

Veiligheidsevaluatie – langetermijnveiligheid



Hoofdstuk 14

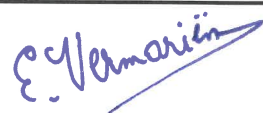




Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval
te Dessel

Versie 1 van dit rapport werd opgesteld door E. Vermariën (NIRAS), nagekeken door W. Cool (NIRAS) en goedgekeurd door R. Bosselaers (NIRAS).

Versie 2 van dit rapport werd opgesteld door E. Vermariën (NIRAS), nagekeken door W. Cool (NIRAS) en goedgekeurd door R. Bosselaers (NIRAS).

Versie 3 van dit rapport werd opgesteld door E. Vermariën (NIRAS), nagekeken door W. Cool (NIRAS), E. Weetjens (SCK•CEN), D. Jacques (SCK•CEN) en J. Govaerts (SCK•CEN; partim) en goedgekeurd door R. Bosselaers (NIRAS) en B. Van Assche (NIRAS).

Goedkeuring document		
Goedkeuring	Datum	Handtekening
Geschreven door: ELISE VERMARIËN	30/01/2019	
Nagekeken door: WIM COOL	30/01/2019	
Eef WEETJENS	30/01/2019	
Goedgekeurd door: RUDY BOSSELAERS	30/01/2019	
BART VAN ASSCHE	30/01/2019	

NIRAS

Kunstlaan 14
1210 Brussel
www.nirond.be

De gegevens, resultaten, conclusies en aanbevelingen in dit rapport zijn eigendom van NIRAS. Dit rapport mag worden aangehaald mits de bron vermeld wordt. Het wordt beschikbaar gesteld op voorwaarde dat het niet wordt gebruikt voor commerciële doeleinden. Voor commercieel gebruik ervan, waaronder tevens het vervaardigen van kopieën of heruitgave, is voorafgaande schriftelijke toestemming van NIRAS vereist.

Documentgegevens			
<p>Titel Hoofdstuk 14 Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid</p> <p>Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel</p>			
<p>Geschreven door</p> <p>Belgische instelling voor radioactief afval en verrijkte splijtstoffen</p> <p>NIRAS</p> <p>Kunstlaan 14</p> <p>1210 Brussel</p>			
Serie	Categorie A	Documenttype	NIROND-TR
Status	Open	Publicatiedatum	30 januari 2019
NIRAS rapportnummer	NIROND-TR 2011–14	Revisienummer	Versie 3
Sleutelwoorden	Categorie A, oppervlakteberging, langetermijnveiligheid, vergunningsaanvraag, veiligheidsrapport, radiologische langetermijnveiligheidsevaluatie		

Revisietabel																																										
Versie		Opmerkingen																																								
Nummer	Datum																																									
1	30/11/2011	Engelstalige versie voor internationale <i>peer review</i> , georganiseerd door NEA. Versie ter informatie voorgelegd aan FANC.																																								
2	31/10/2012	Oorspronkelijke versie voorgelegd aan het FANC ter staving van de aanvraag van een oprichtings-en exploitatievergunning (A1) voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel.																																								
3	30/01/2019	<p>Herziene versie voorgelegd aan het FANC ter staving van de aanvraag van een oprichtings-en exploitatievergunning (A1) voor de oppervlaktebergingsinrichting voor categorie A-afval te Dessel, rekening houdend met de vragen van het FANC en Bel V met betrekking tot versie 2, in navolging waarvan de langetermijnveiligheidsevaluatie nagenoeg volledig herzien werd.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Vraag nr.</th> <th>Titel</th> <th>Nodige aanpassingen aan veiligheidsrapport</th> <th>Betrokken § in HS14</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>HS14-001</td> <td>Beschrijving verwachte evolutie</td> <td>In §14.3 een beschrijving geven van de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem in functie van de tijd</td> <td>§14.3.1.3 §14.3.2</td> </tr> <tr> <td>HS14-003</td> <td>Kwalitatieve bewijzen en argumenten</td> <td>Het dossier aanvullen met kwalitatieve bewijzen en argumenten ter onderbouwing van de kwantitatieve analyses</td> <td>§14.17 §14.18</td> </tr> <tr> <td>HS14-004</td> <td>Veiligheidsmarges</td> <td>Term in gepaste context gebruiken Veiligheidsmarge RS expliciteren</td> <td>§14.2.1.1.1.1 §14.5.7.1.1</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">HS14-005</td> <td rowspan="2">KB 2011</td> <td>Reglementair kader aanvullen met art. 4.2 van het KB van 30/11/211</td> <td>§14.1.2.2</td> </tr> <tr> <td>Expliciteren hoe hieraan voldaan wordt Incoherenties bij het gebruik van de term 'validatie' wegwerken</td> <td>Bijlage 14-2 §14.2.3.4.2.3</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">HS14-006</td> <td rowspan="2">Timeframes</td> <td>Bespreking van het einde van de evaluatieperiode en argumentatie rond het tijdstip van de overgang naar de penalisierende scenario's</td> <td>§14.2.2</td> </tr> <tr> <td>De inschatting van de prestatie bij de prestatieanalyse niet laten doorlopen na de start van de penalisierende scenario's</td> <td>§14.14 (aan te vullen voorafgaand aan de tweede wetenschappelijke raad)</td> </tr> <tr> <td>HS14-007</td> <td>'Kortlevende' radionucliden</td> <td>De notie 'kortlevend' niet gebruiken voor radionucliden zoals ²⁴¹Am (halfwaardetijd van 432 jaar)</td> <td>HS14</td> </tr> <tr> <td rowspan="3">HS14-008</td> <td rowspan="3">Evaluatiebasis</td> <td>Figuur veiligheidsevaluatiemethodologie en tekst rond evaluatiebasis coherent maken</td> <td>§14.2.3</td> </tr> <tr> <td>Elementen waarrond ontwikkeling van kennis nodig is binnen de evaluatiebasis, voorafgaand aan het eigenlijke uitvoeren de veiligheidsevaluatie, expliciteren</td> <td>§14.2.3.2</td> </tr> <tr> <td>Elementen van de evaluatiebasis beschrijven of er precies naar refereren</td> <td>§14.3</td> </tr> </tbody> </table>	Vraag nr.	Titel	Nodige aanpassingen aan veiligheidsrapport	Betrokken § in HS14	HS14-001	Beschrijving verwachte evolutie	In §14.3 een beschrijving geven van de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem in functie van de tijd	§14.3.1.3 §14.3.2	HS14-003	Kwalitatieve bewijzen en argumenten	Het dossier aanvullen met kwalitatieve bewijzen en argumenten ter onderbouwing van de kwantitatieve analyses	§14.17 §14.18	HS14-004	Veiligheidsmarges	Term in gepaste context gebruiken Veiligheidsmarge RS expliciteren	§14.2.1.1.1.1 §14.5.7.1.1	HS14-005	KB 2011	Reglementair kader aanvullen met art. 4.2 van het KB van 30/11/211	§14.1.2.2	Expliciteren hoe hieraan voldaan wordt Incoherenties bij het gebruik van de term 'validatie' wegwerken	Bijlage 14-2 §14.2.3.4.2.3	HS14-006	Timeframes	Bespreking van het einde van de evaluatieperiode en argumentatie rond het tijdstip van de overgang naar de penalisierende scenario's	§14.2.2	De inschatting van de prestatie bij de prestatieanalyse niet laten doorlopen na de start van de penalisierende scenario's	§14.14 (aan te vullen voorafgaand aan de tweede wetenschappelijke raad)	HS14-007	'Kortlevende' radionucliden	De notie 'kortlevend' niet gebruiken voor radionucliden zoals ²⁴¹ Am (halfwaardetijd van 432 jaar)	HS14	HS14-008	Evaluatiebasis	Figuur veiligheidsevaluatiemethodologie en tekst rond evaluatiebasis coherent maken	§14.2.3	Elementen waarrond ontwikkeling van kennis nodig is binnen de evaluatiebasis, voorafgaand aan het eigenlijke uitvoeren de veiligheidsevaluatie, expliciteren	§14.2.3.2	Elementen van de evaluatiebasis beschrijven of er precies naar refereren	§14.3
Vraag nr.	Titel	Nodige aanpassingen aan veiligheidsrapport	Betrokken § in HS14																																							
HS14-001	Beschrijving verwachte evolutie	In §14.3 een beschrijving geven van de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem in functie van de tijd	§14.3.1.3 §14.3.2																																							
HS14-003	Kwalitatieve bewijzen en argumenten	Het dossier aanvullen met kwalitatieve bewijzen en argumenten ter onderbouwing van de kwantitatieve analyses	§14.17 §14.18																																							
HS14-004	Veiligheidsmarges	Term in gepaste context gebruiken Veiligheidsmarge RS expliciteren	§14.2.1.1.1.1 §14.5.7.1.1																																							
HS14-005	KB 2011	Reglementair kader aanvullen met art. 4.2 van het KB van 30/11/211	§14.1.2.2																																							
		Expliciteren hoe hieraan voldaan wordt Incoherenties bij het gebruik van de term 'validatie' wegwerken	Bijlage 14-2 §14.2.3.4.2.3																																							
HS14-006	Timeframes	Bespreking van het einde van de evaluatieperiode en argumentatie rond het tijdstip van de overgang naar de penalisierende scenario's	§14.2.2																																							
		De inschatting van de prestatie bij de prestatieanalyse niet laten doorlopen na de start van de penalisierende scenario's	§14.14 (aan te vullen voorafgaand aan de tweede wetenschappelijke raad)																																							
HS14-007	'Kortlevende' radionucliden	De notie 'kortlevend' niet gebruiken voor radionucliden zoals ²⁴¹ Am (halfwaardetijd van 432 jaar)	HS14																																							
HS14-008	Evaluatiebasis	Figuur veiligheidsevaluatiemethodologie en tekst rond evaluatiebasis coherent maken	§14.2.3																																							
		Elementen waarrond ontwikkeling van kennis nodig is binnen de evaluatiebasis, voorafgaand aan het eigenlijke uitvoeren de veiligheidsevaluatie, expliciteren	§14.2.3.2																																							
		Elementen van de evaluatiebasis beschrijven of er precies naar refereren	§14.3																																							

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		HS14-009	Indeling in scenario's en verlies van isolatie	Beschouwen van scenario's die betrekking hebben op een verlies van afzonderingscapaciteit waarbij de oorzaak geen menselijke intrusie is	§14.2.3.3.2 §14.2.3.3.4 §14.3.3 §14.3.4.2 §14.6.2.3 §14.12		
				HS14-010	Gebruik van initiërende FEP's	Initiërende FEP's bekijken in het licht van de verwachte evolutie	§14.2.3.3.2.1 §14.3.3
						Criteria expliciteren die gebruikt werden voor het al dan niet beschouwen van bepaalde combinaties van initiërende FEP's in de AES'en	§14.2.3.3.2.2 §14.6.2.6
						Selectie van AES'en	§14.6.2.1
						Waarschijnlijkheid van optreden van de AES'en bepalen	§14.6.2
		HS14-012	Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses en de correlatie tussen parameters	Verduidelijken of probabilistische analyses al dan niet beschouwd worden	§14.2.3.5		
				Verduidelijken hoe de correlaties tussen de parameters in beschouwing werden genomen	§14.4.3.7 §14.4.5.2.5 §14.4.7.2.4		
				Verduidelijken hoe de ongunstige combinaties van parameters werden beschouwd en in rekening gebracht	§14.5.2.1.1 §14.6.3		
		HS14-013	Beschrijving onzekerheden	Karakterisering van de geïdentificeerde onzekerheden – zie Fiche 1	---		
		HS14-014	Contextuele onzekerheden	Duidelijk onderscheid maken tussen de contextuele en technisch-wetenschappelijke onzekerheden	§14.2.5		
		HS14-015	Onzekerheden op de conceptuele modellen	Behandeling van onzekerheden op de conceptuele modellen verduidelijken – zie Fiche 1	---		
		HS14-016	Gevoeligheidsanalyses vs. onzekerheidsanalyses	Rol verduidelijken van gevoeligheidsanalyses en onzekerheidsanalyses in de veiligheidsevaluatiemethodologie en het beheer van onzekerheden	§14.2.3.5 §14.2.5.1 §14.2.5.2		
				Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses in rekening brengen om het potentieel belang voor de veiligheid van onzekerheden te bepalen	§14.2.5.1 §14.3.7		
				Onzekerheidsanalyses conform de karakterisering van onzekerheden uitvoeren	§14.4.9.2		
		HS14-017	Behandelen van onzekerheden	Aantonen dat geïdentificeerde onzekerheden die belangrijk zijn voor de veiligheid op een adequate manier werden behandeld – zie Fiche 1	---		
		HS14-018	Vrijgekomen radiotoxiciteit of activiteit in de omgeving	Indicatoren toevoegen waarmee de activiteits- of radiotoxiciteitsverdeling in water en grond buiten de aquifer, alsook in lucht, beschouwd wordt	§14.2.4.2		
		HS14-019	Referentiewaarde voor de in de omgeving vrijgekomen radioactiviteit / radiotoxiciteit	Vergelijken van activiteit die potentieel in de omgeving vrij kan komen met de radioactiviteit of radiotoxiciteit die van nature aanwezig is op een regionale schaal: berekeningsmethode	§14.2.4.2 §14.2.4.2.4 §14.2.4.2.5 §14.2.4.2.6		
				Aantonen dat de activiteit die in de omgeving vrij kan komen geen significante verhoging veroorzaakt van de radioactiviteit of radiotoxiciteit die van nature aanwezig is op een regionale schaal	§14.5.7.3.2		

		HS14-020	Impact op drinkwaterontginning	Impact van de berging op drinkwater nagaan door de dosiswaarde volgend uit de consumptie van 730 liter van dit water per jaar te vergelijken met de referentiewaarde van 0,1 mSv/a	§14.1.2.3 §14.2.4.2.1
				Aantonen dat de impact van de berging op drinkwater de referentiewaarde van 0,1 mSv/a respecteert	§14.5.7.3.1
		HS14-022	Bronterm voor de HIS	Impacts van intrusiescenario's berekenen rekening houdend met de OLI's en CLI's	§14.7.4 §14.8.4 §14.9.4 §14.10.4
		HS14-023	Omhullend karakter van de intrusiescenario's	De doelstelling van HIS'en verduidelijken ten opzichte van de opvulplannen, exploitatie en bepaling van limieten	§14.2.1.1.1.3 §14.2.1.1.2
				Beschrijving van de aspecten die tussenkomen bij scenarioselectie en overzicht van de beschouwde scenario's	§14.2.3.3.3
				Algemene beschrijving van de intrusiescenario's en de ermee geassocieerde conceptuele modellen en blootstellingswegen	§14.7.2
					§14.7.3.1
					§14.8.2
					§14.8.3.1
				§14.9.2	
				§14.9.3.1	
		§14.10.2			
		De relevante schalen identificeren voor de verschillende scenario's en argumenteren hoe deze tussenkomen bij het vaststellen van limieten (activiteit, heterogeniteit) en verificaties voorafgaand aan de eigenlijke opvulling	§14.7.1 §14.8.1 §14.9.1 §14.10.1 §14.16.4 §14.16.5 §14.16.6		
		Het omhullende karakter van de HIS'en argumenteren	§14.7.5 §14.8.5 §14.9.5 §14.10.5		
HS14-024	Uitgestelde effecten geassocieerd aan een degradatie van de insluitingscapaciteit	Berekeningen toevoegen van de uitgestelde effecten van een verlies aan insluitingscapaciteit van de berging op de verschillende schalen waarop de intrusies betrekking kunnen hebben	§14.10		
HS14-025	Residentie op gecontamineerd materiaal	Significant deel gecontamineerd materiaal te beschouwen bij evaluatie van de uitgestelde effecten volgend op een intrusie van het type "grote werf" (residentie op dit materiaal) en deze waarde argumenteren, rekening houdend met bijvoorbeeld minimale bodemvereisten voor het telen van gewassen	§14.9.5.2.1		
HS14-026	Residentie op de bergingsinstallatie	Een scenario toevoegen waarbij de effecten worden geëvalueerd van een intrusie in het afval zelf als gevolg van een residentie op de bergingsinstallatie	§14.10 (scenario 'residentie op de bergingsinstallatie')		
HS14-027	Makkelijk verspreidbaar afval	Alle afval als 'gemakkelijk verspreidbaar' beschouwen in de intrusiescenario's 'boring' en 'analyse van een boorkern'	§14.7.2 §14.8.2.1		
HS14-028	Gemiddelde afstand tussen laborant en boorkern	Pertinente waarde van 0,5 m beschouwen voor de afstand laborant – boorkern tijdens analyse	Tabel 14-136 (§14.19.6.1)		
HS14-029	Huidbesmetting	Huidbesmetting door direct contact toevoegen als blootstellingsweg onder 'analyse van een boorkern'	§14.7		
HS14-030	Ontdekking van het radioactief karakter van de boorkern	Expliciteren van het uitgangspunt voor alle intrusiescenario's dat het radioactieve karakter niet ontdekt wordt	§14.2.3.3.3		

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		Consequenties van het niet-ontdekken van het radioactieve karakter van de boorkern in rekening brengen door langdurige blootstelling aan een open kern op een toegankelijke plaats	§14.7
HS14-031	Fractie geïnhaled stof	Inhaleerbare fractie van stof in de lucht gelijkstellen aan één	Tabel 14-136 (§14.19.6.1) Tabel 14-137 (§14.19.6.2) Tabel 14-138 (§14.19.6.3)
HS14-032	Beschouwing van zelfvoorziening in de berekening van de uitgestelde effecten	Zelfvoorziening beschouwen bij het bepalen van de doses door uitgestelde effecten van menselijke intrusies op de afzonderingscapaciteit	§14.9
HS14-033	Bronterm voor de penaliserende scenario's	Penaliserend grondwaterscenario berekenen op basis van de OLI's	§14.11.6.1
		Penaliserend grondscenario berekenen op basis van de OLI's	§14.12.4.1
HS14-034	Omhullend karakter van het penaliserende scenario 'grondwater'	Beschrijving verwachte en mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen die bepalend zijn voor insluiting na enkele duizenden jaren	§14.3.4.1
		Verdeling radionucliden over afvaltypes & snelheid van vrijkomen uit afval (zie ook §6.4.5.2 [HS-6])	§14.3.1.2
		Algemene beschrijving van het penaliserende grondwaterscenario	§14.11.2
		Formulering en implementatie van het installatiemodel	§14.11.3
		Systematisch het omhullende karakter van de verschillende hypothesen en parameterwaarden evalueren en rechtvaardigen	§14.11.7
HS14-036	Sorptiewaarden gebruikt voor de ophoging	Sorptiewaarden voor de ophoging gebruiken die overeenstemmen met het materiaal dat daarvoor gebruikt wordt i.p.v. waarden voor zand uit de biosfeer	§14.11.3.4.1
HS14-037	Omhullend karakter van het penaliserende grondscenario	Omhullend karakter van de impact van radoninhalatie argumenteren	§14.12.3.2 §14.12.5.6
HS14-038	Variatie van het startmoment van de penaliserende scenario's	Variatie beschouwen van het startmoment van het penaliserende grondwaterscenario	§14.11.6.2
		Variatie beschouwen van het startmoment van het penaliserende grondscenario	§14.12.4.2
HS14-039	Beschrijving van de gebruikte modellen	Een systematisch overzicht geven van de voornaamste karakteristieken en hypothesen van de gebruikte hydrogeologische modellen, alsook hun interfaces, met voldoende en precieze referenties naar de ondersteunende documenten	§14.4.5
HS14-040	Veranderingen in de geosfeer	Aangeven hoe klimaatsverandering beschouwd wordt in de geosfeermodellering en wat de gevolgen hiervan zijn	§14.4.5.4 §14.4.5.5
		Impact van door mensen teweeggebrachte veranderingen aan de hydrogeologie: zie [HS-4]	---

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		HS14-041	Hydrogeologisch model in de penalisierende scenario's	Op een traceerbare manier aantonen op welke manier de hydrogeologische modellen in het penalisierende grondwaterscenario, voor de in de toekomst mogelijke situaties die veranderingen van de hydrogeologie met zich kunnen meebrengen, omhullend is op het gebied van radiologische impact	§14.11.7.10
		HS14-043	Receptoren 'rivier' en 'kwelgebieden' bij de screeningberekeningen	Kort justifiëren dat onderdempeling in water niet significant bijdraagt tot de totale dosis onder de rivierreceptor	§14.4.7.1.4
	Inname van drinkwater opnemen als blootstellingsweg onder de kwelgebiedreceptor			§14.4.7.1.5 §14.4.7.2.3 §14.4.7.4.2	
	Ranges van biosfeerparameters bepalen			§14.3.6.4	
		HS14-044	Kritische parameters – onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse	Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCFs voor de waterputreceptor onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario voor volwassenen in kaart brengen	§14.4.7.4.1
				Keuze van de waarden van de kritieke omgevingsparameters argumenteren, mede op basis van de grootte van de onzekerheid, hun invloed op de berekende dosis (gevoeligheidsanalyse) en het globale conservatisme van het biosfeermodel	§14.4.8
		HS14-045	Veranderingen in de biosfeer	Mogelijke klimaatevoluties – zie [HS-4]	---
				Aangeven hoe de mogelijke toekomstige veranderingen van de biosfeer beschouwd worden in de biosfeermodellen	§14.4.7.1.1
		HS14-046	Biosfeermodel in het penalisierende scenario 'grondwateroute'	De biosfeerberekeningen in het penalisierend grondwaterscenario uitvoeren met de BCFs voor de waterputreceptor onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario	§14.11.5 §14.11.7.10
		HS14-047	Potentieel meest blootgestelde groep en representatieve persoon in het biosfeermodel van het penalisierende scenario 'grondroute'	Impacts voor kinderen en jonge kinderen beschouwen onder het penalisierende grondwaterscenario, naast die voor volwassenen	§14.11.6.1.1.2
				Impacts voor kinderen en jonge kinderen beschouwen onder het penalisierende grondscenario, naast die voor volwassenen	§14.12.4.1.1
		HS14-048	Biosfeermodel in het penalisierende scenario 'grondroute'	Alle blootstellingswegen in aanmerking nemen die normaal bij een zelfvoorzienende gemeenschap beschouwd worden	§14.12.3.1
				Argumentatie voor het niet beschouwen van inname van drinkwater onder het penalisierende grondscenario ontwikkelen op basis van gekwantificeerde gegevens	§14.12.3.1
		HS14-049	Respecteren dosislimieten ooglenzen en huid	Equivalente doses voor de huid en de ooglenzen als indicatoren beschouwen	§14.1.2.1 §14.2.4.1.5 §14.2.4.1.6
					§14.2.4.1.6
					§14.5.5.2
					§14.6.5.2
				Berekeningsmethode voor de equivalente huiddosis en dosis voor de ooglenzen toelichten	§14.7.3.1 §14.8.3 §14.9.3 §14.10.3.3 §14.11.5.2 §14.12.3
					§14.7.3.1
					§14.8.3
					§14.9.3
					§14.10.3.3
					§14.11.5.2
			§14.12.3		

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

			§14.5.7.2
			§14.6.6
			§14.7.4.2.2
			§14.7.4.2.3
		Aantonen dat de equivalente-dosislimieten voor de personen van het publiek gerespecteerd worden in de verschillende langetermijnveiligheidsevaluatiescenario's	§14.8.4.1.1
			§14.8.4.2.1
			§14.9.4.1.1
			§14.9.4.2.1
			§14.10.4.1.1
			§14.10.4.2.1
			§14.11.6.1.2
			§14.12.4.1.2
		Beschrijving verwachte evolutie van het bergingssysteem vanuit fenomenologisch oogpunt – zie HS14-001	---
HS14-050	Justificatie van de hypothesen van de installatiemodellen geassocieerd met het EES	Verwachte herverdeling insijpelend water beschrijven	§14.3.2.6.1.2
		Hypothese transmissiviteitsverhouding tussenruimten scheuren	§14.4.3.5.2.1
		Identificatie en justificatie van hypothesen EES – zie HS14-054, HS14-055, HS14-056, HS14-057, HS14-058, HS14-059, HS14-060, HS14-062, HS14-063, HS14-064, HS14-065 en HS14-066	---
HS14-051	Justificatie van de hypothesen geassocieerd met het RS	Systematisch aangeven waar er conservatisme werd geïntroduceerd in de RS-installatiemodellen ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden en de graad van conservatisme bepalen	§14.5.3 §14.5.8.1 §14.5.8.4
HS14-053	Verwachte evolutie(s) en distributie van de saturatiegraad	De verwachte evolutie en de onzekerheden op de saturatiegraad vanuit fenomenologisch oogpunt beschrijven in HS14	§14.3.2.1.1 §14.3.2.2.2 §14.3.2.3.2 §14.3.2.4.2 §14.3.2.5.2 §14.3.2.6.1.1
HS14-054	Justificatie van het gebruik van de hypothese van volledige saturatie in de installatiemodellen	Genomen hypothesen rond saturatie justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie	§14.4.3.5.1 §14.4.3.8.2 §14.4.3.8.3.1 §14.5.3.1.4.1
HS14-055	Aard en justificatie van de gekozen initiële gesatureerde hydraulische conductiviteitswaarden van cementgebonden onderdelen	Waterstroming en hydraulische geleidbaarheid in de periode voor degradatie justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie	§14.3.2 §14.4.3.5.2.2 §14.5.3.1.4.2
HS14-056	Aard en justificatie van de gekozen gedegradeerde gesatureerde hydraulische conductiviteitswaarden van cementgebonden onderdelen	Waterstroming en hydraulische geleidbaarheid in de periode na degradatie justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie	§14.4.3.5.2 §14.4.3.5.3 §14.4.3.7.2 §14.5.3.1.4.2
		Graad van conservatisme van de in het RS gebruikte waarden van de hydraulische geleidbaarheid bepalen ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden	§14.5.3.2.2
HS14-057	Gebruikte sorptiewaarden in installatiemodellen	Genomen hypothesen en gebruikte parameterwaarden met betrekking tot sorptie en oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ⁴¹ Ca in het EES justifiëren	§14.4.3.2.1.2 §14.4.3.7.7 §14.4.4.10.2
		Homogeen gedrag van afvalvorm justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie (zie ook HS14-064)	§14.4.3.2.4 §14.4.3.2.5
		Genomen hypothesen en gebruikte parameterwaarden met betrekking tot sorptie en oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ⁴¹ Ca in het RS beschrijven	§14.5.3.1.2 §14.5.3.2.7.1

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		Graad van conservatisme van de in het RS gebruikte waarden van deze parameters bepalen ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden	§14.5.3.2.7
		Onzekerheidsrange van de waarden van porositeit, bulkdichtheid, dispersiviteit en poriëndiffusiecoëfficiënt beschrijven	§14.3.6.1.14 §14.3.6.1.15 §14.3.6.1.16 §14.3.6.1.17
	HS14-058	Justificatie van hypothesen over waarden van porositeit, bulkdichtheid, dispersiviteit en poriëndiffusiecoëfficiënt	Argumenteren dat de in EES gebruikte waarden van deze parameters representatief zijn voor de verwachte evolutie, of beschrijven welke de invloed is op het systeemgedrag en dit justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie
			§14.4.3.2.5 §14.4.3.7.3 §14.4.3.7.4 §14.4.3.7.5 §14.4.3.7.6 §14.4.4.7 §14.4.4.8 §14.4.4.9
		Graad van conservatisme van de in het RS gebruikte waarden van deze parameters bepalen ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden	§14.5.3.2.3 §14.5.3.2.4 §14.5.3.2.5 §14.5.3.2.6
	HS14-059	Justificatie van de geometrie, dimensionaliteit en randvoorwaarden van installatiemodellen (RS en EES)	De geometrie en dimensionaliteit van de installatiemodellen justifiëren
			§14.4.3.1 §14.5.3.1.1
			De randvoorwaarden van de installatiemodellen justifiëren
			§14.4.3.4 §14.5.3.1.3
			De gemodelleerde, overwegend neerwaartse, waterstroming en radionuclidentrajecten justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie
			§14.3.2.8 §14.4.3.5 §14.5.3.1.4
	HS14-060	Benadering voor de modellering van scheuren, spleten en openingen	Benadering voor de modellering van scheuren beschrijven en justifiëren
			§14.4.3.6.2.3 §14.4.3.8.3
	HS14-062	Hypothesen i.v.m. de modellering van scheuren, spleten en openingen	De hypothesen waarop de modellering van verwachte spleten en openingen gebaseerd is, justifiëren
			§14.4.3.1.3 §14.5.3.1.1
			De hypothesen waarop de modellering van scheuren gebaseerd is, justifiëren
			§14.4.3.6.2 §14.4.4.1 §14.4.4.4 §14.5.3.1.5.2
	HS14-063	Evolutie van de waterflux	Evolutie van de waterinsijpeling justifiëren
			§14.4.3.6.3 §14.4.4.2 §14.5.3.1.5.3
			Spreiding in de tijd van de degradatie van het bergingssysteem justifiëren
			§14.4.3.6.4 §14.5.3.1.5.4
			Gekozen maximale waarde van de waterinsijpeling justifiëren
			§14.4.3.7.1 §14.5.3.2.1
	HS14-064	Veiligheidsfunctie R1	Beschrijving afvalkarakteristieken – zie [HS-6]

			Beschrijving verwachte processen die bijdragen tot R1
			§14.3.1.2
			Manier waarop veiligheidsfunctie R1 in rekening gebracht is in de installatiemodellen justifiëren ten opzichte van de verwachte evolutie
			§14.4.3.2 §14.5.3.1.2
			Coherentie tussen HS2 en HS14 verzekeren in termen van R1
			§14.4.3.2.1.1
	HS14-065	Hypothese van homogeniteit voor de modellering van de monolieten	Verschillende materialen (caissons, vulmortel,...) van de monolieten beschouwen
			§14.4.3.1.2

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		Modellering van monolieten justifiëren in het licht van scheurvorming als verwacht degradatieproces – zie HS14-062	---
HS14-066	Justificatie van de modellering van de monolieten	Modellering van monolieten justifiëren in het licht van carbonatatie als verwacht degradatieproces	§14.4.3.6.1.1 §14.4.3.6.1.2 §14.5.3.1.5.1
		Rol van de vaten in het beperken van het vrijkomen uit het afval in type I monolieten beschrijven en justifiëren	§14.4.3.2.2.1 §14.4.4.6 §14.5.3.1.2
HS14-068	Veiligheidsfunctie ‘S’	Verduidelijken hoe het verlies van mechanische ondersteuning in rekening gebracht wordt in de installatiemodellen	§14.4.3.1
HS14-069	Verificatie en validatie van de installatiemodellen	Overzicht van de verificatie en validatie van de installatiemodellen van het RS en het EES	§14.20.1 §14.20.2
HS14-070	Beschrijving van de parameters verbonden met de numerieke resolutie van de vergelijkingen verbonden met installatiemodellen	Informatie over het oplossen van numerieke problemen verbonden met de bestudeerde installatiemodellen toevoegen en verwijzen naar de ondersteunende documenten die hier verder op ingaan	§14.4.3.9
HS14-072	Tijdsaspecten in de identificatie en behandeling van FEP’s	Waar relevant tijdsaspecten in rekening brengen bij de identificatie en behandeling van FEP’s – zie Fiche 13	---
HS14-073	Assessment cases en FEP’s met invloed op performantie / impact	Rol van FEP’s die een invloed op de impact kunnen hebben, maar niet op de SSC’s of veiligheidsfuncties binnen de AES-ontwikkeling verduidelijken	§14.2.3.3.2.1
HS14-074	Methodologie voor identificatie van initiërende FEP’s	Herziene methodologie voor identificatie van initiërende FEP’s documenteren – zie Fiche 13	---
HS14-075	Defecten aan de “module middle”	Defecten aan de modulewanden opnemen in de cAt FEP-lijst en bij de mogelijk initiërende FEP’s	§14.3.3
HS14-076	“Subsidence/collapse”	De FEP “subsidence/collapse” opnemen in de cAt FEP-lijst en toelichten hoe deze in rekening wordt gebracht	§14.3.3
HS14-080	“Matrix diffusion”	De wijze waarop teruggdiffusie beschouwd wordt in de installatiemodellen verklaren en het effect ervan kwantificeren.	§14.4.3.6.1.2 §14.4.3.6.1.3 §14.4.3.6.2.3
HS14-082	Veranderingen in materiaaleigenschappen als gevolg van afvalkarakteristieken	Effecten op SSC’s / veiligheidsfuncties van FEP’s met betrekking tot veranderingen in materiaaleigenschappen als gevolg van afvalkarakteristieken beschouwen	§14.3.3
		Incoherenties rond bitumenafval wegwerken	§14.3.1.1
		Toelichten hoe er omgegaan wordt met specifieke (chemische) kenmerken van afvalfamilies	§14.3.1.3
HS14-083	Interne verstoringen	Mogelijke negatieve interacties tussen de verschillende afvaltypes en andere SSC’s in de lijst van initiërende FEP’s beschouwen	§14.3.3
		Rechtvaardigen dat geen andere degradatiemechanismen te wijten aan andere componenten in rekening gebracht moeten worden	§14.3.3
HS14-084	Zettingen	Rechtvaardigen waarom statische en dynamische zettingen niet opgenomen worden in de lijst van initiërende FEP’s	§14.3.3
		Beschouwen van mogelijke zettingen ten gevolge van veranderingen in de watertafel	§14.4.1
HS14-085	Explosies en crashes	Ontploffingen en crashes meenemen in de scenario-ontwikkeling	§14.3.3 §14.6.2.3 §14.6.3.2

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		HS14-086	“Frost weathering” en “vrijkomen van contaminatie in de biosfeer vanuit de berging”	Processen die aanleiding kunnen geven tot (al dan niet lokale) erosie beschouwen in functie van mogelijk vrijkomen van contaminatie in de biosfeer vanuit de berging	§14.3.2.6 §14.3.5.3
				De FEP “frost weathering” in beschouwing nemen bij de scenario-ontwikkeling	§14.3.3
		HS14-088	“Colloids”	Het niet beschouwen van colloïden in de installatiemodellen rechtvaardigen (zie ook §5.3.2.13 [HS-5])	§14.3.3
		HS14-089	“Capillary rise”	Rol van de drainagelaag in termen van capillaire opstijging verduidelijken	§14.4.1
		HS14-090	Gas sources and effects	Evaluatie van effecten van niet-radioactieve gassen	§14.3.3
		HS14-091	“Lakes, rivers, streams and springs”	Het niet beschouwen van kleinere oppervlaktewateren in de hydrogeologische modellen justifiëren ten opzichte van hun mogelijke invloed op de migratie van radionucliden in de omgeving van de berging	§14.4.5.2.3.1
		HS14-093	Inconsistenties in de identificatie van initiërende FEP’s	Alle relevante initiërende FEP’s bij de scenario-ontwikkeling beschouwen – zie Fiche 13	---
		HS14-094	Veiligheidsfunctie R1	De manier waarop veiligheidsfunctie R1 bij de verschillende berekeningen (EES, RS, AES) in rekening werd gebracht verklaren en daarbij een onderscheid maken tussen de verschillende types monolieten	§14.4.3.2.1 §14.5.3.1.2 §14.6.2.5 §14.6.3.4
		HS14-095	Veiligheidsfunctie S	Effecten van initiërende FEP’s op de SSC’s die mechanische ondersteuning bieden, beschouwen bij de AES-ontwikkeling	§14.3.3
		HS14-096	Effecten van initiërende FEP’s op R3	De mogelijke impact van initiërende FEP’s met betrekking tot R3 rechtvaardigen ten opzichte van de fenomenologie	§14.3.3 §14.6.2.5
		HS14-097	Degradaties tijdens fase III	Rechtvaardigen dat degradatieprocessen uit de FEP’s gedetecteerd kunnen worden op basis van het monitoringprogramma en, indien niet, deze FEP’s vanaf fase III meenemen in de scenario-ontwikkeling	§14.3.3
		HS14-098	Effecten van initiërende FEP’s op migratiewegen	Plausibele impact van initiërende FEP’s op migratiewegen van radionucliden in rekening brengen bij de scenario-ontwikkeling	§14.3.3
		HS14-099	Behandeling van problemen betreffende de kwaliteit van constructie	Het voorkomen van mogelijke maar niet verwachte constructiefouten, die niet gedetecteerd kunnen worden, identificeren en hun mogelijke gevolgen + behandeling in scenario’s rechtvaardigen.	§14.3.3
		HS14-100	Effecten van een aardbeving op monolieten	Effecten van een aardbeving op monolieten beschrijven en rechtvaardigen, rekening houdend met de in dit geval verwachte degradatieprocessen	§14.3.3 §14.6.3.1
		HS14-101	Degradatie van betoncomponenten in geval van extreme erosie	Alle relevante degradatieprocessen beschouwen bij de ontwikkeling van het scenario “extreme erosie”	§14.3.3 §14.6.2.4
		HS14-102	Impact van ‘poor closure’ op de modulebasis	Justifiëren dat gebrekkige sluiting geen significante effecten heeft op de performantie van de modulebasis.	§14.3.3
HS14-103	Identificatie van AES rekegevallen	De redenering die gevolgd werd op AES rekegevallen te identificeren, en de wijze waarop onzekerheden in rekening gebracht werden bij identificatie hiervan verklaren.	§14.2.3.3.2.3		
HS02-001	Dosis- en risicobeperking	Dosisbeperking heeft een waarde van 0,1 mSv/a	§14.2.4.1.1		

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

HS02-011	Algemene bepalingen betreffende de beperking van de doses met betrekking tot handelingen (§20.1.1 van ARBIS)	Refereren naar de reglementaire voorschriften met betrekking tot dosislimieten voor personen van het publiek	§14.1.2.1
		Manier waarop voldaan wordt aan deze dosislimieten expliciteren	§14.2.4.1.1 §14.2.4.1.5 §14.2.4.1.6
HS02-021	Inspectieruimtes	Justificatie van de hypothesen met betrekking tot een niet-perfecte opvulling van de inspectieruimtes	§14.4.3.1.3.3 §14.5.3.1.1
HS06-INV-003	Volledigheid en vervollediging van de radionuclidenvectoren	Radiologische karakteristieken van de bronterm (zie Bijlage 6-3 van [HS-6] voor de schatting van de activiteit op familieniveau)	§14.3.1.5
		Bepaling en lijst van kritieke radionucliden	§14.16.2
HS07-005	Afwijkingen bij de constructie	Mogelijke afwijkingen bij de constructie van monolieten identificeren	§14.3.3
HS16-001	Te meten parameters en link met de veiligheidsevaluatie	Aangeven hoe essentiële hypothesen van de veiligheidsevaluaties via een opvolging in de tijd binnen het monitoringprogramma bevestigd zullen worden (zie ook [HS-16])	§14.13
		Indicatoren en kritieke parameters die gevolgd zullen worden met betrekking tot de langetermijnveiligheid – zie [HS-16]	---
Fiche 1	Beheer en behandeling van onzekerheden	Beschrijving van de aanpak van het beheer en de behandeling van onzekerheden	§14.2.5
		Identificatie en karakterisering van onzekerheden	§14.3.6
		Analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden	§14.3.7
			§14.4.4
		Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden in veiligheidsevaluaties	§14.4.6 §14.4.8 §14.5.3.3 §14.4.9.2
		Afbakening van het RS op basis van de onzekerheidsanalyse voor EES	§14.5.2.1.2
		Argumentatie van de aanvaardbaarheid van onzekerheden	§14.18.1
Fiche 2	Conservatisme RS	Bijkomende argumentatie rond het conservatisme van het RS	§14.5.8
Fiche 3	Omhullend karakter van HIS en PS	HIS – zie HS14-023 Penaliserend grondwaterscenario – zie HS14-034	---
		Beschrijving verwachte en mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen die bepalend zijn voor potentieel voor direct contact na enkele duizenden jaren	§14.3.4.2
		Algemene beschrijving en onderliggende hypothesen van het penalisierende grondscenario	§14.12.2
		Formulering en implementatie van modellen voor het penalisierende grondscenario	§14.12.3
		Systematisch het omhullende karakter van de verschillende hypothesen en parameterwaarden van het penalisierende grondscenario evalueren en rechtvaardigen	§14.12.5
Fiche 5	Bergingslimieten	Methode ter bepaling bronterm 2013 V1 en 2013 V2 – zie §6.4.5 [HS-6]	---

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		<p>Het dossier aanvullen met een methode die gebruik maakt van een absolute beperking van de radiologische capaciteit per radionuclide en waarvoor de veiligheid wordt aangetoond in de veiligheidsanalyse. §14.16.3</p> <p>Beperken van de maximale radionuclidenconcentraties §14.16.4</p> <p>Gepaste bijkomende regels die de spreiding van de activiteit over de modules garanderen §14.16.5</p> <p>Nodige verificaties voorafgaand aan de eigenlijke opvulling identificeren op de verschillende schalen relevant voor de scenario's uit de veiligheidsanalyse §14.16.6</p>
Fiche 13	Alternatieve evolutiescenario's (AES'en)	<p>Methodologie voor ontwikkeling van AES scenario's op basis van initiërende FEP's herzien en documenteren §14.2.3.3.2</p> <p>Herziene AES en hun radiologische consequenties documenteren §14.6</p>
<p>Een aantal antwoorden op vragen met betrekking tot versie 2 van HS-14 werd volledig geïntegreerd in de herziening van andere hoofdstukken van het veiligheidsrapport. Concreet gaat het om HS14-002 en HS14-042 in [HS-4]; en HS14-061 in [HS-5].</p> <p>Met een aantal vragen werd geen rekening gehouden bij de herziening van het veiligheidsrapport zelf: sommige waren niet langer relevant gegeven de wijzigingen aan de hypothesen onderliggend aan de kwantitatieve analyses; andere werden geïntegreerd bij de herziening van OD's.</p>		
Vraag nr.	Titel	Reden om antwoord niet te integreren bij herziening VR
HS14-011	Ontwikkelen van ARS	<i>Het onderscheid tussen AES en ARS scenario's wordt niet langer gemaakt in de herziene methodologie voor scenario-ontwikkeling.</i>
HS14-021	RD&D programma	<i>De aanvaardbaarheid van de nog aanwezige onzekerheden werd aangetoond in het licht van de toetsingscriteria voor de verschillende scenario's uit de langetermijnveiligheidsevaluatie. De doelstellingen van het toekomstige RD&D programma vallen buiten de scope van hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport. De resultaten van het toekomstige RD&D programma zullen in het veiligheidsrapport en de veiligheidsevaluatie geïntegreerd worden bij de periodieke herzieningen.</i>
HS14-035	Processen in het model geassocieerd met het "grondwaterscenario"	<i>In het nieuwe model van het penaliserende grondwaterscenario wordt expliciet rekening gehouden met chemische en mechanische degradatieprocessen door gecarbonateerd/uitgeloozd en gescheurd beton te beschouwen, waardoor het voorwerp van de vraag vervalt. Zie HS14-034 voor de modellering.</i>
HS14-052	Inconsistenties	<i>Het uitvoeren van een coherentiecheck is een essentieel onderdeel van de processen om de coherentie binnen het veiligheidsdossier te verzekeren – zie HS14-071.</i>
HS14-067	Initiële concentraties van de radionucliden in het EES installatiemodel	<i>De door FANC en Bel V geïdentificeerde fout in de logfiles betrof zuiver een effect van post-processing en heeft geen invloed op de resultaten. De berekeningen waarvoor de logfiles van toepassing zijn, maken niet langer deel uit van de veiligheidsevaluatie in het licht van de gewijzigde scenario's. Het script waarmee de logfiles werden gegenereerd, werd gecorrigeerd en toegepast om de logfiles van de nieuwe berekeningen te genereren.</i>
HS14-071	Inconsistenties	<i>Het antwoord betreft de processen om de coherentie binnen het veiligheidsdossier te verzekeren. Deze processen werden ook toegepast bij de redactie van dit hoofdstuk, maar dienen er niet als zodanig in beschreven te worden.</i>

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

		<p>HS14-077 “Chemical gradient” <i>De FEP “chemical gradient” wordt opgenomen in de cAt FEP lijst (Annex 5 van [OD-021]). Effecten ervan worden afgedekt door andere FEP’s (Tabel 5 in §4.1 van [OD-021]).</i> <i>De FEP “chemical gradient” wordt uitgesloten als mogelijk initiërende FEP in het screeningproces aangezien het een ‘feature’ betreft die als zodanig niet relevant is voor de scenario-ontwikkeling (Tabel 7 in Annex 1 van [OD-014]).</i></p> <p>HS14-078 “Radiation effects (in waste and EBS)” <i>De rechtvaardiging van de stelling dat radiolyse en hydrolyse de goede werking van de barrières niet in het gedrang zullen brengen, was reeds opgenomen in [HS-5] (§5.3.2.10.1), waardoor geen aanpassing nodig is.</i></p> <p>HS14-079 “Undetected features (in geosphere)” <i>De uitsluiting van deze FEP werd verder onderbouwd. Het gevolg dat aan de vraag werd gegeven, heeft enkel implicaties voor Annex 4 van [OD-21].</i></p> <p>HS14-081 Volledigheid van FEP’s met een lage waarschijnlijkheid die geen effect hebben op SSC’s of veiligheidsfuncties <i>De cAt FEP-lijst werd aangevuld met menselijke activiteiten, die momenteel te vinden zijn in de buurt van de site en een potentieel effect hebben op de radiologische impact. Deze FEP’s worden niet beschouwd in de scenario-ontwikkeling, daar zij volgens de definitie immers niet initiërend kunnen worden (vallen weg in stap “scenario-relevantie screening” van de identificatie van initiërende FEP’s).</i> <i>Het gevolg dat aan de vraag werd gegeven, heeft dan ook enkel implicaties voor [OD-21].</i></p> <p>HS14-087 FEP’s 2.3.07.01 en 2.3.08 <i>De beschouwing van deze FEP’s is conform de verwachte en niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem. Het gevolg dat aan de vraag werd gegeven, heeft enkel implicaties voor de volledigheidchecks van de near field gedocumenteerd in Hoofdstuk 4 en Annex 7 van [OD-021].</i></p> <p>HS14-092 FEP’s relevant voor de evaluatie van de activiteitsverdeling of radiotoxiciteitsverdeling in de vaste fase <i>Het gevolg dat aan de vraag werd gegeven, heeft in deze iteratie van het veiligheidsrapport enkel implicaties voor de volledigheidchecks van de geosfeer- en biosfeermodellen gedocumenteerd in [OD-021].</i></p> <p>HS14-104 NEA FEP lijst <i>In het kader van (toekomstige) periodieke herzieningen van het veiligheidsrapport, zal rekening gehouden worden met ontwikkelingen op het gebied van FEP-lijsten. De eerste herziening zal in het kader van het bevestigingsbesluit van de oprichtings- en exploitatievergunning van de berging gebeuren.</i></p> <p>HS14-105 “Mass, isotopic and species dilution” <i>Massadilutie is een inherent proces in de hydrogeologische transportmodellen voor alle scenario’s van geleidelijke uitloging. Het gevolg dat aan de vraag werd gegeven, heeft enkel implicaties voor de volledigheidchecks van de geosfeermodellen gedocumenteerd in hoofdstuk 5 en Annex 8 van [OD-021].</i> <i>Merk op dat de FEP ook als relevant werd geïdentificeerd voor de installatiemodellen (hoofdstuk 4 en Annex 7 van [OD-021]).</i></p>
--	--	--

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Inhoudsopgave

14	Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid	14-1
14.1	Inleiding en doelstellingen	14-1
14.1.1	Insluiten en afzonderen	14-2
14.1.2	Reglementaire vereisten en aanbevelingen	14-4
14.1.2.1	Koninklijk besluit van 20 juli 2001	14-4
14.1.2.2	Koninklijk besluit van 30 november 2011	14-5
14.1.2.3	Koninklijk besluit van 31 mei 2016	14-6
14.1.2.4	Leidraden van het FANC	14-6
14.1.3	Doelstellingen van de veiligheidsevaluatie	14-7
14.1.4	Structuur van en leeswijzer bij dit hoofdstuk	14-8
14.2	Aanpak voor evaluatie van de langetermijnveiligheid	14-13
14.2.1	Scope van de veiligheidsevaluatie	14-13
14.2.1.1	Veiligheidsanalyse	14-13
14.2.1.2	Performantieanalyse	14-16
14.2.1.3	Kwalitatieve bewijzen en argumenten	14-16
14.2.2	Tijdvakken voor de evaluatie van de langetermijnveiligheid	14-17
14.2.2.1	Tijdstip van overgang naar de penaliserende scenario's	14-18
14.2.2.2	Keuze van het einde van de evaluatieperiode	14-19
14.2.2.3	Beschouwde scenario's in de verschillende tijdvakken	14-23
14.2.3	Veiligheidsevaluatiemethodologie	14-23
14.2.3.1	Context voor de veiligheidsevaluatie	14-25
14.2.3.2	Evaluatiebasis	14-25
14.2.3.3	Ontwikkeling en beschrijving van scenario's	14-26
14.2.3.4	Formulering en implementatie van modellen	14-35
14.2.3.5	Uitvoeren van analyses	14-38
14.2.3.6	Interpretatie en voorstelling van de resultaten	14-39
14.2.4	Beoordelingscriteria en indicatoren	14-40
14.2.4.1	Dosis en risico	14-40
14.2.4.2	Bijkomende veiligheidsindicatoren	14-43
14.2.4.3	Bescherming van niet-menselijke biota (fauna en flora)	14-46
14.2.4.4	Performantie-indicatoren	14-46
14.2.5	Beheer en behandeling van onzekerheden	14-46
14.2.5.1	Identificatie, karakterisering en analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden	14-47
14.2.5.2	Behandeling van onzekerheden in de veiligheidsevaluatie	14-48
14.2.5.3	Evaluatie van de aanvaardbaarheid van onzekerheden	14-51
14.3	Wetenschappelijke en technische basis voor de evaluatie	14-53
14.3.1	Karakteristieken van het afval	14-54
14.3.1.1	Afvaltypes	14-54

14.3.1.2	Beperken van vrijkomen van radionucliden uit het afval (veiligheidsfunctie R1)	14-55
14.3.1.3	Interacties tussen het afval en de kunstmatige barrières	14-56
14.3.1.4	Voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden	14-57
14.3.1.5	Radiologische karakteristieken	14-60
14.3.2	Fenomenologisch verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem	14-63
14.3.2.1	Scope en beperkingen	14-63
14.3.2.2	Fase 0 – 50 jaar (exploitatiefase Ia)	14-68
14.3.2.3	Fase 50 – 100 jaar (exploitatiefase Ib en sluitingsfase)	14-71
14.3.2.4	Fase 100 – 350 jaar (Fase III: nucleaire reglementaire controlefase)	14-76
14.3.2.5	Fase 350 – 1 000 jaar (fase IV)	14-78
14.3.2.6	Fase na 1 000 jaar, tot enkele duizenden jaren (fase Va en Vb)	14-84
14.3.2.7	Afwijkingen van de beoogde performantie	14-100
14.3.2.8	Conclusie	14-101
14.3.3	Voorzienbare FEP's die de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden	14-103
14.3.4	Verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen na enkele duizenden jaren (fase VI)	14-112
14.3.4.1	Evolutie van de insluitingscapaciteit	14-112
14.3.4.2	Evolutie van het potentieel voor direct contact tussen mens en afval (afzondering)	14-114
14.3.5	Identificatie van mogelijke routes waarlangs blootstelling kan optreden	14-114
14.3.5.1	Uitloging naar het grondwater	14-114
14.3.5.2	Direct contact tussen mens en afval	14-117
14.3.5.3	Rechtstreeks vrijkomen in de biosfeer	14-117
14.3.5.4	Gasvormige vrijzetting	14-118
14.3.6	Identificatie en karakterisering van onzekerheden	14-118
14.3.6.1	Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie(s)	14-118
14.3.6.2	Onzekerheden op het bergingssysteem buiten de verwachte evolutie	14-133
14.3.6.3	Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	14-134
14.3.6.4	Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	14-135
14.3.7	Analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden	14-143
14.3.7.1	Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	14-143
14.3.7.2	Onzekerheden op het bergingssysteem buiten de verwachte evolutie	14-147
14.3.7.3	Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	14-147
14.3.7.4	Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	14-148
14.4	Het verwachte evolutiescenario (EES)	14-151
14.4.1	Inleiding en doelstellingen	14-151
14.4.2	Algemene beschrijving van het scenario en voornaamste hypothesen	14-153
14.4.2.1	Bergingssysteem	14-153
14.4.2.2	Geosfeer (hydrogeologie)	14-156
14.4.2.3	Biosfeer	14-156
14.4.3	Formulering en implementatie van de installatiemodellen	14-157

14.4.3.1	Geometrie en dimensionaliteit	14-158
14.4.3.2	Karakteristieken van de afvalvorm	14-166
14.4.3.3	Beginvoorwaarden	14-174
14.4.3.4	Randvoorwaarden	14-174
14.4.3.5	Waterstroming en radionuclidentransport	14-176
14.4.3.6	Conceptualisering van degradatie	14-182
14.4.3.7	Parametrisering	14-198
14.4.3.8	Wiskundige beschrijving	14-209
14.4.3.9	Computercode	14-212
14.4.4	Behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	14-213
14.4.4.1	Tijdstip van scheurvorming in de monolieten	14-218
14.4.4.2	Snelheid waarmee de beperking van de waterinsijpeling verdwijnt na de start van de degradatie	14-220
14.4.4.3	Starttijdstip en omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie	14-220
14.4.4.4	Configuratie van netwerken van doorgaande scheuren in monolieten	14-222
14.4.4.5	Hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt	14-223
14.4.4.6	Insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet	14-223
14.4.4.7	Dispersie in zandcement	14-224
14.4.4.8	Poriëndiffusiecoëfficiënten van beton en vulmortel	14-225
14.4.4.9	Poriëndiffusiecoëfficiënt van afval in type I monolieten	14-228
14.4.4.10	Sorptie binnen het bergingssysteem	14-229
14.4.5	Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen	14-235
14.4.5.1	Karakteristieken en hypothesen van het regionale model (NAM – grondwaterstroming)	14-236
14.4.5.2	Karakteristieken en hypothesen van het lokale model (grondwaterstroming)	14-239
14.4.5.3	Karakteristieken en hypothesen van de grondwatertransportmodellen	14-248
14.4.5.4	Conceptuele veranderingen in de grondwaterstromingsmodellen voor simulaties onder mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden	14-252
14.4.5.5	Modelresultaten	14-254
14.4.6	Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	14-259
14.4.6.1	Positie van de waterput	14-260
14.4.6.2	Diepte en lengte van de filter	14-261
14.4.6.3	Verdunningseffecten door pompen	14-261
14.4.7	Formulering en implementatie van de biosfeermodellen	14-262
14.4.7.1	Conceptuele beschrijving van de biosfeermodellen (effectieve dosis)	14-263
14.4.7.2	Wiskundige beschrijving en parametrisering van de biosfeermodellen (effectieve dosis)	14-271
14.4.7.3	Computermodel	14-274
14.4.7.4	Biosfeerconversiefactoren	14-274

14.4.8	Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	14-280
14.4.8.1	Irrigatiehoeveelheden	14-282
14.4.8.2	Uitloging	14-283
14.4.8.3	Wortelopname	14-285
14.4.8.4	Uitwendige depositie	14-287
14.4.8.5	Dierlijke producten	14-289
14.4.8.6	Consumptiehoeveelheden	14-289
14.4.8.7	Conclusie	14-290
14.4.9	Radiologische impact	14-290
14.4.9.1	Basisrekengeval	14-291
14.4.9.2	Kwantitatieve onzekerheidsanalyse voor de installatiemodellen	14-295
14.5	Het referentiescenario (RS)	14-299
14.5.1	Inleiding en doelstellingen	14-299
14.5.2	Algemene beschrijving van het scenario en voornaamste hypothesen	14-300
14.5.2.1	Afbakening van het RS op basis van het EES en zijn onzekerheden	14-301
14.5.2.2	Beschrijving en voornaamste hypothesen	14-306
14.5.3	Formulering en implementatie van de installatiemodellen	14-306
14.5.3.1	Conceptualisering	14-307
14.5.3.2	Parametrisering	14-311
14.5.3.3	Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot bergingssysteem en zijn verwachte evolutie onder het RS	14-316
14.5.4	Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen	14-322
14.5.5	Formulering en implementatie van de biosfeermodellen	14-322
14.5.5.1	Evaluatie van de effectieve dosis	14-322
14.5.5.2	Evaluatie van de equivalente huiddosis	14-322
14.5.6	Formulering en implementatie van het model voor evaluatie van de impact op niet-menselijke biota	14-324
14.5.6.1	Probleemstelling	14-325
14.5.6.2	Blootstellingsanalyse	14-325
14.5.6.3	Behandeling van onzekerheden	14-328
14.5.6.4	Computercode	14-328
14.5.7	Radiologische impact	14-328
14.5.7.1	Effectieve dosis	14-329
14.5.7.2	Equivalente dosis voor de huid en de ooglenzen	14-333
14.5.7.3	Bijkomende veiligheidsindicatoren	14-334
14.5.7.4	Impact en daaraan verbonden risico voor niet-menselijke biota	14-342
14.5.8	Argumentatie van het niveau van conservatisme van het RS ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden	14-343
14.5.8.1	Installatiemodellen	14-343
14.5.8.2	Hydrogeologie en GTF	14-344
14.5.8.3	Biosfeermodel en BCFS	14-345

14.5.8.4	Globaal conservatisme van het RS en conclusie	14-345
14.6	Alternatieve evolutiescenario's (AES)	14-347
14.6.1	Inleiding en doelstellingen	14-347
14.6.2	Algemene beschrijving, waarschijnlijkheid en onderliggende hypothesen van de AES'en	14-348
14.6.2.1	Afbakening van de AES'en	14-348
14.6.2.2	Aardbevingen	14-350
14.6.2.3	Vliegtuigcrash	14-354
14.6.2.4	Erosie	14-356
14.6.2.5	Complexanten	14-357
14.6.2.6	Gecombineerde effecten	14-358
14.6.3	Formulering en implementatie van de installatiemodellen	14-359
14.6.3.1	Aardbevingen	14-360
14.6.3.2	Vliegtuigcrash	14-361
14.6.3.3	Erosie	14-364
14.6.3.4	Complexanten (AES4)	14-364
14.6.3.5	Gecombineerde effecten	14-365
14.6.3.6	Samenvattend overzicht	14-365
14.6.4	Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen	14-367
14.6.5	Formulering en implementatie van de biosfeermodellen	14-367
14.6.5.1	Evaluatie van de effectieve dosis	14-367
14.6.5.2	Evaluatie van de equivalente huiddosis	14-367
14.6.6	Radiologische impact	14-367
14.6.6.1	AES1-1: Vroege aardbeving	14-367
14.6.6.2	AES1-2: Vroege en zware aardbeving	14-369
14.6.6.3	AES2-1: Val van een militair vliegtuig	14-370
14.6.6.4	AES2-2: Val van een groot passagiersvliegtuig	14-372
14.6.6.5	AES3-1: Versnelde erosie	14-375
14.6.6.6	AES3-2: Extreme erosie	14-376
14.6.6.7	AES4: Complexanten	14-376
14.6.6.8	AES5-1: Complexanten in combinatie met een vroege aardbeving	14-378
14.6.6.9	AES5-2: Complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving	14-379
14.6.6.10	AES6: Complexanten in combinatie met een versnelde erosie	14-380
14.6.6.11	Overzicht	14-382
14.6.7	Evaluatie van het radiologische risico	14-384
14.6.7.1	Aardbevingen	14-384
14.6.7.2	Vliegtuigcrash	14-386
14.6.7.3	Complexanten in combinatie met aardbevingen	14-388
14.6.7.4	Overige AES'en	14-390
14.6.7.5	Evaluatie van het globale risico	14-390
14.7	Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): analyse van een boorkern (één collo/monoliet)	14-393

14.7.1	Inleiding en doelstellingen	14-393
14.7.2	Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen	14-393
14.7.3	Formulering en implementatie van modellen	14-394
14.7.3.1	Conceptueel model en blootstellingswegen	14-394
14.7.3.2	Wiskundig model	14-395
14.7.3.3	Computermodel	14-397
14.7.4	Radiologische impact	14-398
14.7.4.1	Analyse van een ‘gemiddelde’ boorkern	14-398
14.7.4.2	Variabiliteit tussen afvalfamilies/variëteiten en individuele colli	14-401
14.7.4.3	Absolute concentratielimieten voor colli	14-407
14.7.5	Argumentatie van het omhullende karakter	14-409
14.8	Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): direct-effectscenario’s waarbij meerdere colli betrokken zijn	14-413
14.8.1	Inleiding en doelstellingen	14-413
14.8.2	Algemene beschrijving van de scenario’s en onderliggende hypothesen	14-413
14.8.2.1	Boring	14-413
14.8.2.2	Constructie-uitgraving	14-414
14.8.3	Formulering en implementatie van modellen	14-415
14.8.3.1	Conceptuele modellen en blootstellingswegen	14-415
14.8.3.2	Wiskundige modellen	14-417
14.8.3.3	Computermodel	14-418
14.8.4	Radiologische impact	14-420
14.8.4.1	Boring	14-421
14.8.4.2	Constructie-uitgraving	14-424
14.8.5	Argumentatie van het omhullende karakter	14-426
14.8.5.1	Boring	14-426
14.8.5.2	Constructie-uitgraving	14-427
14.9	Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): uitgesteld-effectscenario’s door aantasting van de afzonderingscapaciteit	14-429
14.9.1	Inleiding en doelstellingen	14-429
14.9.2	Algemene beschrijving van de scenario’s en onderliggende hypothesen	14-429
14.9.2.1	Residentie na boring	14-429
14.9.2.2	Residentie na uitgraving	14-430
14.9.3	Formulering en implementatie van modellen	14-431
14.9.3.1	Conceptuele modellen en blootstellingswegen	14-431
14.9.3.2	Wiskundige modellen	14-433
14.9.3.3	Computermodel	14-434
14.9.4	Radiologische impact	14-438
14.9.4.1	Residentie na boring	14-439
14.9.4.2	Residentie na uitgraving	14-443
14.9.5	Argumentatie van het omhullende karakter	14-447
14.9.5.1	Residentie na boring	14-447

14.9.5.2	Residentie na uitgraving	14-448
14.9.5.3	Argumentatie van voldoende omhullend karakter van het geheel van de residentiescenario's in het licht van de niet-conservatieve elementen in de modellering voor de evaluatie van de ingestie van drinkwater	14-454
14.10	Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): uitgesteld-effectscenari'o's door aantasting van de insluitingscapaciteit	14-459
14.10.1	Inleiding en doelstellingen	14-459
14.10.2	Algemene beschrijving van de scenario's en onderliggende hypothesen	14-460
14.10.2.1	Residentie op de bergingsinstallatie	14-460
14.10.2.2	Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit	14-462
14.10.3	Formulering en implementatie van modellen	14-463
14.10.3.1	Installatiemodellering	14-463
14.10.3.2	Geosfeermodellering	14-466
14.10.3.3	Biosfeermodellering	14-467
14.10.4	Radiologische impact	14-467
14.10.4.1	Residentie op de bergingsinstallatie	14-468
14.10.4.2	Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit	14-473
14.10.5	Argumentatie van het omhullende karakter	14-477
14.10.5.1	Installatiemodellering	14-477
14.10.5.2	Geosfeer- en biosfeermodellering	14-478
14.10.5.3	Conclusie	14-479
14.11	Het penaliserende grondwaterscenario (ps)	14-481
14.11.1	Inleiding en doelstellingen	14-481
14.11.2	Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen	14-482
14.11.3	Formulering en implementatie van het installatiemodel	14-483
14.11.3.1	Geometrie en karakteristieken	14-483
14.11.3.2	Beginvoorwaarden en afvalkarakteristieken	14-484
14.11.3.3	Randvoorwaarden	14-485
14.11.3.4	Parametrisering	14-485
14.11.3.5	Overwegingen voor gevoeligheidsanalyse	14-487
14.11.3.6	Wiskundige beschrijving	14-488
14.11.3.7	Computercode	14-488
14.11.4	Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen	14-488
14.11.5	Formulering en implementatie van de biosfeermodellen	14-488
14.11.5.1	Evaluatie van de effectieve dosis	14-488
14.11.5.2	Evaluatie van de equivalente huiddosis	14-488
14.11.6	Radiologische impact	14-489
14.11.6.1	Basisrekengeval: Startmoment na 2 000 jaar	14-489
14.11.6.2	Gevoeligheidsanalyse: Variatie van het startmoment	14-495
14.11.7	Argumentatie van het omhullende karakter	14-498
14.11.7.1	Ogenblikkelijke en volledige degradatie op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden	14-498

14.11.7.2	Ogenblikkelijke oplossing en verspreiding in homogene (calciet)matrix van alle radionucliden bij de start	14-499
14.11.7.3	Activiteitsverdeling	14-504
14.11.7.4	Scheurpatroon (configuratie en dichtheid)	14-505
14.11.7.5	Saturatiegraad	14-509
14.11.7.6	Waterflux	14-509
14.11.7.7	Hydraulische geleidbaarheden en verhouding van de waterstroming doorheen scheuren en matrix	14-510
14.11.7.8	K_d -waarden	14-513
14.11.7.9	Andere matrixparameters	14-513
14.11.7.10	Geosfeer- en biosfeermodellering	14-515
14.12	Het penaliserende grondscenario (ps)	14-517
14.12.1	Inleiding en doelstellingen	14-517
14.12.2	Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen	14-517
14.12.3	Formulering en implementatie van modellen	14-518
14.12.3.1	Conceptueel model en blootstellingswegen	14-518
14.12.3.2	Wiskundig model	14-520
14.12.3.3	Computermodel	14-522
14.12.4	Radiologische impact	14-524
14.12.4.1	Basisrekengeval : Startmoment na 2 000 jaar	14-524
14.12.4.2	Gevoeligheidsanalyse: Variatie van het startmoment	14-528
14.12.5	Argumentatie van het omhullende karakter	14-529
14.12.5.1	Beschikbare activiteit op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden	14-530
14.12.5.2	Fractie afval in gecontamineerde grond	14-530
14.12.5.3	Bodemverliezen	14-531
14.12.5.4	Externe bestraling	14-534
14.12.5.5	Ingestie van gewassen en dierlijke producten	14-535
14.12.5.6	Radoninhalatie	14-535
14.13	Essentiële parameters	14-537
14.14	Performantieanalyse: insluitingscapaciteit	14-553
14.15	Performantieanalyse: afzonderingscapaciteit	14-555
14.16	Afleiding van operationele criteria op basis van de langetermijnveiligheidsevaluatie	14-557
14.16.1	Inleiding en doelstellingen	14-557
14.16.2	Identificatie van kritieke radionucliden	14-558
14.16.2.1	Kritieke radionucliden onder het referentiescenario voor geleidelijke uitloging	14-559
14.16.2.2	Kritieke radionucliden onder intrusiescenario's	14-559
14.16.2.3	Kritieke radionucliden onder de penaliserende scenario's	14-561
14.16.2.4	Overzicht van de lijst van kritieke radionucliden	14-562
14.16.3	Toegelaten radiologische capaciteit per radionuclide	14-564

14.16.4	Absolute concentratielimieten	14-565
14.16.4.1	Absolute concentratielimieten voor colli	14-565
14.16.4.2	Absolute concentratielimieten voor modules	14-567
14.16.5	Beperkingen van activiteit en heterogeniteit in het licht van de resultaten van de veiligheidsevaluaties	14-567
14.16.5.1	Schaal ‘collo’	14-569
14.16.5.2	Schaal ‘monoliet’	14-570
14.16.5.3	Schaal ‘module’	14-574
14.16.5.4	Schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’	14-576
14.16.5.5	Schaal ‘tumulus’	14-578
14.16.6	Verificaties voorafgaand aan de opvulling van de modules	14-579
14.16.6.1	Schaal ‘collo’	14-579
14.16.6.2	Schaal ‘monoliet’	14-580
14.16.6.3	Schaal ‘module’	14-581
14.16.6.4	Schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’	14-582
14.16.6.5	Schaal ‘tumulus’	14-583
14.16.6.6	Conclusie	14-584
14.16.7	Operationele criteria en verificaties: samenvatting	14-584
14.17	Kwalitatieve bewijzen en argumenten	14-587
14.17.1	Inleiding en doelstellingen	14-587
14.17.2	Best beschikbare kennis bij het vastleggen van de evaluatiebasis	14-587
14.17.2.1	Gebruik van relevante beschikbare nationale en internationale kennis	14-587
14.17.2.2	Inzameling van nieuwe gegevens voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel	14-589
14.17.3	Kwalitatieve argumenten dat de performantie van het bergingssysteem behouden blijft en de omgeving goed gekend is	14-590
14.17.3.1	Kwalitatieve argumentatie dat de performantie van het bergingssysteem behouden blijft	14-591
14.17.3.2	Kwalitatieve argumentatie dat de omgeving goed gekend is	14-592
14.17.4	Volledigheid van de evaluatiebasis	14-593
14.17.5	Representatief en/of omhullend karakter van scenario’s	14-593
14.17.6	Verificatie en validatie van wiskundige en computermodellen	14-593
14.17.7	Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden	14-594
14.18	Conclusies	14-595
14.18.1	Aanvaardbaarheid van onzekerheden	14-600
14.18.1.1	Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	14-601
14.18.1.2	Onzekerheden buiten de verwachte evolutie	14-601
14.18.1.3	Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	14-603
14.18.1.4	Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	14-603
14.19	Bijlage 14-1: Tabellen van data	14-605
14.19.1	Dosiscoëfficiënten gebruikt bij het berekenen van de radiotoxiciteit	14-605
14.19.2	Biosfeerparameters	14-607

14.19.2.1	Gewoontegegevens en blootstellingsfactoren	14-607
14.19.2.2	Bodemparameters	14-608
14.19.2.3	Parameters met betrekking tot gewassen	14-609
14.19.2.4	Parameters met betrekking tot vee	14-614
14.19.2.5	Parameters met betrekking tot de rivierreceptor	14-616
14.19.2.6	Dosiscoëfficiënten	14-618
14.19.3	Biosfeerconversiefactoren	14-623
14.19.3.1	Waterputreceptor (alternatieve klimaatomstandigheden)	14-623
14.19.3.2	Alternatieve biosfeerreceptoren	14-625
14.19.4	Achtergrondwaarden van radioactiviteit in omgevingsmedia	14-627
14.19.5	Invoerdata voor het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2	14-629
14.19.6	Invoerdata voor menselijke intrusiescenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit	14-630
14.19.6.1	Analyse van een boorkern	14-630
14.19.6.2	Boring	14-631
14.19.6.3	Constructie-uitgraving	14-631
14.19.6.4	Residentie na boring en residentie na uitgraving	14-632
14.19.6.5	Dosiscoëfficiënten	14-635
14.19.7	Invoerdata voor het penaliserende grondscenario	14-640
14.19.8	Maximale effectieve doses van individuele radionucliden onder de belangrijkste scenario's gebruikt in de veiligheidsanalyse	14-642
14.19.8.1	Referentiescenario (RS)	14-642
14.19.8.2	Alternatieve evolutiescenario's	14-643
14.19.8.3	Scenario's van onopzettelijke menselijke intrusie	14-654
14.19.8.4	Penaliserende scenario's	14-663
14.20	Bijlage 14-2: QVV van rekenmethodes en programma's	14-667
14.20.1	QA voor softwaretoepassingen bij SCK•CEN	14-667
14.20.2	Toepassing van de concepten van QVV voor de installatiemodellen voor scenario's van geleidelijke uitloging (EES, RS, AES, HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit)	14-669
14.20.2.1	Kwalificatie	14-669
14.20.2.2	Verificatie	14-670
14.20.2.3	Validatie	14-671
14.20.3	Toepassing van de concepten van QVV voor het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario	14-671
14.20.3.1	Kwalificatie	14-672
14.20.3.2	Verificatie	14-672
14.20.3.3	Validatie	14-672
14.20.4	Toepassing van de concepten van QVV voor de hydrogeologische modellen	14-672
14.20.4.1	Kwalificatie	14-673
14.20.4.2	Verificatie	14-673
14.20.4.3	Validatie	14-673
14.20.5	Toepassing van de concepten van QVV voor de biosfeermodellen	14-674

14.20.5.1	Kwalificatie	14-674
14.20.5.2	Verificatie	14-674
14.20.5.3	Validatie	14-675
14.20.6	Toepassing van de concepten van qvv bij de berekening van de impact op niet-menselijke biota	14-675
14.20.6.1	Kwalificatie	14-675
14.20.6.2	Verificatie	14-676
14.20.6.3	Validatie	14-676
14.20.7	Toepassing van de concepten van qvv voor HIAM	14-677
14.20.7.1	Kwalificatie	14-677
14.20.7.2	Verificatie	14-677
14.20.7.3	Validatie	14-678
14.20.8	Conclusie	14-678
14.21	Bijlage 14-3: Lijst van afkortingen	14-679
14.22	Bijlage 14-4: Verklarende woordenlijst	14-681
14.23	Bijlage 14-5: Referenties bij hoofdstuk 14	14-683
14.23.1	Referenties	14-683
14.23.2	Lijst van ondersteunende documenten	14-695
14.23.2.1	Documenten die rechtstreeks ondersteunend zijn aan hoofdstuk 14	14-695
14.23.2.2	Documenten ondersteunend aan andere hoofdstukken, waarnaar verwezen wordt in hoofdstuk 14 bij het ontwikkelen van bepaalde lijnen van argumentatie	14-696

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14 Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

14.1 Inleiding en doelstellingen

Voorliggend document vormt hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel en beschrijft de evaluatie van de radiologische langetermijnveiligheid. De langetermijnveiligheid van een berging berust op passieve *insluiting* van radionucliden en *afzondering* van het afval (§14.1.1), zoals beschreven in de veiligheidsstrategie en het veiligheidsconcept [HS-2].

De *veiligheidsbenadering* voor de ontwikkeling en realisatie van de berging (§2.2.2 [HS-2]) is een globaal iteratief beheersproces met een duidelijke focus op veiligheid, dat onder meer omkaderd wordt door reglementaire vereisten en aanbevelingen. Zij vormt het ruimere kader waarbinnen de *veiligheidsstrategie* (§2.2.3 [HS-2]) wordt omschreven en toegepast.

De aanpak voor evaluatie van de langetermijnveiligheid (evaluatiestrategie of *–methodologie*, i.e. de benadering die toelaat om de veiligheid te evalueren en het vertrouwen in de toegepaste methodes aan te tonen [R14-1]) is een onderdeel van de veiligheidsstrategie. Voor de veiligheidsstrategie en bijgevolg de veiligheidsevaluatie komen de meeste reglementaire vereisten en aanbevelingen (§14.1.2) direct of indirect voort uit het KB van 20 juli 2001 (ARBIS) [R14-2] en het KB van 30 november 2011 houdende veiligheidsvoorschriften voor kerninstallaties [R14-3].

Veiligheidsevaluatie voor berging van radioactief afval is (§4.10 van [R14-4]) het proces van het systematisch analyseren van de risico's verbonden aan de berging en het beoordelen van het vermogen van de site en het ontwerp van het bergingssysteem om de veiligheidsfuncties te waarborgen en te voldoen aan de ontwerpvereisten (§14.1.3). Veiligheidsevaluatie is noodzakelijkerwijs een *iteratieve* activiteit die input ontleent aan ontwerp- en andere activiteiten en daar op haar beurt ook inzichten en aanbevelingen aan verschaft: dit iteratieve karakter zit vervat in de veiligheidsbenadering. Meer specifiek stoelt de langetermijnveiligheidsevaluatie op

- de *wetenschappelijke basis* voor de evaluatie, gedocumenteerd in [HS-4] (karakteristieken van de site en haar omgeving), [HS-5] (kennis van de fenomenologie van de kunstmatige barrières in hun omgeving) en [HS-6] (afval); alsook
- de *technische basis* gedocumenteerd in [HS-7] (ontwerp en constructie van de bergingscolli), [HS-8] (ontwerp en constructie van de berging) en [HS-10] (sluiting van de berging).

Tevens houdt de veiligheidsevaluatie rekening met, en geeft ze input aan, de *operationele voorwaarden* vastgelegd in [HS-9] (uitbating), [HS-15] (conformiteitscriteria voor bergingscolli) en [HS-16] (monitoring).

Opdat de veiligheidsevaluatie op ieder ogenblik een weerspiegeling zou vormen van de installaties en de kennis op dit ogenblik, is zij periodiek onderhevig aan *herziening*, rekening houdend met (§5.10 van [R14-5]):

- wijzigingen aan de installaties en activiteiten die een belangrijke invloed kunnen hebben op de performantie of de veiligheid;

- belangrijke ontwikkelingen qua kennis en systeembegrip als gevolg van de realisatie van de berging, monitoring, onderzoek of ervaring;
- aandachtspunten voor de veiligheid, voortkomend uit reglementering of specifieke incidenten / ongevallen;
- voor de veiligheid belangrijke aanpassingen aan de computermodellen of invoerdata;
- het geleidelijk vervangen van de vooropgestelde bronterm door afval dat in de berging werd geplaatst.

In dit hoofdstuk moet ‘veiligheidsevaluatie’ steeds gelezen worden als ‘evaluatie van de radiologische veiligheid op lange termijn’.

14.1.1 Insluiten en afzonderen

Op lange termijn kunnen de stralingsrisico's van oppervlakteberging zowel een gevolg zijn van geleidelijke processen (zoals de degradatie van barrières) die vooral de insluitingscapaciteit bedreigen als van eenmalige gebeurtenissen (zoals onopzettelijke menselijke intrusie) die niet alleen de insluitingscapaciteit maar ook de afzondering van het afval ten opzichte van de biosfeer kunnen bedreigen en als zodanig het contact tussen mens en afval faciliteren.

De *insluitingsstrategie* van het bergingssysteem (Figuur 14-1) bestaat erin om (§2.4.2.3.2 en §2.8.2.2 [HS-2]):

- gedurende ongeveer 1 000 jaar het vrijkomen van radionucliden zoveel mogelijk te *voorkomen*; en
- daarna het vrijkomen van de restactiviteit en –radiotoxiciteit te spreiden in de tijd (*beperken* van vrijkomen).

Omdat *water* de overdracht van radionucliden naar mens en milieu kan vergemakkelijken, wordt de waterinsijpeling tot bij het afval beperkt. Hiervoor wordt volgende *veiligheidsfunctie* gebruikt (§2.7.4 [HS-2]):

- beperken van waterinsijpeling tot bij het afval (**R2a**).

Complementair hieraan zorgen de andere insluitingsfuncties (§2.7.4 [HS-2]), i.e.:

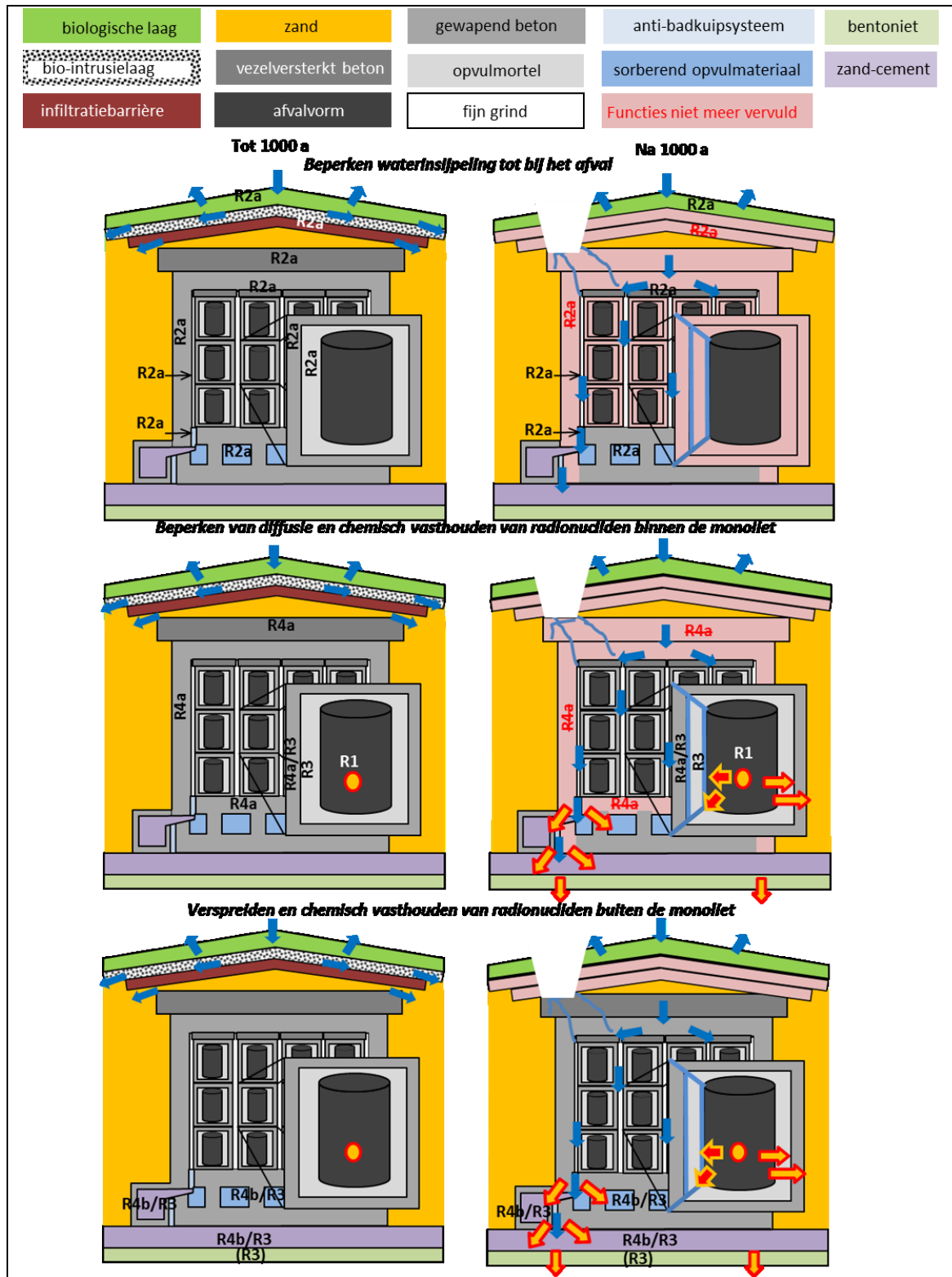
- beperken van vrijkomen van radionucliden uit het afval (**R1**);
- chemisch vasthouden van radionucliden (**R3**);
- beperken van diffusie van radionucliden (**R4a**); en
- verspreiden van radionucliden in conductieve sorberende media (**R4b**);

ervoor dat het vrijkomen van radionucliden uit het bergingssysteem voorkomen en beperkt wordt.

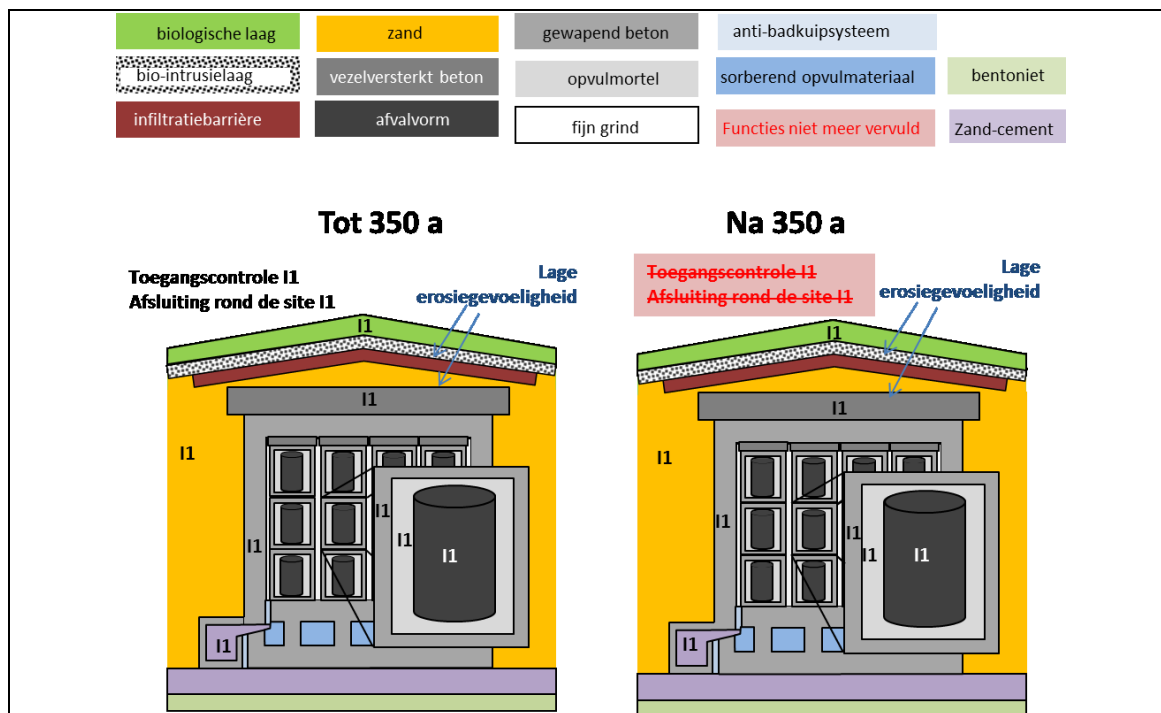
De *afzondering* van het afval (Figuur 14-2) berust enerzijds op het beperken van toegang en anderzijds op de mechanische eigenschappen en hoeveelheid/dikte en samenstelling van het materiaal rondom het afval (§2.8.2.1 [HS-2]). Hiervoor wordt volgende *veiligheidsfunctie* gebruikt (§2.7.4 [HS-2]):

- beperken van de waarschijnlijkheid en gevolgen van onopzettelijke menselijke intrusie (**I1**).

Na het stopzetten van de toegangscontrole kan een direct contact tussen het afval en de biosfeer, gefaciliteerd door menselijke intrusie, niet uitgesloten worden.



Figuur 14-1: Verwachte evolutie van de insluiting en de belangrijkste ssc's die bijdragen tot de insluiting (veiligheidsfuncties R2a, R1, R3, R4a en R4b – zie §2.8.2.2 [HS-2]).



Figuur 14-2: Verwachte evolutie van afzondering en de belangrijkste processen en ssc's die bijdragen tot de afzondering (veiligheidsfunctie I1 – zie §2.8.2.1 [HS-2]).

14.1.2 Reglementaire vereisten en aanbevelingen

Het *internationale regelgevende kader* bestaat uit internationale conventies en verdragen die België heeft geratificeerd en uit Europese richtlijnen, zoals beschouwd in §2.3.2.1 [HS-2].

De belangrijkste elementen van het *nationale regelgevende kader* (§2.3.2 [HS-2]) voor de veiligheidsevaluatie zijn

- het KB van 20 juli 2001 (ARBIS) [R14-2] (§14.1.2.1);
- het KB van 30 november 2011 [R14-3] (§14.1.2.2); en
- het KB van 31 mei 2016 [R14-6] (§14.1.2.3), dat de omzetting in Belgisch recht vormt van de Europese richtlijn 2013/51/Euratom [R14-7].

Naast de reglementaire vereisten stoelt de veiligheidsevaluatie op de aanbevelingen geformuleerd in *leidraden* ontwikkeld door het FANC (§14.1.2.4) en internationale aanbevelingen uitgevaardigd door onder andere de Europese Commissie, het IAEA en de ICRP (zie ook §2.3.3.2 [HS-2]).

14.1.2.1 Koninklijk besluit van 20 juli 2001

In artikel 3 van het KB van 20 juli 2001 houdende het algemeen reglement op de bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van de ioniserende stralingen (ARBIS [R14-2]) wordt een berging voor radioactief afval geklasseerd als een *inrichting van klasse I*.

In artikel 20.1.1.1 *b)* van het ARBIS [R14-2] wordt bepaald dat elke blootstelling zo laag als redelijkerwijze mogelijk dient te worden gehouden, rekening houdend met economische en sociale

factoren. In het kader van de *optimalisering* kunnen bepaalde dosisbeperkingen als algemene regel worden opgelegd door het FANC voor elke in het ARBIS vermelde bron, handeling of taak.

Tevens bepaalt artikel 20.1.4 van het ARBIS [R14-2] dat voor de personen van het publiek de volgende *dosislimieten* dienen te worden nageleefd:

- 1) de effectieve-dosislimiet voor de personen van het publiek is vastgesteld op 1 mSv/a;
- 2) op voorwaarde dat de in 1) vastgestelde limiet wordt gerespecteerd, is:
 - a) de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen 15 mSv/a;
 - b) de equivalente-dosislimiet voor de huid 50 mSv/a als gemiddelde waarde voor elke oppervlakte van 1 cm² huid, welke ook de blootgestelde oppervlakte moge wezen.

14.1.2.2 Koninklijk besluit van 30 november 2011

Het KB van 30 november 2011 houdende veiligheidsvoorschriften voor kerninstallaties [R14-3] stelt in artikel 13.2 dat de gedetailleerde inhoud van het veiligheidsrapport volgens type inrichting gepreciseerd kan worden in een technische richtlijn van de veiligheidsautoriteit. In dit kader werd onder andere een inhoudsopgave voor dit veiligheidsrapport beschreven in de FANC-nota's [R14-8][R14-9].

Verder bepaalt dit KB [R14-3] in artikel 4.2 dat een adequaat *beheer van de nucleaire veiligheid*¹ onder andere met zich meebrengt dat

- beslissingen met betrekking tot de nucleaire veiligheid stelselmatig voorafgegaan worden door een voldoende grondig onderzoek door gekwalificeerd en ervaren personeel, om er zich van te vergewissen dat *alle relevante aspecten* van de nucleaire veiligheid in beschouwing genomen werden;
- veiligheidsevaluaties worden *gedocumenteerd* en, volgens een trapsgewijze aanpak, het voorwerp uitmaken van een nazicht door een geschikte onafhankelijke expertise; en
- de *rekenmethodes* en –programma's die bij de veiligheidsanalyses gebruikt worden, geverifieerd en gevalideerd moeten zijn.

Het FANC heeft ter aanvulling van hoofdstuk 4 van dit KB specifieke veiligheidsvoorschriften voor berging van radioactief afval voorgesteld [R14-1]. Hierin wordt in artikel 43.2 gepreciseerd dat de veiligheidsevaluatie

- beoogt *aan te tonen* dat
 - ▶ de performanties van het bergingssysteem voor elke fase met voldoende marge in verhouding staan tot de risico's die het afval met zich meebrengt;
 - ▶ de radiologische impact op de mens en het leefmilieu aanvaardbaar is in alle redelijkerwijs te voorziene situaties;
 - ▶ het bergingssysteem en zijn componenten robuust zijn ten overstaan van de redelijkerwijze te voorziene belastingen waaraan zij kunnen worden blootgesteld;

¹ i.e. de toestand van deugdelijke bedrijfsomstandigheden, de voorkoming van ongevallen en de beperking van de gevolgen van ongevallen, die er toe bijdragen dat werkers en de bevolking beschermd worden tegen de aan ioniserende straling afkomstige van kerninstallaties verbonden gevaren (artikel 1, 3° van [R14-3])

- ▶ het bergingssysteem het resultaat is van het toepassen van het principe van optimalisering van de bescherming tegen ioniserende straling;
- ▶ de onzekerheden bestudeerd werden en een gepast programma voor het beheer ervan wordt toegepast;
- onder meer volgende *elementen* omvat:
 - ▶ een evaluatie van de radiologische impact aan de hand van geschikte indicatoren, naargelang de beschouwde periode of fase en de onzekerheden die ermee samenhangen;
 - ▶ een analyse die de evaluatie beoogt van het vermogen van de bergingsinrichting om de bescherming van de mens en het leefmilieu te verzekeren tegen de gevaren die aan het afval verbonden zijn, door middel van een evaluatie van de performantie van het bergingssysteem en zijn componenten;
 - ▶ de sensitiviteitsstudies en de studies van de onzekerheden;
 - ▶ een globale risicoanalyse;
- gesteund moet zijn op de *state of the art*, evenals op een voldoende kennis en begrip van het bergingssysteem in zijn omgeving;
- een *geheel van representatieve scenario's* voor mogelijke gedragingen van het bergingssysteem in beschouwing moet nemen, dat alle mogelijke evoluties van het systeem en zijn omgeving moet afdekken.

14.1.2.3 Koninklijk besluit van 31 mei 2016

Het KB van 31 mei 2016 betreffende de bescherming van de volksgezondheid tegen radioactieve stoffen in voor menselijke consumptie bestemd water [R14-6] bepaalt dat de indicatieve dosis² lager moet zijn dan 0,1 mSv/a.

14.1.2.4 Leidraden van het FANC

In artikel 43.2 van [R14-1] wordt voorzien in de mogelijkheid om de verwachtingen van het FANC met betrekking tot veiligheidsevaluatie te preciseren in richtlijnen (zie ook §2.3.3.1 [HS-2]). Inderdaad heeft het FANC technische leidraden ontwikkeld voor verscheidene aspecten die in rekening moeten worden gebracht bij de evaluatie van de veiligheid op lange termijn:

- strategische nota en beleidsnota inzake het indienen van vergunningsaanvragen [R14-10];
- technische leidraad “*Stralingsbeschermingscriteria voor de langetermijnveiligheidsevaluatie van bergingsinstallaties*” [R14-11];
- technische leidraad “*Oppervlakteberging op Belgisch grondgebied van laag- en middelactief kortlevend afval*” [R14-12];
- leidraad met betrekking tot “*het beschouwen van het risico op menselijke intrusie voor oppervlaktebergingsinstallaties*” [R14-13];

² De effectieve volg dosis voor één jaar ingestie ten gevolge van alle radionucliden waarvan de aanwezigheid in een voor menselijke consumptie bestemde watervoorziening is aangetoond, van natuurlijke en artificiële oorsprong, maar met uitzondering van tritium, ⁴⁰K, radon en kortlevende vervalproducten van radon.

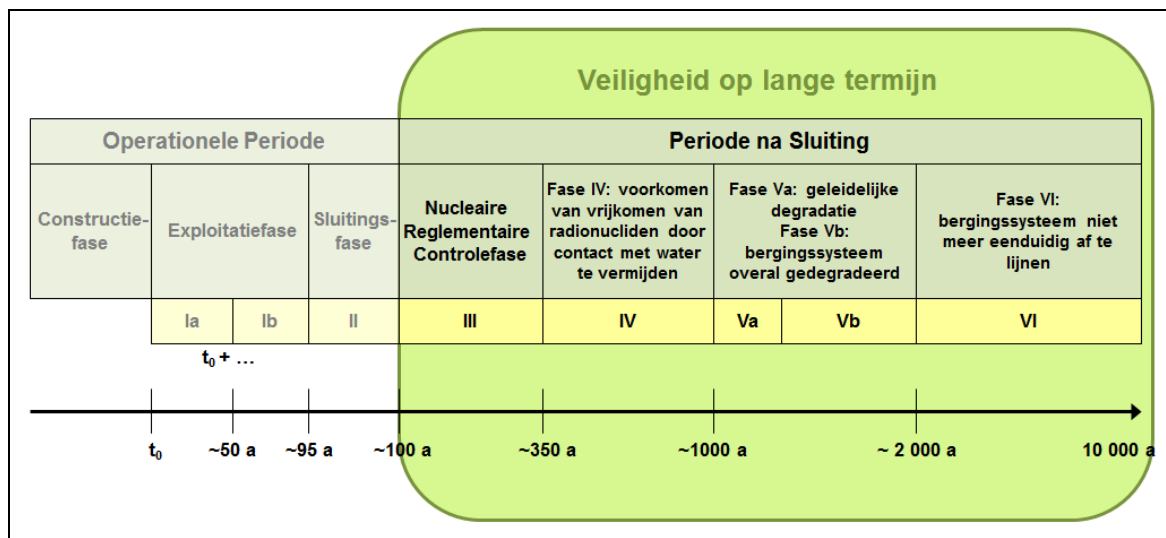
- technische leidraad “*Veiligheidsevaluatie: Aspecten gerelateerd aan het grondwater*” [R14-14];
- technische leidraad “*Veiligheidsevaluatie: Biosfeer*” [R14-15].

14.1.3 Doelstellingen van de veiligheidsevaluatie

De belangrijkste doelstellingen van de veiligheidsevaluatie bestaan erin om, rekening houdend met alle voor de veiligheid relevante *onzekerheden*, aan te tonen dat:

- de geschatte radiologische *impacts* te allen tijde in overeenstemming zijn met de geldende criteria; en
- de *performantie* van het bergingssysteem in zijn totaliteit en van zijn afzonderlijke SSC’s afdoende is en een voldoende niveau van gelaagde bescherming biedt.

Welke performantie wordt verwacht en hoe de potentiële radiologische impact wordt geschat en beoordeeld, hangt af van het *tijdvak* waarin de gebeurtenis of het proces dat eraan ten grondslag ligt, plaatsvindt. De duur van de verschillende fases en periodes (Figuur 14-3) houdt rekening met de heersende omstandigheden en onzekerheden.



Figuur 14-3: Tijdvakken voor de evaluatie van de veiligheid op lange termijn (zie ook §14.2.2 en §14.3.2).

De feitelijke *uitvoering* van de veiligheidsevaluatie behelst:

- 1) de *veiligheidsanalyse*, waarbij de potentiële radiologische impacts en risico’s van het bergingssysteem op lange termijn geëvalueerd worden aan de hand van geschikte indicatoren, die vergeleken worden met de relevante criteria;
- 2) de *performantieanalyse*, om te evalueren in hoeverre de verschillende SSC’s en het bergingssysteem in zijn geheel bijdragen tot de insluiting en afzondering en hoe robuust het bergingssysteem is ten overstaan van gebeurtenissen en processen;
- 3) het verzamelen van *kwalitatieve* bewijzen en argumenten ter aanvulling van de kwantitatieve analyses.

Voorafgaand aan een kwantitatieve evaluatie dient een goed begrip ontwikkeld te worden van hoe en onder welke omstandigheden radionucliden kunnen vrijkomen uit het bergingssysteem en hoe aannemelijk dit is. Hiertoe wordt gesteund op gedetailleerde *state of the art* beschrijvingen van, en inzichten in, het gedrag / de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving [HS-4][HS-5][HS-6][HS-7][HS-8][HS-10]. Op basis hiervan zet dit hoofdstuk uiteen in welke mate het vrijkomen van radionucliden op lange termijn aanleiding kan geven tot blootstelling van mensen (representatieve personen) en niet-menselijke biota aan straling. Hierbij worden alle mogelijke³ routes beschouwd waarlangs blootstelling kan optreden.

Diverse *veiligheidsindicatoren* worden berekend voor een geheel van representatieve scenario's en ermee geassocieerde modellen. Zodoende worden alle mogelijke evoluties van het bergingssysteem en zijn omgeving afgedekt. De geschatte impacts worden vergeleken met de van toepassing zijnde *criteria* (§14.2.4.1, §14.2.4.2 en §14.2.4.3). Het geheel van de scenario's en, desgevallend, hun rekegevallen vormen een manier om de *onzekerheden* betreffende de toekomst van het bergingssysteem en zijn omgeving te beheren en te behandelen met behulp van *gevoeligheds- en onzekerheidsanalyses*.

De (robuustheid van de) *performantie* van het bergingssysteem op lange termijn wordt gekwantificeerd middels een reeks performantie-indicatoren (§14.2.4.4), die een *performantieanalyse* mogelijk maken ter ondersteuning van de argumenten voor gelaagde bescherming (§2.8.8 [HS-2]).

Kwalitatieve bewijzen en argumenten onderbouwen het vertrouwen in de bij de kwantitatieve analyses toegepaste methodes.

Aangezien bovendien

- het bergingssysteem het resultaat is van het toepassen van het principe van *optimalisering* van de bescherming tegen ioniserende straling, zoals beargumenteerd in §2.4.2.2.2 en §2.7.6 [HS-2];
- de globale *risicoanalyse*, verbonden aan de contextuele onzekerheden, buiten de scope van de langetermijnveiligheidsevaluatie valt en beschreven wordt in §2.9 [HS-2];
- het beheer van *stralingsbescherming* vanaf het ontwerp tot het einde van de nucleaire reglementaire controlefase (fase III) behandeld wordt in [HS-12]; en
- de veiligheidsevaluatie *tijdens abnormale uitbatingsomstandigheden* die zich mogelijks kunnen voordoen tijdens fases Ia, Ib, II en III behandeld wordt in [HS-13];

wordt op basis van de hierboven aangehaalde doelstellingen en componenten van de langetermijnveiligheidsevaluatie tegemoet gekomen aan de in artikel 43.2 [R14-1] beschreven doelstellingen en elementen van de veiligheidsevaluatie (zie §14.1.2.2).

14.1.4 Structuur van en leeswijzer bij dit hoofdstuk

- §14.1 bevat de doelstellingen van dit hoofdstuk.
- §14.2 beschrijft de context en *aanpak* voor de evaluatie van de radiologische veiligheid op lange termijn. Hierbij komen de scope van de veiligheidsevaluatie, de tijdvakken, de

³ De gevolgen van gasvormig vrijkomen zijn te allen tijde verwaarloosbaar en worden daarom niet verder beschouwd (§14.3.5.4; hoofdstuk 5 van [OD-114]).

evaluatiemethodologie, de beoordelingscriteria en indicatoren en de aanpak voor het beheer en de behandeling van de technisch-wetenschappelijke onzekerheden, aan bod.

- §14.3 geeft een overzicht van de *wetenschappelijke en technische basis* voor de evaluatie, met inbegrip van de identificatie en karakterisering van de onzekerheden en de evaluatie van hun relevantie voor de veiligheid.
- Vervolgens komen de verschillende scenario's van *geleidelijke uitlozing*, zoals gebruikt in de veiligheidsanalyse, aan bod:
 - ▶ §14.4 beschrijft het verwachte evolutiescenario (EES), justifieert de ermee geassocieerde installatiemodellen, hydrogeologische modellen en biosfeermodellen; en licht de (resultaten van de) gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse toe;
 - ▶ §14.5 behandelt de totstandkoming van het referentiescenario (RS) en beschrijft de ermee geassocieerde radiologische impacts in het licht van de geldende dosisbeperking, alsook in termen van bijkomende veiligheidsindicatoren en impact op niet-menselijke biota;
 - ▶ §14.6 beschrijft de alternatieve evolutiescenario's (AES'en). Hierbij wordt ingegaan op de modelaannames die verschillen van die uit het RS en worden de radiologische impacts / risico's besproken in het licht van de geldende risicobeperking.
- Daarna wordt ingegaan op de verschillende types *intrusies* en geassocieerde scenario's (HIS'en):
 - ▶ §14.7 beschrijft het scenario 'analyse van een boorkern' op colloniveau; bespreekt het model en de ermee geassocieerde radiologische impact, waarbij ook wordt ingegaan op intrusie in specifieke colli (heterogeniteiten); en argumenteert het omhullende karakter van de berekende impacts;
 - ▶ §14.8 beschrijft de andere direct-effectsscenario's; bespreekt de modellen en ermee geassocieerde radiologische impacts; en argumenteert het omhullende karakter van de berekende impacts;
 - ▶ §14.9 doet hetzelfde voor de uitgesteld-effectsscenario's door aantasting van de afzonderingscapaciteit;
 - ▶ §14.10 doet hetzelfde voor de uitgesteld-effectsscenario's door aantasting van de insluitingscapaciteit.
- Tot besluit van de veiligheidsanalyse wordt ingegaan op de *zeer lange termijn* (PS'en):
 - ▶ §14.11 behandelt het penaliserende grondwaterscenario, opnieuw in termen van modellering, impacts en argumentatie van het omhullende karakter;
 - ▶ §14.12 doet hetzelfde voor het penaliserende grondscenario.
- §14.13 geeft een overzicht van de *essentiële parameters* en hypothesen van de veiligheidsevaluatie.
- De *performantieanalyse* is het voorwerp van
 - ▶ §14.14, voor wat betreft de insluitingscapaciteit;
 - ▶ §14.15, voor wat betreft de afzonderingscapaciteit.

- §14.16 gaat in op de identificatie van de *kritieke radionucliden* en de afleiding van *operationele criteria*, uitgaande van de resultaten van de veiligheidsevaluatie.
- §14.17 beschrijft de aanvullende *kwalitatieve bewijzen en argumenten* die het vertrouwen in de (resultaten van de) veiligheidsevaluaties onderbouwen.
- §14.18 geeft een overzicht van de *veiligheidsargumenten* die voortvloeien uit de langetermijnveiligheidsevaluatie.

Tabellen met data worden, voor zover zij niet aan bod komen in de tekst van het hoofdstuk, gegeven in Bijlage 14-1.

Een overzicht van de QVV toegepast voor de verschillende modellen gebruikt in de veiligheidsevaluatie, waarmee geëxpliciteerd wordt hoe voldaan wordt aan artikel 4.2 van het KB van 30 november 2011 [R14-3], wordt gegeven in Bijlage 14-2.

Een lijst met afkortingen en een verklarende woordenlijst zijn respectievelijk terug te vinden in Bijlage 14-3 en Bijlage 14-4.

Bijlage 14-5 geeft een overzicht van de referenties en ondersteunende documenten gebruikt in dit hoofdstuk. Deze laatste bevatten een meer gedetailleerde beschrijving van de (totstandkoming van de) gebruikte scenario's, modellen, analyses, parameterwaarden en berekeningen. Documenten die specifiek ter ondersteuning van dit hoofdstuk werden ontwikkeld, zijn

- “*Selection of scenarios for long-term radiological safety assessment*” [OD-014] dat de ontwikkeling van alternatieve evolutiescenario's beschrijft;
- voor identificatie van de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden:
 - ▶ “*Radionuclide screening*” [OD-114] dat de aanpak, beschrijving van de modellen en resultaten van de screeningberekeningen toelicht op basis waarvan de radionucliden die beschouwd worden in de veiligheidsevaluatie, geïdentificeerd werden, en
 - ▶ “*Qualification, Verification and Validation for the models used in groundwater pathway screening*” [OD-236], dat de elementen van QVV van de screening voor uitloging naar het grondwater beschouwt;
- voor parametersselectie:
 - ▶ “*Data collection forms for long-term safety assessment*” [OD-037] dat de invoerdata gebruikt in de berekeningen (installatiemodellen, hydrogeologische modellen, biosfeermodellen) groepeerd en hun herkomst identificeert, hierbij verwijzend naar meer gedetailleerde rapporten, zoals
 - ▶ “*Long-term climate change and effects on disposal facility, geosphere and biosphere*” [OD-077], waarin de mogelijke klimaatsverandering over de tijdschalen van de veiligheidsevaluatie beschouwd wordt en de effecten van klimaatsverandering op invoerdata voor de berekeningen gekwantificeerd worden,
 - ▶ “*Selection of near field parameters for the Dessel near surface repository*” [OD-108], waarin de herkomst en keuze van parameterwaarden voor de installatiemodellen worden gedocumenteerd,

- ▶ “*Element dependent environmental input parameters for the biosphere model*” [OD-041], waarin de elementafhankelijke biosfeerparameters gedocumenteerd worden,
- ▶ “*Compendium of dose coefficients and related quantities for assessing exposure of humans*” [OD-042], waarin de halfwaardetijden, vervalketens en dosiscoëfficiënten worden besproken, en
- ▶ “*Element independent biosphere parameters*” [OD-043], dat de elementonafhankelijke biosfeerparameters en een aantal data voor gebruik in intrusiescenario’s groepeeret;
- voor geleidelijke uitloging:
 - ▶ “*Water saturation and flow in a surface disposal facility – Numerical study for the Dessel repository*” [OD-272], waarin de evolutie van de waterhuishouding van de verschillende SSC’s van het bergingssysteem wordt geëvalueerd,
 - ▶ “*Expected evolution scenario for the near surface radioactive waste disposal facility at Dessel, Belgium – Conceptual and mathematical model description and analysis of results*” [OD-269] dat de installatiemodellen voor het verwachte evolutiescenario, inclusief de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses, en de totstandkoming van het referentiescenario beschrijft, alsook de radiologische impact op de mens onder deze scenario’s,
 - ▶ “*Alternative evolution scenarios for the near surface radioactive waste disposal facility at Dessel, Belgium – Conceptual and mathematical model description and analysis of results*” [OD-277] dat de installatiemodellen voor de alternatieve evolutiescenario’s beschrijft, alsook de radiologische impact op / het risico voor de mens onder deze scenario’s,
 - ▶ “*Neogene aquifer model*” [OD-113], dat het regionale grondwaterstromingsmodel beschrijft,
 - ▶ “*Hydrogeological modelling of the Dessel site: Overview report*” [OD-026] dat de totstandkoming van en gevoeligheidsstudies voor de lokale hydrogeologische modellen (waterstroming en grondwatertransport) beschrijft,
 - ▶ “*Biosphere model report*” [OD-030] dat de biosfeermodellen voor de verschillende voornaamste receptoren en de gevoeligheidsanalyse voor de biosfeer beschrijft,
 - ▶ “*Environmental non-human biota impact assessment and associated risk linked with biosphere releases from category A waste disposal*” [OD-117] dat het model, de parameters en de resultaten van de berekening van de impact op niet-menselijke biota onder het referentiescenario behandelt, en
 - ▶ “*Qualification, verification and validation for the model used to evaluate radiological risk to non-human biota*” [OD-211] dat de elementen van QVV van de ERICA tool beschrijft;
- voor onopzettelijke menselijke intrusie:
 - ▶ “*Model assumptions for assessing inadvertent human intrusion into the Dessel near surface repository from an isolation perspective*” [OD-116] dat de modellen en parameters voor de intrusiescenario’s in termen van aantasting van de afzonderingscapaciteit beschrijft,

- ▶ “*Human Intrusion Assessment Model (HIAM): Radiological impact calculations*” [OD-274] dat de impacts van onopzettelijke menselijke intrusies en de performantie naar afzondering toe behandelt,
- ▶ “*Human Intrusion Assessment Model (HIAM): User Manual*” [OD-106], een handleiding bij de HIAM tool voor evaluatie van de intrusiescenario’s in termen van aantasting van de afzonderingscapaciteit, en
- ▶ “*Qualification, verification and validation for the Human Intrusion Assessment Model (HIAM)*” [OD-235], dat de elementen van QVV van (de modellen onderliggend aan) de HIAM tool beschrijft;
- voor penaliserende omstandigheden in fase VI:
 - ▶ “*Penalising groundwater scenario – Detailed calculation report*” [OD-275] dat de modellen en impactresultaten beschrijft onder penaliserende omstandigheden in termen van insluitingscapaciteit op zeer lange termijn, en
 - ▶ “*The penalising soil scenario for the Dessel near surface repository*” [OD-276] dat het model en de impactresultaten beschrijft onder penaliserende omstandigheden in termen van direct contact tussen het afval en de mens op zeer lange termijn; en
- “*FEP Management*” [OD-021], dat de totstandkoming van de projectspecifieke FEP-lijst en de uitgevoerde volledigheidchecks documenteert.

14.2 Aanpak voor evaluatie van de langetermijnveiligheid

Bij de beschrijving van de scope van de veiligheidsevaluatie in §14.2.1 worden de verschillende aspecten van de analyses, zoals beschreven in §14.1.3, verduidelijkt in termen van beschouwde scenario's. In §14.2.2 wordt ingegaan op de tijdvakken relevant voor de verschillende scenario's.

§14.2.3 beschrijft de globale veiligheidsevaluatiemethodologie. De beoordelingscriteria en gebruikte indicatoren worden toegelicht in §14.2.4. In §14.2.5 wordt de aanpak voor het beheer en de behandeling van onzekerheden binnen de veiligheidsevaluatie toegelicht.

14.2.1 Scope van de veiligheidsevaluatie

Zoals gesteld in §14.1.3, behelst het uitvoeren van de veiligheidsevaluatie drie aspecten:

- 1) *veiligheidsanalyse*, beschreven in §14.2.1.1;
- 2) *performantieanalyse*, beschreven in §14.2.1.2;
- 3) *kwalitatieve* bewijzen en argumenten ter aanvulling van de kwantitatieve analyses (§14.2.1.3).

14.2.1.1 Veiligheidsanalyse

14.2.1.1.1 Scenario's

Het uitvoeren van een veiligheidsanalyse behelst een aantal kwantitatieve analyses voor het schatten en evalueren van (mogelijke bedreigingen voor) de veiligheid onder verschillende omstandigheden en omvat berekeningen van de *radiologische impact* en/of het radiologische risico, alsook gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses.

Scenario's bieden een instrument voor het definiëren van de begin- en randvoorwaarden voor de berekeningen en de manier waarop deze voorwaarden evolueren. Een scenario wordt gedefinieerd als

een beschrijving van de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving in overeenstemming met een reeks vooropgestelde of veronderstelde omstandigheden en/of gebeurtenissen.

Conform de veiligheidsvoorschriften (artikel 43.2 van [R14-1]) worden verschillende types scenario's geïdentificeerd:

- een scenario dat representatief is voor de *verwachte* evolutie van het bergingssysteem,
- scenario's die representatief zijn voor niet verwachte maar *mogelijke* evoluties van het bergingssysteem,
- scenario's van menselijke indringing (*intrusie*),
- zogenoemde '*penaliserende* scenario's', die bedoeld zijn om de evolutie van het bergingssysteem voor te stellen wanneer zijn prestaties niet meer op een betrouwbare manier kunnen ingeschat worden.

De tijdvakken beschouwd voor de verschillende scenario's worden besproken in §14.2.2. De beoogde doelstellingen van de verschillende scenario's bepalen of men zich representatief/realistisch dan wel conservatief instelt ten opzichte van de onzekerheden.

14.2.1.1.1.1 Verwachte evolutie

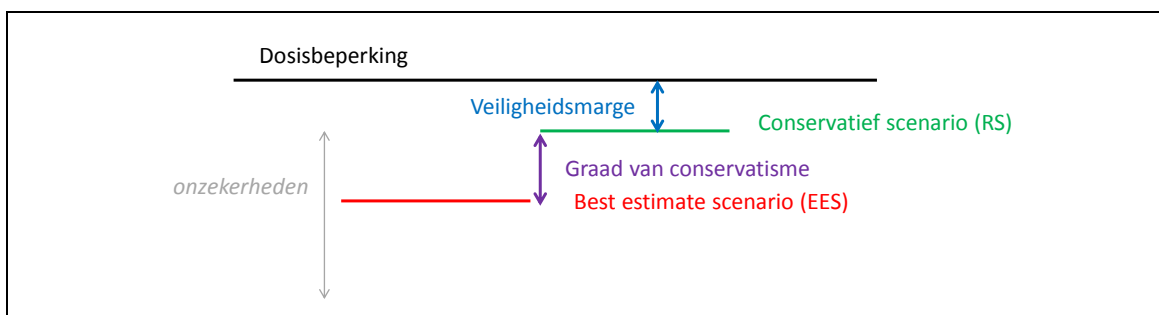
Het *verwachte evolutiescenario* (EES) heeft tot doel om in de mate van het mogelijke een representatieve voorstelling te vormen van de fenomenologisch verwachte evolutie(s) en de onzekerheden binnen de verwachte evolutie(s) (zie ook §14.2.3.3.1):

- onder het basisrekengeval van het EES stelt men zich, waar de wetenschappelijke kennis dit toelaat, realistisch in (*beste schatting*) ten opzichte van de onzekerheden;
- de voor de veiligheid relevante *onzekerheden* worden expliciet beschouwd in gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses (zie §14.2.3.5). Bij deze laatste ligt de focus op potentieel impactverhogende effecten.

De (effecten van de) onzekerheden binnen de verwachte evolutie worden vervolgens omhuld in het *referentiescenario* (RS), waarvoor nagegaan wordt dat de impact aanvaardbaar is.

Onder het RS stelt men zich dus aantoonbaar *conservatief* in ten opzichte van de onzekerheden, zodat de impact van de verwachte evolutie niet onderschat wordt. De *veiligheidsmarge* wordt, naar analogie met kernreactoren [R14-16], gekwantificeerd als het verschil tussen de dosisbeperking (zie §14.2.4.1.1) en de berekende dosis onder het RS.

Figuur 14-4 geeft een schematisch overzicht van de verschillende aspecten van veiligheidsanalyse voor de verwachte evolutie.



Figuur 14-4: Aspecten van de evaluatie van de verwachte evolutie binnen de veiligheidsanalyse.

14.2.1.1.1.2 Niet verwachte maar mogelijke evoluties

In lijn met internationale benaderingen worden de alternatieve evolutiescenario's (AES'en) ontwikkeld op basis van een methodologie waarbij verstoringen van de verwachte evolutie beschouwd worden op basis van een lijst van *initiërende FEP's* (zie §14.2.3.3.2 en [OD-014]).

Deze methodologie beoogt de afleiding van een beperkt aantal scenario's die *voldoende representatief en omhullend* zijn voor de niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem, in termen van verlies van insluitingscapaciteit en verlies van afzonderingscapaciteit waarbij de oorzaak geen menselijke intrusie is.

Men stelt zich hierbij *conservatief* in ten opzichte van de onzekerheden, zodat het radiologische risico van de niet verwachte maar mogelijke evoluties niet onderschat wordt.

Met de AES'en wordt nagegaan dat de impact en/of het risico aanvaardbaar zijn onder de niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem (zie §14.2.4.1.2). De *veiligheidsmarge* wordt in dit geval begroot als het verschil tussen de risicobeperking en het globale risico geassocieerd met het geheel van de AES'en.

14.2.1.1.1.3 Onopzettelijke menselijke intrusies

Intrusiescenario's (HIS'en) zijn gestileerde, hypothetische scenario's die in termen van dosis een redelijke bovengrens vormen voor impacts op [R14-13] (zie §14.2.3.3.3)

- individuen die op enig punt in de toekomst zouden kunnen *binnendringen* in de installatie; of
- leden van de naburige bevolking die geconfronteerd worden met de *gevolgen* van dergelijke intrusies.

Het *omhullende* karakter van de beschouwde hypothesen en parameterwaarden wordt beargumenteerd in het licht van het beschouwde *type* intrusie (§14.7.5; §14.8.5; §14.9.5; §14.10.5).

Met intrusiescenario's (HIS'en) wordt nagegaan dat de *impact* aanvaardbaar is bij onopzettelijke menselijke intrusie (zie §14.2.4.1.3). De argumentatie dat dit voor een bepaald HIS het geval is, stoelt op

- 1) het feit dat het HIS in rekening gebracht is bij de afleiding van limieten (zie §14.2.1.1.2);
- 2) het feit dat het beschouwde HIS op basis van de geldende limieten steeds een aanvaardbare impact zal opleveren, gegeven de toegelaten heterogeniteit binnen de berging; of
- 3) wanneer de geldende limieten op zich niet verzekeren dat het beschouwde HIS steeds een aanvaardbare impact zal opleveren,
 - a) het aantonen dat de impact van de beschouwde bronterm onder het beschouwde HIS aanvaardbaar is; en
 - b) het uitvoeren van de nodige verificaties op de voor het HIS relevante schalen bij opvulling van de berging (tijdens de opmaak van de opvulplannen en de exploitatie – zie §14.16.6).

14.2.1.1.1.4 Penaliserende scenario's

Na enkele duizenden jaren groeien de onzekerheden op de evolutie van het systeem en neemt de heterogeniteit van die evolutie toe (van plaats tot plaats verschillende evolutie). Dergelijke onzekerheden worden behandeld in de penaliserende scenario's (PS'en), waarvan het *omhullende* karakter beargumenteerd wordt in het licht van de verschillende verwachte en niet verwachte maar mogelijke evoluties en performanties (§14.11.7 en §14.12.5).

Met de PS'en wordt nagegaan dat de impact van de rest-radiotoxiciteit na enkele duizenden jaren aanvaardbaar is (zie §14.2.4.1.4).

14.2.1.1.2 Afleiding van operationele criteria

De impactberekeningen worden uitgevoerd voor de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden (§14.3.1.4). De resultaten ervan laten toe de *kritieke radionucliden* te identificeren (§14.16.2), i.e. die radionucliden die significant bijdragen aan de radiologische impact van de berging op lange termijn en waaraan, om die reden, *radiologische limieten* worden opgelegd (§6.4.5.3 en §6.4.5.4 [HS-6]).

- De toegelaten *radiologische capaciteit* in de berging (§14.16.3) is de absolute beperking van de totale activiteit per kritieke radionuclide, waarvoor de veiligheid op lange termijn wordt aangetoond. De toegelaten capaciteit zal met de volgende scenario's en criteria geverifieerd worden:
 - ▶ impact onder het RS $\leq 0,1$ mSv/a;
 - ▶ impact onder grootschalige HIS'en ≤ 3 mSv/a;
 - ▶ impact onder AES'en aanvaardbaar rekening houdend met waarschijnlijkheid van optreden;
 - ▶ impact onder PS'en lager dan of vergelijkbaar met referentiewaarde van 3 mSv/a.
- Deze wordt gecombineerd met beperkingen van de *maximale radionuclidenconcentraties* per primair collo/monoliet (§14.16.4.1), alsook per module voor een aantal radionucliden (§14.16.4.2), die binnen redelijke grenzen kunnen afwijken van de aanvaardbare gemiddelde concentratie in de berging.
- De absolute beperkingen worden aangevuld met sommatieregels zodat de *heterogeniteit* op het niveau van de monolieten, modules, groepen van modules en de berging beheerd kan worden (§14.16.5).

Om aan te tonen dat de radiologische impacts op alle relevante schalen aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria, worden deze activiteits- en heterogeniteitsbeperkingen zo nodig⁴ aangevuld met *verificaties* tijdens de opmaak van de opvolplannen en de exploitatie (§14.16.6).

14.2.1.2 Performantieanalyse

Het ontwikkelen van een goed begrip van het systeem binnen de wetenschappelijke evaluatiebasis is een eerste vereiste voor de uitvoering van een performantieanalyse. Dit impliceert de identificatie en, waar mogelijk, kwantificering van de *verwachte performantie* van verschillende SSC's en performantiedoelstellingen (vereisten) in de tijd aan de hand van fenomenologische kennis. De minimaal te verwachten performantie onder normale omstandigheden wordt op basis hiervan samengebracht in het *veiligheidsconcept* voor de langetermijnveiligheid (zie §2.8.4 [HS-2]).

Bij de performantieanalyse vormt het EES het uitgangspunt om na te gaan hoe de verschillende SSC's en het bergingssysteem in zijn totaliteit bijdragen tot de *insluiting*. De *robuustheid* van het bergingssysteem ten overstaan van gebeurtenissen en processen die de verwachte evolutie zoals geabstraheerd in het RS kunnen verstoren, wordt nagegaan door AES'en.

Om na te gaan hoe de verschillende SSC's en het bergingssysteem in zijn totaliteit bijdragen tot de *afzondering*, worden specifieke HIS'en beschouwd waarin de veiligheidsfunctie II van bepaalde SSC's wordt aangesproken om de gevolgen van onopzettelijke menselijke intrusie te beperken.

14.2.1.3 Kwalitatieve bewijzen en argumenten

Ter aanvulling van de brede waaier aan argumenten gebaseerd op kwantitatieve analyses, kunnen nog zuiver kwalitatieve bewijzen en argumenten toegevoegd worden (§14.17). Deze houden verband met het aantonen van vertrouwen in de kwantitatieve resultaten van de veiligheidsevaluatie, door het vertrouwen in

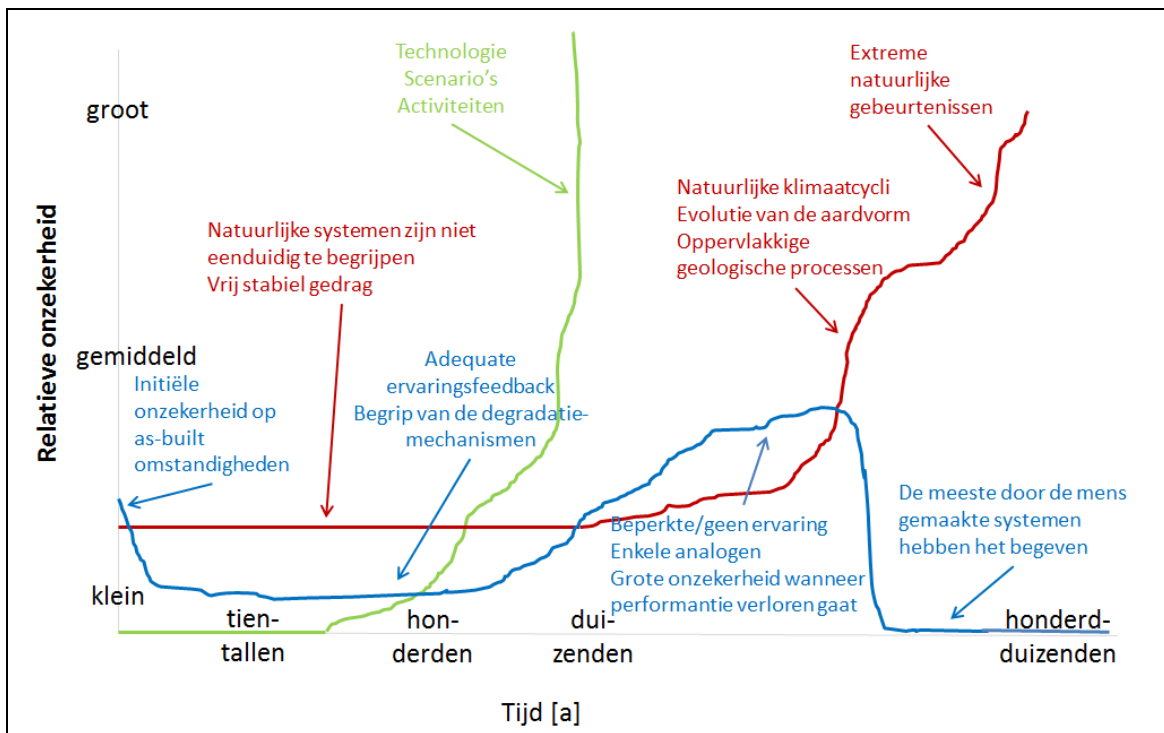
⁴ i.e. wanneer de activiteits- en heterogeniteitsbeperkingen op zich niet verzekeren dat de impacts op alle relevante schalen aanvaardbaar zijn

- enerzijds de technisch-wetenschappelijke basis van de evaluatie; en
- anderzijds de methodes gebruikt bij de eigenlijke analyses.

14.2.2 Tijdvakken voor de evaluatie van de langetermijnveiligheid

De waarde van de informatie uit kwantitatieve analyse neemt af in de tijd omwille van de toenemende *onzekerheden* (§4.2 van [R14-4]; [R14-17]). Figuur 14-5 is een conceptuele voorstelling van de (inherente) soorten onzekerheden die tussenkomen in de veiligheidsevaluatie van een berging voor radioactief afval. De *relatieve* onzekerheid beïnvloedt de betekenis die / het belang (en het vertrouwen) dat men aan berekende resultaten mag hechten.

Maatschappelijke aspecten worden al onzeker over tijdschalen van enkele tientallen tot honderden jaren; onzekerheden met betrekking tot de performantie van het bergingssysteem nemen sterk toe over tijdschalen van enkele duizenden jaren; geologische processen en extreme gebeurtenissen worden onvoorspelbaar over tijdschalen van tienduizenden tot honderdduizenden jaren.



Figuur 14-5: Onzekerheden met betrekking tot performantie van kunstmatige systemen (blauw), natuurlijke systemen en gebeurtenissen (rood) en maatschappelijke aspecten (groen); en hun relatieve grootte voor oppervlakteberging van radioactief afval (gebaseerd op Figuur 4 van [R14-17]). De figuur is een conceptuele voorstelling. Onzekerheden worden voor de duidelijkheid als één (relatieve) waarde aangeduid waar het correcter zou zijn er een distributie aan toe te kennen.

In lijn met deze overwegingen stelt ook het FANC dat [R14-11]

“Des incertitudes importantes entourent l'évaluation de la dose à très long terme, c'est-à-dire au-delà de quelques milliers d'années”⁵

en dat

“Les incertitudes concernant l'évolution des performances du dépôt augmentent avec le temps, à tel point qu'à issue d'une certaine période, il n'est plus raisonnable de vouloir prédire avec confiance l'évolution de ces performances (sans nécessairement devoir présumer de la perte totale de ces performances). Il faut alors avoir recours aux scénarios, dits « scénarios pénalisants » ... pour évaluer l'impact radiologique (enveloppe).”⁶

De duur van de periode waarin de performantie van het bergingssysteem op betrouwbare wijze geëvalueerd kan worden, is moeilijk te kwantificeren aangezien vele (verwachte en niet verwachte maar mogelijke) karakteristieken, processen en gebeurtenissen en de hiermee geassocieerde onzekerheden deze kunnen beïnvloeden. Het tijdstip van overgang naar de penaliserende scenario's dient dan ook vooral als een *grootteorde* te worden beschouwd (§14.2.2.1).

Het IAEA stelt dat (GSR Part 4, Requirement 12) [R14-5]

“The safety assessment shall cover all the stages in the lifetime of a facility or activity in which there are possible radiation risks.”⁷

Voor de oppervlakteberging in Dessel blijft het radiologische risico lang aanwezig door de aanwezigheid van (kleine hoeveelheden) *langlevende* radionucliden. In essentie neemt het gevaar geassocieerd aan het afval zelf af met de tijd door radioactief verval. Het radiologische risico van het afval in berging kan echter toenemen in de tijd door degradatie van de barrières die instaan voor insluiting en afzondering van het afval [R14-18]. In lijn hiermee vraagt ook het FANC [R14-11] dat de evaluatieperiode dusdanig wordt bepaald dat de maximale waarde van de indicator(en) van radiologische impact binnen deze periode wordt bereikt. De duur van de evaluatieperiode wordt, in het licht van bovenstaande, dan ook bepaald rekening houdend met de impact onder de penaliserende scenario's (§14.2.2.2).

14.2.2.1 Tijdstip van overgang naar de penaliserende scenario's

In §14.3.2 wordt beargumenteerd dat de monolieten vanuit fenomenologisch oogpunt verwacht worden hun fysieke integriteit tot ongeveer 1 000 jaar te behouden. Ook de ondoorlatende topplaat zal naar verwachting haar fysieke integriteit behouden over dergelijke tijdschalen. Daarna zouden de kunstmatige barrières traag beginnen degraderen – er zal geen abrupt verlies optreden van mechanische eigenschappen, daar er geen processen of gebeurtenissen geïdentificeerd konden worden die aanleiding kunnen geven tot een plotse, grootschalige blootlegging van de ondoorlatende topplaat en de modules waardoor deze blootgesteld zouden worden aan atmosferische carbonatie en vries-dooicycli (§14.3.2.6).

⁵ De evaluatie van de dosis op zeer lange termijn, i.e. na enkele duizenden jaren, gaat gepaard met grote onzekerheden.

⁶ De onzekerheden met betrekking tot de performantie van het bergingssysteem nemen toe in de tijd, totdat het na een bepaalde periode niet meer gefundeerd is een betrouwbare uitspraak te willen doen over de performantie (evenwel zonder een volledig verlies van performantie te moeten onderstellen). Dan moet men zich beroepen op zogenaamde 'penaliserende scenario's' om de radiologische impact (op omhullende wijze) te evalueren.

⁷ De veiligheidsevaluatie dient alle fasen in de levensduur van een installatie of activiteit te beschouwen tijdens dewelke er mogelijke stralingsrisico's bestaan.

Na enkele duizenden jaren wordt het moeilijk om het oppervlaktebergingssysteem en zijn mogelijke evolutie(s) eenduidig af te lijnen wegens de groeiende onzekerheid en toenemende heterogeniteit van de evolutie van het bergingssysteem. Karakteristieken, processen en gebeurtenissen die, al dan niet gekoppeld, de (niet-lineariteit van de) evolutie op zeer lange termijn bepalen, worden beschreven in §14.3.4.

Op basis van deze beschouwingen wordt arbitrair een tijdschaal van de orde van 2 000 jaar naar voren geschoven voor de overgang naar penalisierende scenario's. De keuze van dit tijdstip van overgang is op zich niet bepalend voor de conclusies van de veiligheidsevaluatie, daar:

- er voor de penalisierende scenario's een gevoeligheidsstudie uitgevoerd is met betrekking tot het startmoment. Voor startmomenten tussen 1 000 en 4 000 jaar is de globale impact onder de penalisierende scenario's weinig gevoelig aan de precieze keuze van het tijdstip van overgang (zie §14.11.6.2 en §14.12.4.2);
- de berekende radiologische impact onder het RS weliswaar nog licht toeneemt na 2 000 jaar, maar van dezelfde grootteorde blijft (0,1 mSv/a – zie §14.5.7.1.1). Dit is in lijn met de leidraad [R14-11], waar gesteld wordt dat na enkele duizenden jaren de dosisbeperking een referentiewaarde wordt;
- de impact onder enkele AES'en, met name AES2-1 'val van een militair vliegtuig' en AES3-1 'versnelde erosie' nog een kleine stijging kent na 2 000 jaar en pas dan zijn piek bereikt (zie §14.6.6), maar van dezelfde grootteorde blijft; en de piekimpact onder de andere AES'en steeds vóór 2 000 jaar valt; en
- de piekimpact onder het HIS 'residentie op de bergingsinstallatie' bij een homogene activiteitsverdeling nog een kleine stijging kent na 2 000 jaar en pas dan zijn piek bereikt (zie §14.10.4.1.1), maar van dezelfde grootteorde blijft; en de piekimpact onder de andere HIS'en steeds vóór 2 000 jaar valt.

14.2.2.2 Keuze van het einde van de evaluatieperiode

De insluitingsstrategie die aangewend wordt, wordt in Figuur 14-6 verduidelijkt op basis van de radiologische karakteristieken van de voorziene bronterm 2013 V2 (§14.3.1.5).

Gedurende enkele honderden jaren na berging van het afval neemt de totale β/γ -activiteit en de totale radiotoxiciteit van de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden af tot respectievelijk ongeveer 1% en 5% van hun oorspronkelijke waarde⁸. Vanaf ongeveer 1 000 jaar verlagen de α - en β/γ -activiteit, evenals de radiotoxiciteit, niet meer aanzienlijk.

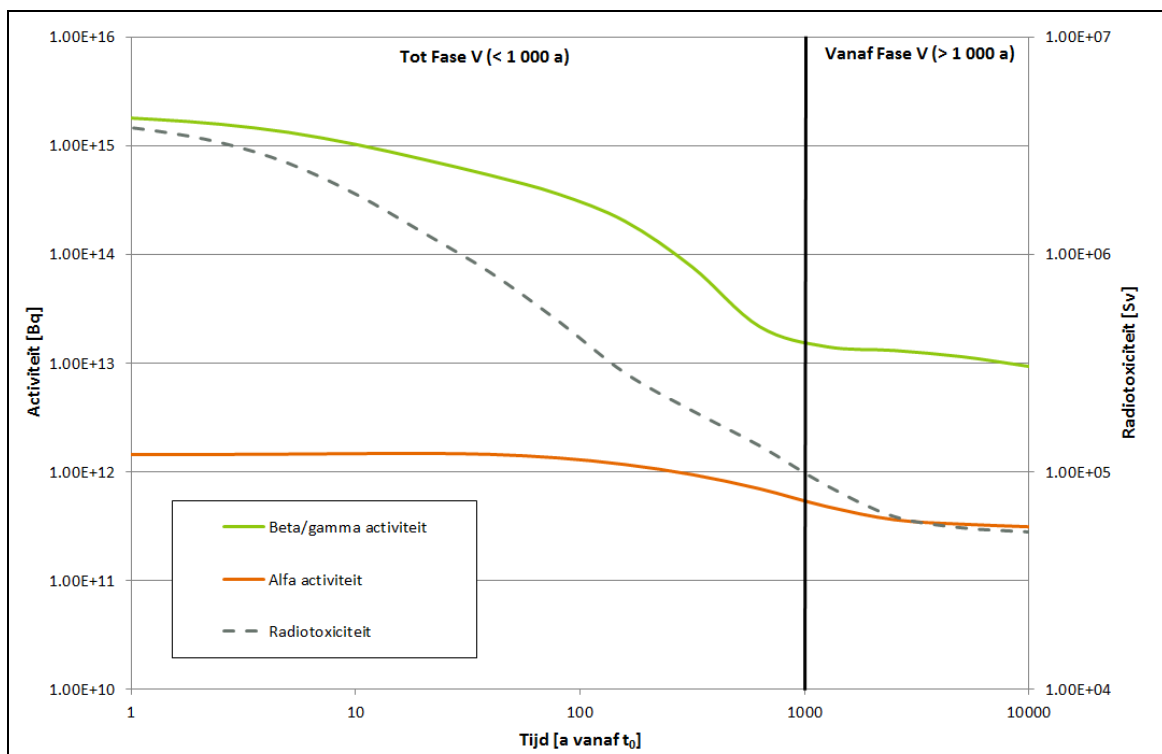
- Op basis van de evolutie van de β/γ -activiteit en de radiotoxiciteit is het nuttig om tot ongeveer 1 000 jaar te spelen op het voorkomen van het vrijkomen van de radionucliden uit het bergingssysteem, dit door contact met insijpelend water te vermijden. Dit is gejustifieerd omdat er tijdens de operationele periode tot 100 jaar een belangrijk verval is van die radionucliden die een belangrijke bijdrage leveren tot de radiotoxiciteit (⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, ⁶³Ni en ²³⁸Pu dragen voor meer dan ongeveer 80% bij tot de totale radiotoxiciteit tot 100 jaar). In de periode tussen 100 en

⁸ De notie van relatieve toxiciteit is relevanter dan de absolute radiotoxiciteit in de berging, die geen maat is voor de potentiële radiologische impact van de berging op de mens of het milieu. Ze is immers gelijk aan de dosis door de ingestie van de totale activiteit in de berging, wat geen mogelijk scenario is. De relatieve afname van radiotoxiciteit is daarentegen wel een maat voor de afname van het potentiële risico gevormd door het vrijkomen van radionucliden uit het afval, onafhankelijk van de performantie van het gekozen bergingssysteem.

1 000 jaar is deze aanpak ook gejustifieerd omdat er in deze periode een bijna volledig verval optreedt van ^{137}Cs , ^{63}Ni , ^{238}Pu en ^{90}Sr , alsook een belangrijk verval van ^{241}Am .

- Na ongeveer 1 000 jaar kan, door degradatie, watersijpeling niet meer voorkomen worden, en is de insluiting gebaseerd op het principe van spreiden in de tijd (*beperken* van vrijkomen). De radionucliden die na 1 000 jaar de belangrijkste bijdrage leveren tot de radiotoxiciteit (^{241}Am , ^{243}Am , ^{14}C , ^{94}Nb , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{234}U , ^{236}U en ^{238}U dragen voor meer dan 90% bij tot de totale radiotoxiciteit na 1 000 jaar) worden gesorbeerd en ondergaan (met uitzondering van ^{241}Am) geen verval meer op korte tijd, waardoor het spreiden in de tijd gejustifieerd is (door residuele sorptie in het systeem).

Conform de leidraad van het FANC [R14-11], kan de evaluatieperiode dan ook een einde nemen wanneer is aangetoond dat de piekimpact onder de *penaliserende scenario's* bereikt is.



Figuur 14-6: Afname van de α - en β/γ -activiteit [Bq] en radiotoxiciteit [Sv] van de totale voorziene bronterm in berging (zie ook §2.4.2.3.2 [HS-2]).

14.2.2.2.1 Penaliserend grondwaterscenario

In §14.11.6.1 worden de impacts onder het penaliserende grondwaterscenario vanaf 2 000 jaar beschreven voor de verschillende leeftijdsgroepen:

- de piekimpact treedt op kort na het ogenblik vanaf wanneer penaliserende omstandigheden ondersteld worden;

- na enkele honderden jaren neemt de impact af tot een niveau onder de 1 mSv/a. De residuele impact wordt dan voornamelijk bepaald door weinig mobiele radionucliden die zeer geleidelijk, i.e. over tijdschalen van enkele duizenden jaren, vrijkomen uit het systeem; en daalt in de tijd;
- na ongeveer 10 000 jaar (8 000 jaar na het ogenblik vanaf wanneer penaliserende omstandigheden ondersteld worden) worden nog slechts residuele impacts van de orde van 10 μ Sv/a berekend.

Over tijdschalen van enkele duizenden jaren is de globale impact weinig gevoelig aan de precieze keuze van het tijdstip van overgang (§14.11.6.2). Over nog langere tijdschalen kan de impact enigszins toenemen door ingroei van ^{226}Ra , dat vervolgens snel vrijkomt op het ogenblik dat zich penaliserende omstandigheden instellen. Hoe verder echter in de tijd, hoe onrealistischer het wordt dat er geen enkele uitlozing zou zijn vóór het startmoment, en dus hoe onrealistischer de penaliserende schatting van de impact wordt.

14.2.2.2.2 *Penaliserend grondscenario*

In §14.12.4.1 worden de impacts onder het penaliserende grondscenario beschouwd:

- ook hier treedt al snel een (korte) piek op, namelijk in het jaar nadat penaliserende omstandigheden zich hebben ingesteld;
- door evasie van ^{14}C neemt de globale impact aanvankelijk snel af;
- de residuele impact blijft gedurende tienduizenden jaren van de grootteorde van 1 mSv/a. Een dergelijk hoge residuele impact is in de eerste plaats een gevolg van de hypothesen onderliggend aan dit scenario, voornamelijk de onderstelde afwezigheid van verliesmechanismen voor de concentratie in de gecontamineerde bodem (§14.12.5.3.1).

Omwille van het omhullende doch onmogelijke karakter van voornoemde hypothese is het moeilijk te verantwoorden het einde van de evaluatieperiode te laten afhangen van de berekende impacts onder dit scenario.

14.2.2.2.3 *Onzekerheden met betrekking tot de omgeving van het bergingssysteem over tijdschalen van ongeveer 10 000 jaar*

Met betrekking tot de omgeving van het bergingssysteem heeft de grootste onzekerheid over tijdschalen tot ongeveer 10 000 jaar betrekking op *klimatologische evoluties*. Op basis van de informatie in §4.4.3.2 [HS-4] kunnen drie mogelijke klimaattoestanden optreden over de relevante tijdschalen voor de evaluatie van penaliserende scenario's:

- een Cs-klimaat (subtropisch met droge zomers),
- een Cs-klimaat met stijging van de zeespiegel,
- een DO-klimaat (gematigd zeeklimaat).

Een range van mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden wordt gedefinieerd op basis van de CCI-HYDR studies [R14-19] (§4.4.3.3 [HS-4]) waarin drie mogelijke klimaatscenario's worden beschouwd:

- een 'hoog/nat' scenario met natte winters en droge zomers (CCI-HYDR hoog, Cs klimaat);
- een 'laag/droog' scenario met droge winters en droge zomers (CCI-HYDR laag, DO klimaat);

- een ‘gemiddeld’ scenario (CCI-HYDR gemiddeld, Cr⁹ klimaat).

Deze klimaatscenario’s omvatten een range van klimaatomstandigheden die zich de komende duizenden jaren kunnen voordoen in Dessel, met inbegrip van het in BIOCLIM voorspelde Cs klimaat [R14-20]. In vergelijking met de verwachtingen en ranges van temperatuur- en neerslagrespons (§4.4.3.1 [HS-4]), leidt het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (Cs-klimaat) tot een omhullende evaluatie:

- de hoogste (jaarlijkse) neerslaghoeveelheid onder de drie CCI-HYDR klimaatscenario’s, geconcentreerd in de wintermaanden waarin de potentiële evaporatie het laagst is, leidt tot de hoogste drainage doorheen de restanten van de aarden afdekking en de hoogste fluxen uit het bergingssysteem (zie §14.3.6.1.9 en §14.4.3.7.1);
- de potentiële evapotranspiratie en hiermee verbonden irrigatiebehoefte zijn hoger in een warmer en droger klimaat (zie §14.3.6.4.2) – dit leidt tot hoge BCFs, die conservatief zijn ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden (zie §14.4.8.1);
- de GTF is weinig gevoelig aan de waarde van de regionale infiltratie (zie §14.4.5.5.2.1).

De GTF houdt bovendien rekening met het mogelijke verdwijnen van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.4.5.4.2): in afwezigheid van het kanaal is de waterstroming ter hoogte van de tumuli trager, wat aanleiding geeft tot een toename van de GTF (zie §14.4.5.5.2.1). Zoals beargumenteerd in §4.6.2.7.4 [HS-4] wordt slechts een beperkte invloed verwacht van andere door de mens teweeggebrachte veranderingen aan de hydrogeologie (wijziging in landgebruik, belangrijke extractie van grondwater, verandering in de geometrie van rivieren, zandwinning, toekomstige oppervlaktewateren).

Zoals beargumenteerd in §14.4.9.1.2 is de beschouwing van een waterput voor privégebruik, waarin de blootstelling het gevolg is van landbouwactiviteit, als biosfeerreceptor omhullend in termen van mogelijke impacts.

Het beschouwen van

- het hoge CCI-HYDR klimaatscenario bij de bepaling van de GTF en de BCFs; en
- de afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals bij de bepaling van de GTF;

zal dan ook aanleiding geven tot omhullende impacts ten opzichte van de onzekerheden met betrekking tot de omgeving van het bergingssysteem over tijdschalen van ongeveer 10 000 jaar.

Indien zich over tijdschalen langer dan 6 000 jaar grote klimaatwijzigingen voordoen met eventuele grote veranderingen van de hydrogeologie en het zeespiegelniveau¹⁰, kunnen deze geen groot effect meer hebben op de impact omdat het niet plausibel is om te veronderstellen dat er voorafgaand aan dit tijdstip nog geen enkele uitlozing uit de installatie is gebeurd (zie PS’en met startmoment na 10 000 jaar in §14.11.6.2 en §14.12.4.2).

⁹ subtropisch, geen uitgesproken seizoenseffect in termen van neerslag

¹⁰ Een significante stijging van de zeespiegel (20-25m) zou zich kunnen voordoen over tijdschalen van 6 000 à 10 000 jaar (§4.2.2 van [OD-077]).

14.2.2.2.4 Conclusie: Keuze van het einde van de evaluatieperiode

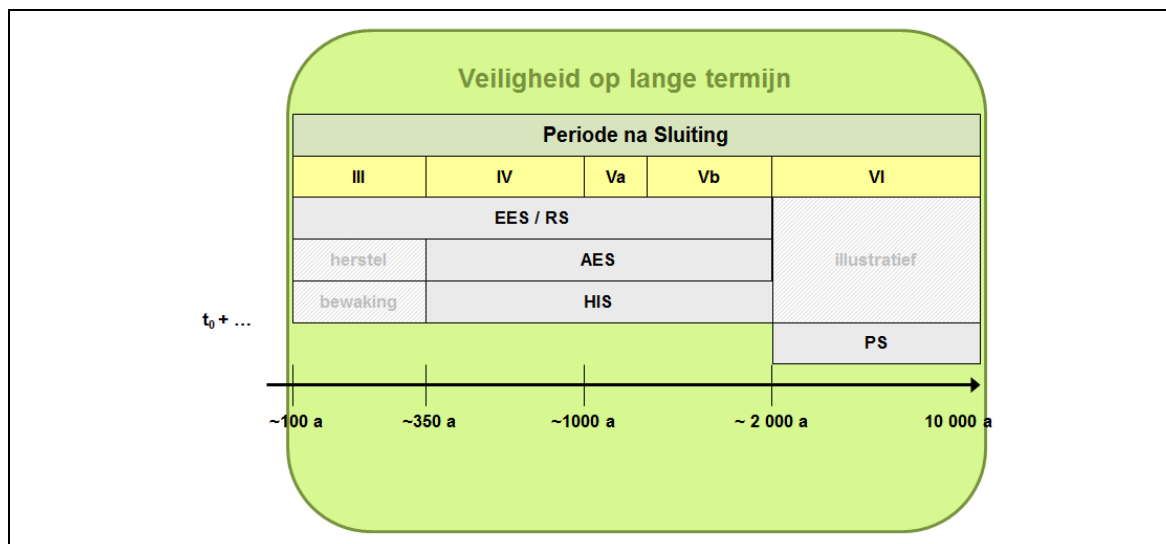
Op basis van

- de impact onder het penaliserende grondwaterscenario, die een piek bereikt kort na het tijdstip van optreden van penaliserende omstandigheden en daalt in de tijd; en
- het feit dat de hypothesen van de geosfeer/biosfeer (gehanteerd in het penaliserend scenario) als omhullend kunnen worden beschouwd over tijdschalen van ongeveer 10 000 jaar;

wordt het einde van de evaluatieperiode vastgelegd op 10 000 jaar.

14.2.2.3 Beschouwde scenario's in de verschillende tijdvakken

Figuur 14-7 geeft een overzicht van welke scenario's beschouwd worden tijdens de verschillende tijdvakken voor evaluatie van de veiligheid op lange termijn.

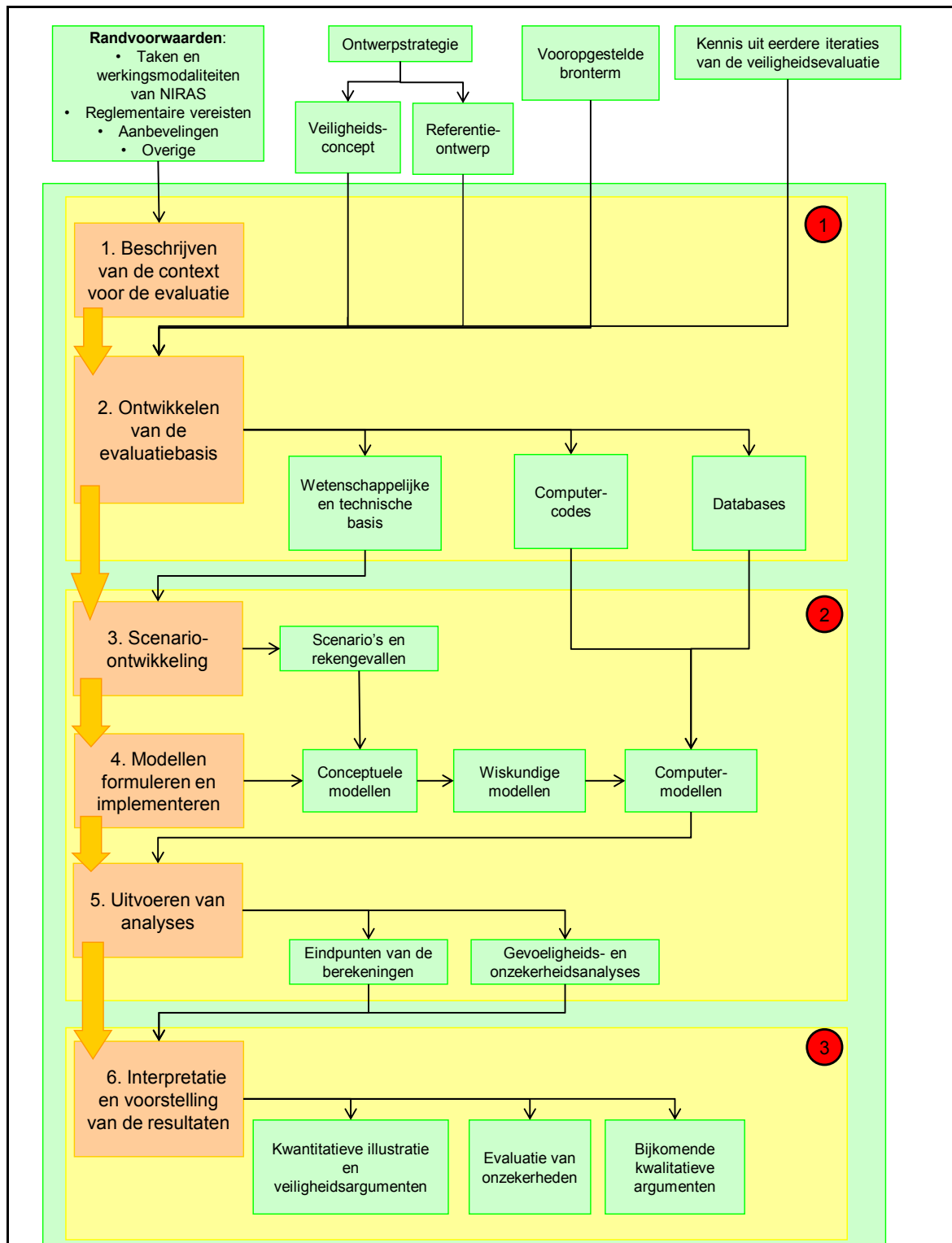


Figuur 14-7: Beschouwde scenario's tijdens de verschillende tijdvakken voor de evaluatie van de veiligheid op lange termijn.

14.2.3 Veiligheidsevaluatiemethodologie

De veiligheidsevaluatiemethodologie voor de oppervlakteberging in Dessel is gebaseerd op de methodologie ontwikkeld onder het IAEA ISAM project [R14-21]. Figuur 14-8 illustreert de verschillende stappen van dit proces en de belangrijkste in- en outputs. De veiligheidsevaluatie bestaat uit drie fasen.

- Fase 1: de *voorbereiding* van de evaluatie waarbij, op basis van ervaring en kennis opgedaan in eerdere iteraties en stappen van het bergingsprogramma,
 - ▶ de *context voor de veiligheidsevaluatie* (stap 1 in Figuur 14-8; §14.2.3.1) beschreven wordt in het licht van de randvoorwaarden; en
 - ▶ de *evaluatiebasis* (stap 2 in Figuur 14-8, §14.2.3.2) ontwikkeld wordt.



Figuur 14-8: Schematisch overzicht van de veiligheidsevaluatiemethodologie als onderdeel van de veiligheidsstrategie: fasen (gele vakken), stappen (oranje vakken) en belangrijkste input en output (groene vakken). Het iteratieve karakter van veiligheidsevaluaties is vervat in de veiligheidsbenadering (§2.2.2 [HS-2]).

- Fase 2: de *uitvoering* van de kwantitatieve evaluatie die bestaat uit de kwantitatieve voorstelling en analyse van het bergingssysteem in termen van performantie en impact. Deze fase omvat drie stappen:
 - ▶ het ontwikkelen van *scenario's* en rekegevallen (stap 3 in Figuur 14-8; §14.2.3.3) die representatief zijn voor het mogelijke systeemgedrag en de mogelijke evoluties van het bergingssysteem en zijn omgeving, rekening houdend met de verschillende *doelstellingen* van de evaluatie;
 - ▶ het formuleren en implementeren van *modellen* (stap 4 in Figuur 14-8; §14.2.3.4) voor de bepaling van de (radiologische) gevolgen van de scenario's en hun rekegevallen, evenals van de (robuustheid van de) performantie van het bergingssysteem; en
 - ▶ het uitvoeren van de *analyses* (stap 5 in Figuur 14-8; §14.2.3.5), waarbij de relevante indicatoren worden bepaald.
- Fase 3: de *interpretatie* en voorstelling van de resultaten (stap 6 in Figuur 14-8; §14.2.3.6), teneinde een duidelijk en overtuigend beeld te schetsen van de veiligheid en performantie van het bergingssysteem en de aanvaardbaarheid van de behandelde onzekerheden. Hierbij wordt ook gebruik gemaakt van bijkomende kwalitatieve bewijzen en argumenten.

De verschillende stappen van de methodologie, zoals geïdentificeerd in Figuur 14-8, worden uitvoerig besproken in de volgende subparagrafen. De aanpak van het beheer van onzekerheden en in het bijzonder van de *behandeling* van onzekerheden in de veiligheidsevaluatie, wordt uiteengezet in §14.2.5.

14.2.3.1 Context voor de veiligheidsevaluatie

De methodologie wordt toegepast binnen een vastgesteld reglementair kader (§14.1.2) en houdt rekening met de verschillende *doelstellingen* van de evaluatie (§14.1.3). De bredere context van randvoorwaarden (bestaande gegevens) van toepassing op de veiligheidsbenadering wordt uiteengezet in §2.3 [HS-2].

14.2.3.2 Evaluatiebasis

De *evaluatiebasis* is een essentieel uitgangspunt voor de veiligheidsevaluatie: het vertrouwen in de resultaten van de kwantitatieve analyses kan immers niet groter zijn dan het vertrouwen in de kennis en instrumenten die aan de basis ervan liggen. In het bergingsprogramma voor categorie A-afval bouwt de evaluatiebasis voort op meerdere decennia wetenschappelijke en technische activiteiten, uitgevoerd zowel in België als daarbuiten (weergegeven door de input 'kennis uit eerdere iteraties van de veiligheidsevaluatie' in Figuur 14-8).

De evaluatiebasis omvat:

- de *wetenschappelijke en technische basis* (§14.2.3.2.1);
- *computer codes* die gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van de analyses en de procedures om correct gebruik van deze codes en traceerbaarheid van resultaten te waarborgen (zie ook Bijlage 14-2); en
- *databases* met een eenduidige identificatie van parameterwaarden gebruikt in de berekeningen, inclusief hun herkomst, en de procedures voor gegevensbeheer (§14.2.3.2.2).

14.2.3.2.1 **Wetenschappelijke en technische basis**

De *wetenschappelijke en technische basis* heeft betrekking op het reële bergingssysteem in zijn omgeving, in termen van karakteristieken, evoluties en gedrag. De ontwikkeling van kennis betreft:

- 1) de karakteristieken van het afval;
- 2) het begrip van de processen en karakteristieken die bepalend zijn voor de performantie van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport;
- 3) redelijkerwijs voorzienbare kenmerken, gebeurtenissen en processen (FEP's) die de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden;
- 4) de gevolgen van deze voorzienbare FEP's in termen van gedrag van het bergingssysteem en een begrip van de heersende omstandigheden;
- 5) voldoende kennis van de verwachte evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving;
- 6) identificatie van mogelijke routes voor radionuclidentransport in het bergingssysteem en zijn omgeving;
- 7) identificatie van mogelijke routes waarlangs blootstelling kan optreden;
- 8) identificatie en karakterisering van de onzekerheden die relevant zijn voor de veiligheid en dit tijdens de verschillende fasen in de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving.

Data en kennis bouwen voort op fysische en chemische wetten, op wetenschappelijke en technische verworvenheden, maar ook op resultaten van bijvoorbeeld sitekarakterisering, ontwerpstudies, ervaringsfeedback van andere oppervlaktebergingsinstallaties, alsook op ondersteunende berekeningen.

14.2.3.2.2 **Databases**

Beschikken over betrouwbare *data* is essentieel voor de veiligheidsevaluatie. Data worden veelal in parallel met de ontwikkeling van de wetenschappelijke kennis verkregen op basis van literatuurstudie, metingen, opschaling, evaluatie door deskundigen en eventueel ondersteunende berekeningen.

De keuze van data moet rigoureuus gedocumenteerd worden om de kwaliteit, reproduceerbaarheid en coherentie van de veiligheidsevaluatie te garanderen. De formele procedure hierrond heeft geresulteerd in de *Data Collection Forms* (DCFs) [OD-037] – een database die de nodige parameters (voorgestelde waarde en range) bevat om de berekeningen te kunnen uitvoeren.

14.2.3.3 **Ontwikkeling en beschrijving van scenario's**

Het doel van scenario-ontwikkeling (stap 3 in Figuur 14-8) is de afbakening van een *beperkt* aantal scenario's die voldoende *representatief* en/of *omhullend* zijn voor de mogelijke toekomstige toestanden van het bergingssysteem. Zoals aangegeven in §14.2.1.1.1 worden vier types scenario's beschouwd.

14.2.3.3.1 **Verwachte evolutie (EES/RS)**

Het EES stoelt op de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem, beschreven in §14.3.2. Als zodanig omvat het zowel natuurlijke als bergingsgerelateerde gebeurtenissen en processen met een *hoge waarschijnlijkheid* van voorkomen en stoelt het op het *veiligheidsconcept* voor wat betreft de veiligheidsvoorzieningen waarop wordt vertrouwd in termen van insluiting.

Het basisrekengeval van het EES vertegenwoordigt een ‘beste schatting’, gegeven de huidige kennis. Voor het basisrekengeval van het EES worden de hypothesen en parameters vastgelegd volgens volgende principes:

- waar de wetenschappelijke kennis van dien aard is dat een *best estimate* aanpak gevolgd kan worden, wordt hiervoor gekozen;
- om de inzichten met betrekking tot de processen en karakteristieken die de performantie van het bergingssysteem en/of de migratie van de radionucliden sturen te verbeteren, worden zo nodig *ondersteunende berekeningen* uitgevoerd ter staving van de modelhypothesen;
- waar fenomenen niet-kenbaar zijn (‘ontische’ onzekerheden) en onzekerheden dus niet te reduceren of te begrenzen door verdere acties of onderzoek, wordt een *gestileerde* aanpak gevolgd.

Het EES wordt gebruikt

- binnen de veiligheidsanalyse:
 - ▶ waar voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie (§14.3.7.1) beschouwd worden in gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses (zie ook §14.2.3.5);
 - ▶ bij de onderbouwing van het conservatisme van het RS;
- binnen de performantieanalyse in termen van insluitingscapaciteit onder normale omstandigheden.

Het RS is omhullend aan het EES en zijn onzekerheden in termen van maximale radiologische impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar. Het wordt in de *veiligheidsanalyse* gebruikt om aan te tonen dat de impact onder de dosisbeperving van 0,1 mSv/a [R14-11] ligt (zie §14.2.4.1.1).

14.2.3.3.2 *Alternatieve evolutiescenario's (AES'en)*

Niet verwachte maar mogelijke evoluties betreffen vroegere, snellere en grotere degradaties van het bergingssysteem ten opzichte van de verwachte evolutie. In lijn met internationale benaderingen worden in de methodologie verstoringen van de (fenomenologisch) verwachte evolutie beschouwd op basis van een lijst van *initiërende FEP's*¹¹. Een initiërende FEP is

een mogelijke gebeurtenis of proces die aan de basis ligt van een verandering in de toestand van het bergingssysteem of de routes waarlangs radionucliden kunnen vrijkomen en aldus een nadelige invloed heeft op de performantie van het bergingssysteem.

De methodologie voor identificatie van initiërende FEP's (§14.2.3.3.2.1) vertrekt vanuit een gescreende FEP-lijst (Annex 5 van [OD-021]), die enkel de FEP's bevat die relevant zijn voor de evaluatie van het beschouwde bergingssysteem en zijn omgeving. Hieruit worden *mogelijk initiërende FEP's* geïdentificeerd. Naargelang het beschouwde tijdvak waarin een mogelijk initiërende FEP zich kan voordoen, zijn er verschillende effecten te verwachten die, indien ze significant en plausibel zijn en niet afgedekt worden door het omhullende karakter van het RS of de HIS'en, expliciet beschouwd dienen te worden in de AES'en. De *initiërende FEP's* vertegenwoordigen de voor de veiligheid relevante

¹¹ Bij de initiërende FEP's wordt ook rekening gehouden met een mogelijke route van rechtstreeks vrijkomen van contaminatie in de biosfeer.

onzekerheden gelinkt aan de niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem (§14.3.7.2.1).

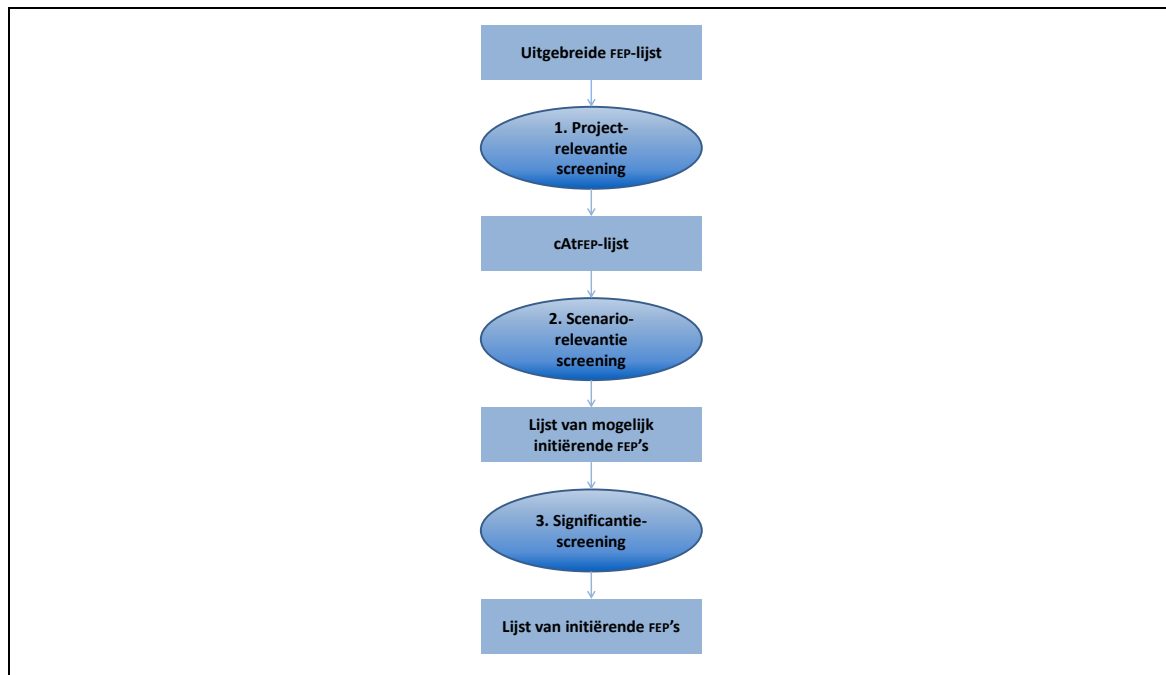
De selectie van AES'en (§14.2.3.3.2.2) houdt rekening met enerzijds combinaties van *afhankelijke* initiërende FEP's (oorzaken, gevolgen, versterkende effecten) en FEP's met gelijkaardige effecten, en anderzijds met *onafhankelijke* initiërende FEP's waarvan hun gezamenlijke voorkomen tijdens de evaluatieperiode (*i.e.* over tijdschalen tot 2 000 jaar) nog enigszins plausibel is en zou leiden tot een degradatietoestand van het bergingssysteem die nog niet is afgedekt. *Onzekerheden* die gelinkt zijn aan de intensiteit en waarschijnlijkheid van de verstoring worden beschouwd op het niveau van de selectie van AES'en. De conceptualisering van een AES in één of meerdere rekengevallen (§14.2.3.3.2.3) houdt rekening met mogelijke *verschillende radionuclidentrajecten* die als gevolg van de verstoring kunnen optreden.

AES'en worden beschouwd

- binnen de veiligheidsanalyse, om aan te tonen dat het *radiologische risico* van het geheel van de potentiële blootstellingen resulterend uit niet verwachte maar mogelijke evoluties voldoet aan de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} [R14-11] (zie §14.2.4.1.2);
- binnen de performantieanalyse in termen van *robuustheid* van de insluitingscapaciteit. Ze bieden ondersteuning bij het ontwikkelen van argumenten voor het niveau van *gelaagde bescherming* van het bergingssysteem (§2.8.8 [HS-2]).

14.2.3.3.2.1 Methodologie voor FEP screening en identificatie van initiërende FEP's

Initiërende FEP's worden geïdentificeerd op basis van een trapsgewijs screeningproces (Figuur 14-9).



Figuur 14-9: Methodologie voor FEP screening en identificatie van initiërende FEP's.

1. Project-relevantie screening

De *project-relevantie screening* bestaat erin om, vertrekkende vanuit een uitgebreide FEP-lijst, de FEP's te selecteren die relevant zijn voor de veiligheidsevaluatie van de oppervlakteberging van categorie A afval te Dessel – de zogenaamde project-FEP's of cAtFEP's.

Een *uitgebreide* generieke FEP-lijst werd gecompileerd in §2.1 tot en met §2.3 van [OD-021] op basis van verschillende internationale FEP-lijsten, zoals de ISAM FEP-lijst [R14-21], de NEA FEP-lijst [R14-22] en de BIOMASS FEP-lijst [R14-23]. Deze generieke lijst werd aangevuld met bijkomende FEP's die eigen zijn aan het oppervlaktebergingsconcept en de site in Dessel. In totaal bevat de uitgebreide FEP-lijst 362 FEP's (§2.3.4 en Annex 3 van [OD-021]).

Met het oog op het bekomen van een projectspecifieke FEP-lijst werden de FEP's uitgescreend die *niet relevant* zijn voor het beschouwde afval, het bergingssysteem, de site of de veiligheidsevaluatie.

Hiertoe werd een set van negen beperkende regels gehanteerd (de *Assessment Bounding Rules* (ABR's)), ten opzichte waarvan elke FEP werd geëvalueerd (§2.4.2 van [OD-021]):

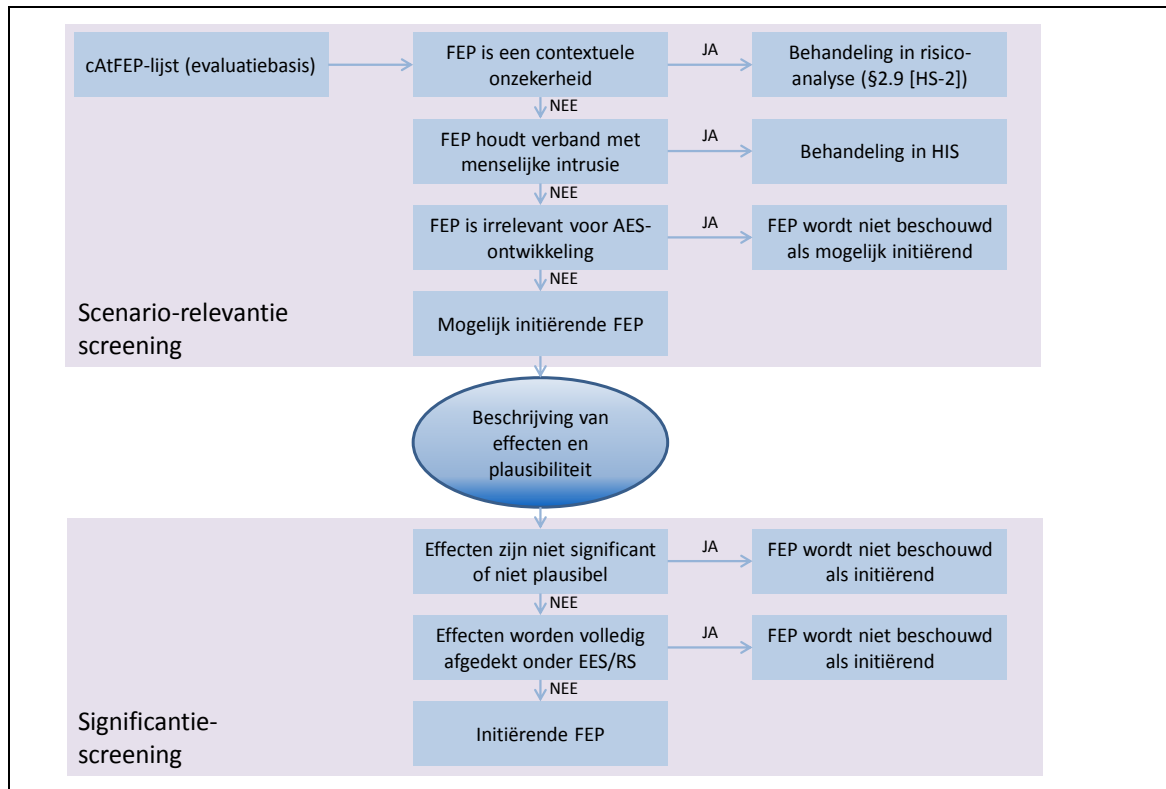
- 1) ABR1: Lage waarschijnlijkheid ($< 10^{-7} \text{ a}^{-1}$ voor gebeurtenissen van natuurlijke oorsprong);
- 2) ABR2: Verwaarloosbare gevolgen of niet nadelig voor het bergingssysteem, of lagere gevolgen dan een andere beschouwde FEP;
- 3) ABR3: Niet relevant over de betrokken tijdschalen voor de oppervlakteberging van categorie A (10 000 jaar; zie §14.2.2.2.4);
- 4) ABR4: Niet relevant voor de zandformaties of de site in Dessel;
- 5) ABR5: Niet relevant voor het beschouwde bergingsontwerp of het beschouwde afval;
- 6) ABR6: Verantwoordelijk gedrag van toekomstige generaties;
- 7) ABR7: Niet relevant binnen de scope van de veiligheidsevaluatie;
- 8) ABR8: Andere redenen (bijvoorbeeld QA procedures);
- 9) ABR9: Reeds beschouwd in een andere FEP (volgens de definitie of beschrijving).

De uitkomst van dit screeningproces (zie §2.4.2 en Annex 4 van [OD-021]) is een projectspecifieke FEP-lijst, de zogenaamde cAtFEP-lijst, die 273 FEP's bevat (Annex 5 van [OD-021]).

2. Scenario-relevantie screening

In Figuur 14-10 wordt de methodologie voor identificatie van initiërende FEP's (stappen 2 en 3 uit Figuur 14-9) weergegeven, vertrekkende vanuit de cAtFEP-lijst. Deze gaat uit van verschillende beslissingsstappen, waarbij in eerste instantie *mogelijk initiërende FEP's* worden geïdentificeerd: dit zijn relevante FEP's die een invloed kunnen hebben op de SSC's of veiligheidsfuncties.

FEP's die mogelijk een invloed op de impact kunnen hebben, maar niet op de SSC's of veiligheidsfuncties, worden binnen de methodologie geïdentificeerd en geëlimineerd in de beslissingsstap 'FEP is irrelevant voor AES-ontwikkeling'. FEP's die enkel een effect kunnen hebben op de omgeving van het bergingssysteem (geosfeer en/of biosfeer), kunnen volgens de definitie immers niet initiërend worden.



Figuur 14-10: Methodologie voor identificatie van initiërende FEP's (stappen 2 en 3 uit Figuur 14-9).

De beslissingsstappen die worden toegepast volgens het schema van Figuur 14-10 zijn:

- 1) Is de FEP een contextuele onzekerheid (Tabel 5 in Annex 1 van [OD-014])?

Een FEP kan te wijten zijn aan contextuele elementen waarvoor het risico geëvalueerd wordt in een afzonderlijke *risicoanalyse* (§2.9 [HS-2]). Indien de FEP zowel contextuele als technisch/wetenschappelijke onzekerheden vertegenwoordigt (bijvoorbeeld FEP 1.1.05.02 “*Poor Closure*”¹²), worden de technisch/wetenschappelijke onzekerheden verder beschouwd.

- 2) Houdt de FEP verband met menselijke intrusie (Tabel 6 in Annex 1 van [OD-014])?

FEP's die betrekking hebben op *intrusie* in de bergingsinstallatie door menselijke activiteiten worden afgedekt in de scenario's van onopzettelijke menselijke intrusie (HIS'en; §4.2.3 en §7.2.1 van [OD-021]).

- 3) Is de FEP irrelevant voor de AES-ontwikkeling (Tabel 7 in Annex 1 van [OD-014])?

In deze stap worden FEP's geëlimineerd die niet relevant zijn voor scenario-ontwikkeling, in het licht van de definitie van initiërende FEP. Argumenten hiervoor zijn:

- a) de FEP heeft enkel een invloed op de geosfeer en/of biosfeer¹³;

¹² Gebrekkige sluiting

¹³ Factoren die aanleiding kunnen geven tot veranderingen in geosfeer en/of biosfeer worden op voldoende omhullende wijze in rekening gebracht bij de modelontwikkeling en/of justificatie voor EES/RS (zie ook §14.3.7.3, §14.3.7.4, §14.4.6 en §14.4.8).

- b) de FEP is geen gebeurtenis of proces maar bijvoorbeeld enkel een kenmerkende eigenschap;
- c) de FEP is niet relevant binnen de voor AES relevante tijdschalen tot 2 000 jaar;
- d) de FEP kan per definitie niet initiërend worden.

In deze fase wordt tevens een aggregatiestap gemaakt, waarbij FEP's kunnen worden geëlimineerd die door hun gereduceerde of overlappende scope al worden afgedekt door andere FEP's. Zo dekt bijvoorbeeld FEP 2.2.06.04 "Settlements"¹⁴ de mogelijke effecten van grondwaterschommelingen op de bergingsstructuren af, ongeacht de oorzaak hiervan.

Als uitkomst van deze scenario-relevantie screening worden 36 *mogelijk initiërende FEP's* geïdentificeerd (zie §14.3.3).

3. Significantie-screening

Voor mogelijk initiërende FEP's worden de *effecten beschreven* op de performantie van SSC's, radiologische impact en/of migratiewegen van radionucliden (Annex 2 van [OD-014]). Hierbij wordt rekening gehouden met de fenomenologisch verwachte evolutie (§14.3.2): de effecten worden beschreven in termen van snellere, vroegere en/of grotere degradaties; of er worden mogelijke veranderingen van migratiewegen beschreven ten opzichte van degene die verwacht zijn; en dit voor de verschillende fasen in de evolutie van het bergingssysteem.

De effectbeschrijving is nodig om te evalueren of de beschouwde mogelijk initiërende FEP significant en plausibel is en, zo ja, of zijn effecten al dan niet volledig afgedekt worden door de hypothesen van het EES/RS (zie Figuur 14-10). Via deze methodologie worden initiërende FEP's dus de facto geselecteerd door afweging van hun effecten ten opzichte van de verwachte evolutie.

Op basis van de significantie-screening worden uiteindelijk 18 *initiërende FEP's* geïdentificeerd (zie Tabel 14-7 in §14.3.3).

14.2.3.3.2.2 Selectie van AES'en

Bij de groepering van initiërende FEP's tot overkoepelende scenario's (zie §14.6.2.1) wordt rekening gehouden met verschillende types van *combinaties* van initiërende FEP's.

Bij de effectbeschrijvingen van mogelijk initiërende FEP's worden tevens *geaffecteerde FEP's* geïdentificeerd, die mee in rekening worden gebracht bij de conceptualisering van de AES modellen. Mogelijk initiërende FEP's vormen geaffecteerde FEP's als ze oorzaken of gevolgen van elkaar zijn, of versterkende effecten kunnen hebben. Dit maakt dat sommige initiërende FEP's als combinatie beschouwd worden: op basis van hun onderlinge afhankelijkheden en relaties (oorzaken, gevolgen, versterkende effecten, gelijkaardige effecten), worden zij gegroepeerd tot overkoepelende AES'en.

Aan elk scenario wordt een *waarschijnlijkheid* toegekend: kwantitatief (indien mogelijk) en/of kwalitatief (laag/zeer laag). De volgende ranges van waarschijnlijkheid worden gehanteerd bij het toekennen van de kwalitatieve scores (zie §14.6.2):

- cumulatieve waarschijnlijkheid over meerdere honderden jaren tussen 10^{-1} en 10^{-3} : laag;
- cumulatieve waarschijnlijkheid over meerdere honderden jaren $< 10^{-3}$: zeer laag.

¹⁴ Zettingen

Merk op dat deze waarden betrekking hebben op de waarschijnlijkheid van voorkomen van een bepaald scenario tijdens de *relevante evaluatieperiode* en dus gecumuleerde waarden zijn.

Indien er een verschillende waarschijnlijkheid kan bepaald of aangenomen worden naargelang de *intensiteit* van de verstoring (bijvoorbeeld FEP 1.2.03 “*Seismicity*”¹⁵) worden er meerdere scenario’s beschouwd.

De scenarioselectie houdt tevens rekening met combinaties van groepen van initiërende FEP’s die onafhankelijk van elkaar zijn, maar *versterkende effecten* op elkaar kunnen uitoefenen indien ze beide optreden (§14.6.2.6). Dit houdt in dat hun gezamenlijke voorkomen tijdens de voor AES’en relevante evaluatieperiode tot 2 000 jaar (§14.2.2.1) nog enigszins plausibel moet zijn op basis van de toegekende waarschijnlijkheden.

De waarschijnlijkheid van combinaties ‘zeer laag’ met ‘laag’/‘zeer laag’ is steeds lager dan 10^{-4} . Voor dergelijke scenario’s dient de impact minstens 175 mSv/a te bedragen alvorens de risicoreferentiewaarde voor het risico per *individueel* AES (10^{-6} a^{-1} – zie §14.2.4.1.2) overschreden wordt. Zulke hoge doses zijn echter onmogelijk na 350 jaar voor de oppervlakteberging te Dessel¹⁶, waardoor kan gesteld worden dat dergelijke combinaties niet expliciet beschouwd moeten worden, daar ze altijd aan de referentiewaarde van 10^{-6} a^{-1} per scenario zullen voldoen.

14.2.3.3.2.3 Selectie van AES-rekengevallen

Om het aantal rekengevallen te beperken en het omhullende karakter van het gekozen AES rekengeval te waarborgen, wordt bij de conceptualisering steeds het vroegst mogelijke tijdstip van optreden van de verstoring en de grootst mogelijke schade aan de SSC’s als gevolg van de verstoring ondersteld, rekening houdend met de fenomenologische kennisbasis en/of ondersteunende modelberekeningen voor zover deze beschikbaar zijn (§14.6.2 en §14.6.3). Er wordt dus *één* omhullend rekengeval gekozen dat de effecten van alle initiërende FEP’s binnen het beschouwde scenario, met hun bijhorende onzekerheden, afdekt.

Enkel indien er als gevolg van de verstoring *meerdere radionuclidentrajecten* mogelijk zijn waarvoor de impact afzonderlijk dient berekend te worden, worden verschillende rekengevallen beschouwd voor eenzelfde scenario (§14.6.2).

14.2.3.3.3 Scenario’s van onopzettelijke menselijke intrusie (HIS’en)

Toekomstige menselijke acties (menselijke intrusie) vormen een specifieke categorie van gebeurtenissen die beschouwd moeten worden in de veiligheidsevaluatie van een oppervlaktebergingsinrichting [R14-13]. Intrusiescenario’s (HIS’en) hebben betrekking op toekomstige menselijke activiteiten waardoor één of meerdere barrières van het bergingssysteem worden verstoord of gepasseerd, waardoor de afzonderings- en/of insluitingscapaciteit van het bergingssysteem wordt aangetast en de uitvoerder(s) van de activiteit en/of de naburige bevolking aan een radiologisch risico kunnen worden blootgesteld.

In wat volgt moet ‘intrusiescenario (HIS)’ steeds gelezen worden als ‘scenario van onopzettelijke menselijke intrusie’.

¹⁵ Seismische activiteit

¹⁶ In een gevoeligheidsanalyse met betrekking tot het startmoment van het penaliserende grondwaterscenario werd bijvoorbeeld een maximale impact van minder dan 10 mSv/a berekend voor een start op 350 jaar. Deze waarde komt overeen met de residuele impact, waarbij de bijdrage van de eerste onmogelijke piek werd bijgesteld rekening houdend met een meer realistische uitlooperperiode (Tabel 14-89 in §14.11.6.2).

De uitgangspunten voor de beschouwing van menselijke intrusie in de veiligheidsevaluatie zijn dat:

- intrusie plaatsvindt nadat alle kennis over de site en de inhoud ervan verloren is gegaan en kan dus ten vroegste vlak na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle over de site optreden (bij het begin van fase IV, 350 jaar na t_0);
- indringers zich niet bewust zijn van het mogelijke radiologische risico dat hun acties teweegbrengen (evaluatie van opzettelijke intrusie is niet aan de orde en niet noodzakelijk (§3.2 van [R14-13]));
- de radiologische impact onafhankelijk van de waarschijnlijkheid van optreden geëvalueerd wordt, onafhankelijk van de genomen maatregelen om de waarschijnlijkheid van intrusie te beperken (§14.1.1, §2.8.2.1 [HS-2]); en
- er bij alle beschouwde HIS'en wordt van uitgegaan dat het radioactieve karakter van het materiaal uit de berging niet ontdekt wordt.

Gegeven de inherente onzekerheid met betrekking tot toekomstige menselijke acties en menselijk gedrag wordt een beperkt aantal gestileerde intrusiescenario's beschouwd, die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke schalen van intrusie en verschillende mogelijke acties van de indringer (MR-INT-2 [R14-13]).

HIS'en worden beschouwd

- binnen de veiligheidsanalyse, om aan te tonen dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a in alle gevallen gerespecteerd wordt [R14-13] (zie §14.2.4.1.3);
- binnen de performantieanalyse, om na te gaan hoe de verschillende SSC's bijdragen tot de afzonderingscapaciteit. Hiertoe worden meer gedetailleerde scenario's beschouwd (§14.15).

De HIS'en gebruikt in de veiligheidsanalyse omvatten

- *direct-effectscenario's*, waarmee gekeken wordt naar de impact op een onopzettelijke indringer die graaf- of boorwerkzaamheden uitvoert in de installatie en hierbij afval naar de oppervlakte brengt, waardoor hij aan een acute (*onmiddellijke*) dosis wordt blootgesteld. Hierbij wordt ondersteld dat de indringer tijdens een jaar bij één intrusie betrokken is; en
- *uitgesteld-effectscenario's*, waarmee gekeken wordt naar de impact op de naburige bevolking die blootgesteld wordt aan
 - ▶ radioactief materiaal rechtstreeks afkomstig uit de bergingsinstallatie (gevolgen van aantasting van de afzonderingscapaciteit);
 - ▶ uitgeloopte activiteit uit de bergingsinstallatie, waarvan de integriteit werd geschonden door de intrusie (gevolgen van aantasting van de insluitingscapaciteit).

Conform de leidraad [R14-13] omvatten de *direct-effectscenario's*

- de analyse van een boorkern afkomstig uit het afval ('analyse van een boorkern', waarbij slechts één afvalcollo¹⁷ betrokken is);

¹⁷ Voor type III monolieten stemt het collo overeen met het inwendige volume van de monoliet.

- de boring van een gat doorheen een tumulus ('*boring*', waarbij meerdere colli/monolieten betrokken zijn); en
- de uitgraving van een strook uit een tumulus, die zich uitstrekt tot in het afval ('*constructie – uitgraving*' waarbij meerdere modules betrokken zijn).

Gelet op de aard van deze scenario's worden bij conventie uitsluitend potentiële doses voor *volwassenen* bepaald en wordt geen rekening gehouden met enige vorm van beschermende uitrusting, zoals een masker of handschoenen.

De *uitgesteld*-effectscenario's, waarbij telkens meerdere colli/monolieten/modules betrokken zijn, omvatten:

- kleinschalige aantasting van de afzonderingscapaciteit: '*residentie na boring*';
- grootschalige aantasting van de afzonderingscapaciteit: '*residentie na uitgraving*';
- kleinschalige aantasting van de insluitingscapaciteit: '*residentie op de bergingsinstallatie*';
- '*grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit*'.

In alle uitgesteld-effectscenario's wordt uitgegaan van blootstelling van een *zelfvoorzienend gezin* en wordt derhalve een berekening gemaakt van de potentiële doses voor volwassenen, kinderen en jonge kinderen (zie §14.2.4.1). De representatieve personen leven op de gecontamineerde grond (aantasting afzonderingscapaciteit), of gebruiken water uit een gecontamineerde put als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drinken van hun vee (aantasting insluitingscapaciteit).

De piekimpacts door aantasting van de afzonderingscapaciteit en de insluitingscapaciteit zijn niet additief (zie §14.10.4.1.3 en §14.10.4.2.3), waardoor het niet nodig is combinaties van effecten te beschouwen.

Tabel 14-1 geeft een overzicht van de beschouwde intrusiescenario's, Tabel 14-2 geeft aan welke de relevante schalen zijn voor de verschillende HIS'en. Bij de evaluatie van de impact van onopzettelijke menselijke intrusie dient ook rekening te worden gehouden met de bij de verschillende types van intrusies betrokken *afvalvolumes* en de *heterogeniteit* van het afval. Vooral voor kleinschalige scenario's kunnen de effecten van dergelijke heterogeniteiten significant zijn.

Tabel 14-1: Overzicht van de menselijke intrusiescenario's beschouwd in de radiologische impactberekeningen.

Type scenario	Direct effect	Uitgesteld effect – afzondering	Uitgesteld effect – insluiting
Boorkern (collo)	' <i>analyse van een boorkern</i> ' §14.7		
Boring (kleinschalig)	' <i>boring</i> ' §14.8	' <i>residentie na boring</i> ' §14.9	' <i>residentie op de bergingsinstallatie</i> ' §14.10
Uitgraving (grootschalig)	' <i>constructie-uitgraving</i> ' §14.8	' <i>residentie na uitgraving</i> ' §14.9	' <i>grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit</i> ' §14.10

Tabel 14-2: Overzicht van de relevante schalen voor de verschillende HIS'en.

Schaal	Analyse van een boorkern	Boring	Residentie na boring	Residentie op de bergingsinstallatie	Constructie – uitgraving	Residentie na uitgraving	Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit
Collo	X	X	X	X			
Monoliet	X	X	X	X			
Module				X	X	X	X
Groep van vier aangrenzende modules				X	X	X	X
Tumulus					X	X	X

14.2.3.3.4 Penaliserende scenario's (PS'en)

Penaliserende scenario's (PS'en) zijn bedoeld om een omhullende berekening van de radiologische impact mogelijk te maken voor een breed scala van mogelijke evoluties over tijdschalen waarover het niet meer gefundeerd is een betrouwbare uitspraak te willen doen over de performantie, i.e. na 2 000 jaar (zie §14.2.2.1). Een PS is dus niet gelinkt aan een mogelijk evolutietraject van het bergingssysteem.

PS'en worden gebruikt in de veiligheidsanalyse om, onafhankelijk van de waarschijnlijkheid van optreden, na te gaan of de radiologische impact veroorzaakt door

- de *uitloging* van radionucliden bij een minimale insluitingscapaciteit;
- een *direct contact* tussen de mens en het afval in de berging (minimale afzonderingscapaciteit);

aanvaardbaar is ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a [R14-11] (zie §14.2.4.1.4).

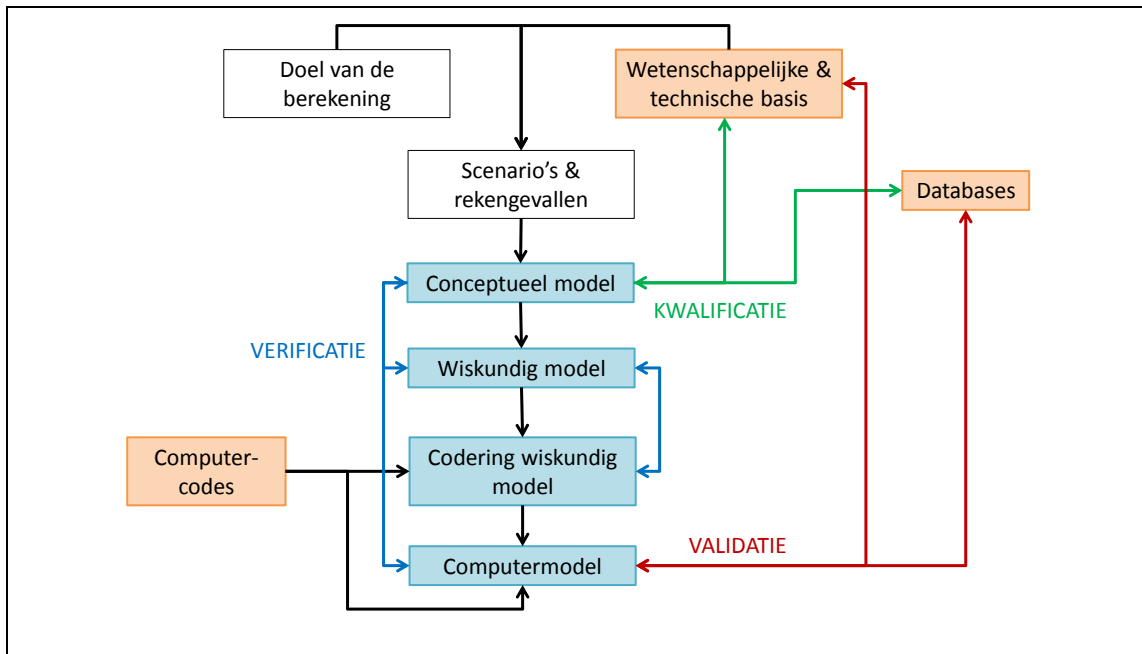
14.2.3.4 Formulering en implementatie van modellen

Het proces van formulering en implementatie van modellen (stap 4 in Figuur 14-8) is schematisch weergegeven in Figuur 14-11. De verschillende stappen worden toegelicht in §14.2.3.4.1.

Aspecten van kwalificatie, verificatie en validatie van modellen, waarmee kan worden aangetoond dat ze geschikt zijn voor hun beoogde doel, worden beschreven in §14.2.3.4.2.

14.2.3.4.1 Algemene aanpak

Het formuleren en implementeren van *modellen*, nodig voor de kwantitatieve evaluatie van de verschillende scenario's, bestaat uit verschillende stappen (blauwe vakken in Figuur 14-11).



Figuur 14-11: Modelformulering en –implementatie (blauwe vakken). Groene pijlen betreffen de link tussen evaluatiebasis en conceptueel model (kwalificatie). De blauwe pijlen geven elementen van verificatie aan; elementen van validatie worden aangeduid met rode pijlen.

14.2.3.4.1.1 Conceptueel model

De eerste stap in de modelontwikkeling is het formuleren van een *conceptueel model* – i.e. een gestileerde weergave van de realiteit met aannames ten aanzien van geometrie en dimensionaliteit van het systeem, begin- en randvoorwaarden, tijdsafhankelijkheid en de aard van de relevante fysische, chemische en biologische processen en fenomenen. Parameterwaarden worden gekozen in functie van de doelstelling van het model (realistisch versus conservatief,...).

Het ontwikkelen van een conceptueel model gaat hoe dan ook gepaard met *vereenvoudigende aannames* (abstracties). Belangrijk is erop toe te zien dat de belangrijkste processen en fenomenen, geïdentificeerd in de wetenschappelijke en technische basis, meegenomen worden.

14.2.3.4.1.2 Wiskundig model

De karakteristieken, gebeurtenissen en processen zoals beschouwd in het conceptuele model, worden in het *wiskundige model* voorgesteld door middel van wiskundige vergelijkingen. Hierbij worden soms bijkomende vereenvoudigingen gemaakt ten opzichte van het conceptuele model; bijvoorbeeld de benadering van steady state voor modellering van dynamische natuurlijke systemen (geosfeer, biosfeer), impliciete formulering van waterstroming en radionuclidentransport in de scheuren in de installatiemodellen (zie §14.4.3.8.3.2),...

14.2.3.4.1.3 Codering van het wiskundige model

Wiskundige modellen kunnen opgelost worden door middel van analytische benaderingen, of numeriek. In het laatste geval worden de wiskundige vergelijkingen in algoritmische vorm in een geschikte computercode geïmplementeerd.

14.2.3.4.1.4 Computermodel

De hypothesen ten aanzien van geometrie, ruimtelijk domein en begin-en randvoorwaarden worden in de gekozen code geïmplementeerd. Zo wordt een *computermodel* verkregen, i.e. een numerieke vertaling van het *conceptuele model*.

14.2.3.4.2 Geschiktheid voor het beoogde doel van modellen

De voornaamste overweging bij de formulering en implementatie van modellen is dat deze geschikt moeten zijn voor hun beoogde doel – dit wordt onderbouwd door het proces van kwalificatie, verificatie en validatie (QVV). Toepassing van het QVV proces helpt het vertrouwen in de modelresultaten te onderbouwen.

14.2.3.4.2.1 Kwalificatie

Bij de formulering van een conceptueel model is het, gegeven de doelstelling(en) en het beoogde gebruik ervan, van belang ervoor te zorgen dat het in overeenstemming is met de kennis binnen de evaluatiebasis (zowel de wetenschappelijke en technische basis als de beschikbare data – groene pijlen in Figuur 14-11) en een adequate weergave vormt van de relevante fenomenen en processen en interacties daartussen. Dit is het proces van *kwalificatie*.

Het niveau van kwalificatie verschilt naargelang de doelstelling van de scenario's waarvoor de modellen ontwikkeld werden; zo dient

- voor de EES-installatiemodellen
 - ▶ beargumenteerd te worden dat de genomen hypothesen / gekozen parameterwaarden *representatief* zijn voor de verwachte evolutie(s), of
 - ▶ indien dit niet het geval is, de invloed op het gemodelleerde systeemgedrag en de radionuclidenmigratie beschreven en *gejustifieerd* te worden ten opzichte van de verwachte evolutie van het systeem;
- voor de RS-installatiemodellen het niveau van *conservatisme* systematisch beschouwd te worden ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden;
- voor de AES-installatiemodellen vooral onderbouwd te worden dat de verschillende mogelijke maar niet verwachte evoluties afgedekt worden;
- voor HIS'en het omhullende karakter beargumenteerd te worden in het licht van het beschouwde type intrusie, gelet op het feit dat de technisch-wetenschappelijke basis beperkt is tot gevestigde wetten (bijvoorbeeld radioactief verval) en dosisevaluatie;
- voor PS'en eveneens het omhullende karakter beargumenteerd te worden, maar nu in het licht van de verschillende verwachte en niet verwachte maar mogelijke evoluties en performanties op zeer lange termijn;

- voor de geosfeer- en biosfeermodellen de representativiteit voor de bergingssite en zijn omgeving onderbouwd te worden.

14.2.3.4.2.2 Verificatie

Verificatie (blauwe pijlen in Figuur 14-11) is het proces waarbij nagegaan wordt of het beoogde conceptuele model correct geïmplementeerd is in het computermodel.

Verificatie gebeurt op drie niveaus:

- 1) Verificatie van het *wiskundige model* – bedoeld om na te gaan in hoeverre de wiskundige vergelijkingen de in het conceptuele model beschouwde fenomenen en processen correct weergeven. Vereenvoudigingen geïntroduceerd op dit niveau mogen geen significante invloed hebben op de resultaten, of moeten conservatief zijn.
- 2) Verificatie van de *codering* – bedoeld om te verzekeren dat de code geen programmeringsfouten bevat en in staat is om de wiskundige vergelijkingen van een rekengeval accuraat en foutloos op te lossen. Dit kan bijvoorbeeld door vergelijking van resultaten van de code met analytische oplossingen voor eenvoudige problemen, of met resultaten gegenereerd door andere codes.
- 3) Verificatie van het *computermodel* – bedoeld om na te gaan in hoeverre de modelhypothesen, begin- en randvoorwaarden en invoerdata accuraat in de computercode zijn opgenomen.

14.2.3.4.2.3 Validatie

Validatie (rode pijlen in Figuur 14-11) betreft het vergelijken van modelvoorspellingen met observaties op een echt systeem, rekening houdend met de betrokken tijdschalen en ruimtelijke schalen.

Over de tijdschalen relevant voor de veiligheid op lange termijn is er slechts een partiële validatie mogelijk. Dit blijkt ook uit volgende opmerking bij de term ‘validatie’ in de IAEA Safety Glossary [R14-24]:

*“There is some controversy about the extent to which model validation can be achieved, particularly in relation to modelling the long term migration of radionuclides from radioactive waste in repositories.”*¹⁸

Voor de modellen gebruikt in de langetermijnveiligheidsevaluaties bestaat de validatie erin de resultaten van de simulaties van specifieke processen te vergelijken met experimentele gegevens, in-situ metingen en/of natuurlijke analogen.

14.2.3.5 Uitvoeren van analyses

De geselecteerde scenario’s en geïmplementeerde modellen laten toe de kwantitatieve veiligheids- en performantieanalyses uit te voeren (stap 5 in Figuur 14-8), waarbij de relevante indicatoren (eindpunten van de berekeningen – zie §14.2.4) berekend worden.

Onzekerheden zijn inherent aan de evaluatie (zie ook §14.2.5) en er worden gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses uitgevoerd om deze te beschouwen:

¹⁸ Er is enige controverse rond de mate waarin validatie van modellen mogelijk is, in het bijzonder in relatie tot de modellering van de radionuclidenmigratie uit radioactief afval in bergingsinstallaties op lange termijn.

- met *gevoeligheidsanalyses* wordt de gevoeligheid van modelresultaten nagegaan bij veranderingen aan modelhypothesen of parameterwaarden, teneinde de belangrijkste parameters en hypothesen te identificeren die het systeemgedrag bepalen;
- met *onzekerheidsanalyses* wordt het effect van de onzekerheden op de beschouwde veiligheidsindicatoren begroot, conform de volledige onzekerheidsrange beschouwd bij de karakterisering van de betrokken onzekerheden en rekening houdend met eventuele niet-monotone effecten.

NIRAS opteert voor een *deterministische* benadering in zowel de veiligheids- als de performantieanalyse: de beschouwde deterministische rekengevallen en ondersteunende berekeningen / gevoeligheidsanalyses laten toe een goed inzicht in processen en systeemgedrag te verkrijgen (zie ook §14.2.5.2.3). Probabilistische analyses worden niet gebruikt.

14.2.3.6 Interpretatie en voorstelling van de resultaten

De uiteindelijke resultaten van de kwantitatieve analyses vertegenwoordigen een enorme hoeveelheid aan informatie en gegevens. De resultaten van de analyses moeten *geïnterpreteerd* worden in het licht van de aannames die in de verschillende scenario's, rekengevallen en computermodellen zijn verwerkt (stap 6 in Figuur 14-8). *Traceerbaarheid* – i.e. een ondubbelzinnig en volledig overzicht van de genomen beslissingen en hypothesen en de modellen en data gebruikt om tot de resultaten te komen – is hierbij een sleutelement. Dit laat toe de *kwantitatieve veiligheidsargumenten* te ontwikkelen.

Om aan te tonen dat het niveau van veiligheid/performance voldoende is, worden

- de waarden van de berekende *veiligheidsindicatoren* afgewogen tegenover de geassocieerde *beoordelingscriteria* (§14.2.4.1 t.e.m. §14.2.4.3);
- de berekende *performantie-indicatoren* beschouwd in het licht van de volgens het veiligheidsconcept te verwachten performantie (§14.2.4.4);
- *operationele criteria* bepaald (§14.2.1.1.2), teneinde de veiligheid bij opvulling van de berging onder alle omstandigheden te blijven waarborgen.

De evaluatie van de (aanvaardbaarheid van de) *onzekerheden* betreft zowel de onzekerheden die expliciet kwantitatief werden geëvalueerd als de onzekerheden waarvoor dit niet het geval is – bijvoorbeeld omdat ze op een gestileerde manier werden beschouwd (zie ook §14.2.5).

Vertrouwen in de resultaten wordt gecreëerd door deze zodanig voor te stellen dat de verschillende betrokkenen ze kunnen begrijpen. Twee aspecten zijn hierbij van belang:

- een goed begrip van wat de resultaten voorstellen;
- logische en verklaarbare trends en eigenschappen van de resultaten, op basis van de processen en data die in het model beschouwd worden en de gevoeligheidsanalyses.

Het vertrouwen in de betrouwbaarheid van de resultaten wordt verder onderbouwd door

- *kwaliteitsbeheer* – waarbij procedures worden opgesteld voor de uitvoering van de veiligheidsevaluaties en deze aantoonbaar toegepast zijn;

- *volledigheidschecks* – een systeem van volledigheidchecks wordt toegepast om te verzekeren dat alle relevante FEP's beschouwd en behandeld worden [OD-021]
 - ▶ in de evaluatiebasis, waarbij wordt nagegaan of de FEP al dan niet verder beschouwd moet worden in de scenario's en/of modellen;
 - ▶ indien van toepassing, in de scenario's en/of modellen, waarbij wordt nagegaan of de FEP effectief werd beschouwd in de verschillende scenario's/modellen en op welke manier; en zo neen, waarom niet.

Tot slot kunnen *kwalitatieve* argumenten worden aangewend om (het vertrouwen in) de resultaten verder te onderbouwen.

14.2.4 Beoordelingscriteria en indicatoren

14.2.4.1 Dosis en risico

De geëvalueerde *effectieve (volg)dosis* [Sv] of het dosistempo [Sv/a] opgelopen door een representatief persoon is de primaire kwantitatieve veiligheidsindicator [R14-25]. Het betreft een 'mogelijke' dosis en geen 'reële' in de toekomst opgelopen dosis [R14-26].

Voor *potentiële blootstellingen* wordt het *individuele risico* gebruikt als indicator. Dit wordt berekend als het product van de waarschijnlijkheid van een scenario (initiërende gebeurtenis) dat aanleiding geeft tot een dosis en de waarschijnlijkheid van ernstige nadelige effecten op de gezondheid van de representatieve persoon of zijn afstammelingen ten gevolge van de opgelopen dosis. Bij vergelijking met een risicocriterium moet dit product correct gesommeerd worden over alle relevante gebeurtenissen (§(29) van [R14-26]).

De in de tijd *toenemende onzekerheden* bemoeilijken een kwantitatieve schatting van dosis en risico op lange termijn. Het blijft echter mogelijk om dergelijke schattingen te maken en te vergelijken met *criteria* in termen van *beperkingen* en *referentiewaarden*, die vastgelegd zijn [R14-11] en in combinatie met de optimalisering van de bescherming (§2.4.2.2.2 [HS-2]) worden gebruikt om individuele blootstellingen te beperken.

- Een *dosisbeperking* is een opgelegde beperking ten aanzien van de te verwachten individuele doses die door een bron, handeling of bepaalde taak zouden kunnen worden veroorzaakt. Deze wordt gebruikt bij de optimalisering, tijdens de planning van de stralingsbescherming [R14-2].
- Een *risicobeperking* is een toekomstige en brongerelateerde beperking van het individuele risico afkomstig uit een bron, die een basisniveau van bescherming biedt aan de individuen die aan het hoogste risico worden blootgesteld en dient als bovengrens voor het individuele risico in de optimalisering van bescherming voor die bron [R14-11][R14-27].
- Een *referentiewaarde* laat toe een aanvaardbare grootteorde voor de impact vast te stellen, zonder uit te sluiten dat een hogere waarde aanvaardbaar kan zijn. Ze geldt als 'vergelijkingswaarde'. Een referentiewaarde is geen 'drempelwaarde' of 'limietwaarde' die onder geen beding overschreden mag worden [R14-11].

De onzekerheden verbonden met de dosisberekening nemen over het algemeen niet significant af door het beschouwen van verschillende *leeftijdsgroepen* in de evaluatie. De ICRP stelt dat (§(81) van [R14-25])

“...for the purpose of compliance with the dose constraint for continuing exposure, the Commission recommends that the annual dose for the representative person should be defined by three age categories. These categories are 0-5 years (infant), 6-15 years (child) and 16-70 years (adult)... For practical implementation of this recommendation, dose coefficients and habit data for a 1-year-old (infant), a 10-year-old (child), and an adult should be used to represent the three age categories.”¹⁹

Het beschouwen van deze drie leeftijdsgroepen is voldoende om de radiologische impact te karakteriseren en te verzekeren dat ook het jongere, meer stralingsgevoelige deel van de bevolking afdoende beschermd wordt (zie ook §3.5.2 van [OD-042]).

14.2.4.1.1 Dosisbeperking voor de verwachte evolutie (RS en EES)

Voor *geplande blootstellingen* veroorzaakt door het bergingssysteem en afgedekt door de verwachte evolutie, wordt de *dosisbeperking* voor leden van de bevolking vastgelegd op 0,1 mSv/a [R14-11], in het kader van de toepassing van het optimaliseringsprincipe, dat moet nageleefd worden volgens artikel 20.1.1.1 b) van het ARBIS [R14-2] (zie ook §(198) en §(225) van ICRP publicatie 103 [R14-27]). De effectieve-dosislimiet uit het ARBIS van 1 mSv/a voor de personen van het publiek wordt gerespecteerd door hieraan te voldoen.

De primaire doelstelling van het RS is conformiteit met deze dosisbeperking aan te tonen.

Na enkele duizenden jaren wordt de dosisbeperking van 0,1 mSv/a een *referentiewaarde* die gebruikt wordt om de aanvaardbaarheid van de impact te beoordelen.

14.2.4.1.2 Risicobeperking voor niet verwachte maar mogelijke evoluties

Voor het geheel²⁰ van de *potentiële blootstellingen* veroorzaakt door het bergingssysteem en afgedekt door de scenario's van niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem, met uitzondering van menselijke intrusies – i.e. de AES'en – geldt een *risicobeperking* van 10^{-5} a^{-1} [R14-11].

Na enkele duizenden jaren wordt de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} een *referentiewaarde* die gebruikt wordt om de aanvaardbaarheid van het risico te beoordelen.

Voor een individueel AES bedraagt de *risicoreferentiewaarde* 10^{-6} a^{-1} [R14-11].

Wanneer het niet mogelijk is om een goede schatting te maken van de waarschijnlijkheid van een scenario, moet een voorzichtige schatting van de grootteorde hiervan gemaakt en onderbouwd worden.

14.2.4.1.3 Dosisreferentiewaarde voor menselijke intrusies

Voor de periode na opheffing van de nucleaire reglementaire controle over de bergingsite geldt voor de HIS'en een *dosisreferentiewaarde* van 3 mSv/a, die gebruikt wordt om de aanvaardbaarheid van de impact te beoordelen [R14-13].

¹⁹ Om aan te tonen dat de dosisbeperking gerespecteerd wordt bij continue blootstelling, beveelt de Commissie aan dat de dosis opgelopen door de representatieve persoon bepaald moet worden door drie leeftijdsgroepen. Deze zijn 0 – 5 jaar (jong kind), 6 – 15 jaar (kind) en 16 – 70 jaar (volwassene)... Bij de praktische toepassing van deze aanbeveling moeten dosiscoëfficiënten en gewoontegegevens gebruikt worden voor een éénjarige (jong kind), een tienjarige (kind) en een volwassene om de drie leeftijdsgroepen voor te stellen.

²⁰ conform de overwegingen uit §(29) van [R14-26]

14.2.4.1.4 Dosisreferentiewaarden voor penaliserende scenario's

Voor PS'en wordt de *dosisreferentiewaarde*, gebruikt om de aanvaardbaarheid van de impact te beoordelen, vastgelegd op 3 mSv/a [R14-11].

14.2.4.1.5 Equivalente-dosislimiet voor de huid

De equivalente-dosislimiet voor de huid uit het ARBIS, waarmee de conformiteit wordt aangetoond onder de verschillende scenario's, bedraagt 50 mSv/a als gemiddelde waarde voor elke oppervlakte van 1 cm² huid [R14-2] (§14.1.2.1). In die zin wordt in de langetermijnveiligheidsevaluatie een 'gemiddelde' dosis over het lichaam beschouwd, daar iedere hypothese met betrekking tot pieken binnen de blootgestelde fractie van het huidoppervlak louter speculatief zou zijn.

14.2.4.1.6 Equivalente-dosislimiet voor de oog lens

De equivalente-dosislimiet voor de oog lens uit het ARBIS, waarmee de conformiteit wordt aangetoond onder de verschillende scenario's, bedraagt 15 mSv/a [R14-2] (§14.1.2.1).

In Annex F van ICRP Publicatie 116 [R14-28] worden conversiefactoren bepaald waarmee de verhouding tussen geabsorbeerde dosis door de oog lens en de fluentie [pGy/cm²] wordt bepaald. Binnen de langetermijnveiligheidsevaluatie laten deze echter niet toe de equivalente dosis voor de oog lens rechtstreeks te berekenen, daar de fluentie niet gekend, of ondubbelzinnig te bepalen, is.

Gelet op

- 1) de complexiteit van de fluentieberekeningen; en
- 2) het feit dat de dosis voor de oog lens enkel significant is voor bepaalde categorieën beroepshalve blootgestelde personen (zie bijvoorbeeld §3.2 van [R14-29]);

wordt een benaderende aanpak voorgesteld die zich methodologisch baseert op richtlijnen van de NRC in het kader van opslag van verbruikte splijtstof (blz. 9-14 van NUREG-1567 [R14-30]), waar voor beroepshalve blootgestelde personen gesteld wordt dat:

“Compliance with the lens dose equivalent limit is achieved if the sum of the SDE²¹ and the TEDE²² do not exceed 0.15 Sv.”²³

0,15 Sv (of 150 mSv) is de equivalente-dosislimiet voor de oog lens voor beroepshalve blootgestelde personen in de Verenigde Staten volgens 10 CFR Part 20.

Naar analogie hiermee kan voor leden van de bevolking gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a gerespecteerd zal worden indien de som²⁴ van de equivalente huiddosis en de effectieve dosis lager is dan 15 mSv/a.

²¹ skin dose equivalent, equivalente huiddosis

²² total effective dose equivalent, of de som van de effectieve volg dosis (intern) en de effectieve externe dosis. In de wetgeving in de VS werd deze term behouden om te verwijzen naar een grootte die overeenstemt met de effectieve dosis van de ICRP.

²³ De equivalente-dosislimiet voor de oog lens wordt gerespecteerd wanneer de som van de equivalente huiddosis en de effectieve dosis niet hoger is dan 0,15 Sv.

²⁴ Strikt genomen wordt in deze somming de huiddosis dubbel geteld – zijn bijdrage tot de effectieve dosis is (door de weefselgewichtsfactor van 0,01 voor de huid in de berekening van de effectieve dosis [R14-31]) echter zeer beperkt waardoor de benadering aanvaardbaar is.

14.2.4.2 Bijkomende veiligheidsindicatoren

Zoals aangegeven in §14.2.4.1 nemen de onzekerheden verbonden met de kwantitatieve schatting van de dosis en het risico toe in de tijd. Dit is in belangrijke mate het gevolg van de onzekerheden met betrekking tot de toekomstige toestand van de biosfeer (Figuur 14-5 in §14.2.2; §3.2 van [R14-32]). Daarom worden ook andere indicatoren gebruikt als *bijkomende* veiligheidsindicatoren. Een *veiligheidsindicator* wordt gedefinieerd als:

een eigenschap of effect van een bergingssysteem waarmee potentiële schade kan worden geschat en die kan worden geëvalueerd om aldus kwantitatieve argumenten aan te dragen voor de globale veiligheid van het bergingssysteem.

In de literatuur is een breed scala aan veiligheidsindicatoren voorgesteld [R14-32][R14-33].

In lijn met de leidraden van het FANC [R14-11][R14-14] worden volgende bijkomende veiligheidsindicatoren beschouwd:

- effectieve dosis bij drinkwaterontginning [Sv/a] volgens het KB van 31 mei 2016 [R14-6] (§14.2.4.2.1);
- radiotoxiciteitsflux naar het grondwater als een functie van de tijd [Sv/a] en tijdsgeïntegreerde radiotoxiciteitsflux naar het grondwater (cumulatieve radiotoxiciteit [Sv]) (§14.2.4.2.2);
- ruimtelijke verdeling van activiteits- en radiotoxiciteitsconcentratie in de vloeibare en vaste fase van de aquifer als een functie van tijd; en uitgestrektheid van de potentieel gecontamineerde zone als gevolg van de uitloging van radionucliden naar het grondwater (§14.2.4.2.3);
- activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in het grondwater (§14.2.4.2.4);
- activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in water en bodem/sedimenten buiten de aquifer (§14.2.4.2.5):
 - ▶ water en sedimenten van Witte en Kleine Nete, en
 - ▶ bodem en bodemwater van de kwelgebieden;
- activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in lucht boven de kwelgebieden (§14.2.4.2.6).

De beschouwing van de activiteit en radiotoxiciteit die potentieel in de omgeving vrij kan komen, heeft tot doel om, in lijn met de FANC leidraad [R14-11], aan te tonen dat deze geen significante verhoging veroorzaakt van de radioactiviteit of radiotoxiciteit die *van nature aanwezig*^{25,26} is op regionale schaal. Voor potentiële blootstellingen wordt bij de beoordeling ook rekening gehouden met de waarschijnlijkheid van de blootstelling.

²⁵ De activiteit of radiotoxiciteit van door menselijke activiteit geïnduceerde radionucliden (⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, Pu-isotopen, ²⁴¹Am) wordt niet beschouwd als 'van nature aanwezig'.

²⁶ Radionucliden met intermediaire halfwaardetijd (²²⁷Ac als dochter van ²³¹Pa, ²¹⁰Pb en ²¹⁰Po als dochters van ²²⁶Ra, ²²⁸Th en ²²⁸Ra als dochters van ²³²Th) worden niet beschouwd in de vergelijking: zij worden niet beschouwd in de berekening van fluxen uit het bergingssysteem (§14.4.3) en bij metingen van de achtergrond is niet altijd duidelijk of ²²⁸Th en ²²⁸Ra al dan niet mee beschouwd werden in de meting van de moedernuclide ²³²Th.

14.2.4.2.1 Effectieve dosis bij drinkwaterontginning

Voor de bescherming van de volksgezondheid worden in het KB van 31 mei 2016 [R14-6] voorschriften vastgesteld voor radioactieve stoffen in voor menselijke consumptie bestemd water²⁷, conform de Europese richtlijn 2013/51/Euratom [R14-7]. In dit licht wordt een indicatieve dosis (*referentiewaarde*) van 0,1 mSv/a vooropgesteld bij een jaarlijkse waterinname van 730 L/a voor volwassenen, die ook in de FANC leidraad [R14-11] wordt gehanteerd.

Conform de definitie van ‘indicatieve dosis’ in artikel 2 van het KB van 31 mei 2016 [R14-6]

- moet de *totale* activiteit in het grondwater (met inbegrip van de achtergrond van radionucliden waarvan de aanwezigheid is aangetoond) beschouwd worden in de vergelijking met de referentiewaarde van 0,1 mSv/a;
- wordt hierbij echter geen rekening gehouden met ³H, ⁴⁰K, radon en kortlevende vervalproducten van radon.

Voor ³H en radon (²²²Rn) moet de activiteitsconcentratie lager zijn dan 100 Bq/L [R14-6].

14.2.4.2.2 Radiotoxiciteitsflux en cumulatieve radiotoxiciteit

Gebruik van de radiotoxiciteit laat – in tegenstelling tot de activiteitsflux van individuele radionucliden – toe het *gecombineerde effect* van verschillende radionucliden te beschouwen. De radiotoxiciteitsflux naar het grondwater [Sv/a] en zijn tijdsgeïntegreerde waarde (cumulatieve radiotoxiciteit [Sv]) worden op twee manieren berekend uit de activiteitsflux uit het bergingssysteem [Bq/a]:

- gebaseerd op ingestiedosiscoëfficiënten [Sv/Bq] zoals vermeld in Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1); en
- gebaseerd op de BCFs [(Sv/a)/(Bq/m³)] voor de waterputreceptor²⁸ (zie Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1) wat een meer volledig beeld in termen van blootstellingswegen oplevert.

Met deze indicatoren is geen referentiewaarde geassocieerd.

14.2.4.2.3 Ruimtelijke verdeling van de activiteits- en radiotoxiciteitsconcentratie in de vloeibare en vaste fase van de aquifer

De ruimtelijke verdeling van de *activiteitsconcentratie* in de vloeibare fase van de aquifer, bepaald uit de hydrogeologische transportmodellen en de flux uit het bergingssysteem, kan eenvoudig worden omgezet naar een *radiotoxiciteitsconcentratieverdeling* door gebruik te maken van de BCFs voor de waterputreceptor (zie Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1). De totale radiotoxiciteitsverdeling is de som van de verdelingen voor individuele radionucliden over de verschillende relevante tijdvakken.

Voor de berekening van de potentiële activiteits- en radiotoxiciteitsconcentratie in de *vaste fase* van de aquifer worden hierbij de effecten van sorptie, radioactief verval en ingroei beschouwd.

²⁷ Het KB [R14-6] en de Europese richtlijn 2013/51/Euratom [R14-7] zijn niet van toepassing op voor menselijke consumptie bestemd water dat afkomstig is van een afzonderlijke voorziening die gemiddeld minder dan 10 m³ per dag levert, of waarvan minder dan vijftig personen gebruik maken, tenzij het water wordt geleverd in het kader van een commerciële of openbare activiteit (artikel 3 van [R14-6]).

²⁸ Hierbij wordt de totale activiteitsflux [Bq/a] verondersteld in 1 m³ water aanwezig te zijn.

Het beschouwen van de ruimtelijke verdeling van de activiteit en radiotoxiciteit in de vloeibare en vaste fase van de aquifer laat tevens toe de *uitgestrektheid* van de potentieel gecontamineerde zone door uitloging van radionucliden naar het grondwater te beschouwen [R14-14].

Met deze indicatoren is geen referentiewaarde geassocieerd (zie §14.2.4.2.4 voor de vergelijking met concentraties die van nature voorkomen).

14.2.4.2.4 Activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in het grondwater

De concentraties van radionucliden in het *grondwater*, toe te schrijven aan het bergingssysteem, worden vergeleken met de natuurlijke achtergrondconcentraties.

Hierbij wordt uitgegaan van de activiteitsconcentratie in de *waterputreceptor*, die gesitueerd is op de plaats met de hoogste concentratie (§14.3.5.1.1.1). De hier berekende concentraties en ermee geassocieerde radiotoxiciteiten zijn dan ook omhullend aan die op andere locaties binnen het beïnvloedingsgebied van de contaminatiepluim (§14.2.4.2.3).

Voor de berekening van de *ingestieradiotoxiciteit* [Sv/m³] in het grondwater worden de activiteitsconcentraties in de waterputreceptor [Bq/m³] vermenigvuldigd met de ingestiedosiscoëfficiënten voor volwassenen [Sv/Bq] zoals vermeld in Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1).

Voor de berekening van de *externe radiotoxiciteit* [μSv/h] door de aanwezigheid van radionucliden in het grondwater worden de activiteitsconcentraties in de waterputreceptor vermenigvuldigd met de berekende dosiscoëfficiënten voor straling vanuit een gecontamineerde grondwatertafel onder 1 m zandgrond²⁹ [μSv/h per Bq/cm³] [R14-34] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1).

14.2.4.2.5 Activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in water en bodem/sedimenten buiten de aquifer

De concentraties van radionucliden in *water* van de Witte Nete en de Kleine Nete, *sedimenten* van de Witte Nete en de Kleine Nete, *bodem* en *bodemwater* van de kwelgebieden, toe te schrijven aan het bergingssysteem, worden vergeleken met de natuurlijke achtergrondconcentraties.

Voor de berekening van de *ingestieradiotoxiciteit* [Sv/m³] worden de activiteitsconcentraties (in Bq/m³ in rivierwater, in Bq/kg in grond) vermenigvuldigd met de ingestiedosiscoëfficiënten voor volwassenen [Sv/Bq] zoals vermeld in Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1).

Voor de berekening van de *externe radiotoxiciteit* [Sv/h] van sediment en bodem worden de activiteitsconcentraties [Bq/kg] vermenigvuldigd met de bulkdichtheid van sediment/bodem en de externe dosiscoëfficiënten voor volwassenen [Sv/h per Bq/m³] zoals vermeld in de Radiological Toolbox van de NRC [R14-35] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1).

14.2.4.2.6 Activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in lucht boven de kwelgebieden

De concentraties van radionucliden in aerosolen (geresuspendeerd stof), radon en ¹⁴CO₂ in *lucht* boven de kwelgebieden, toe te schrijven aan het bergingssysteem, worden vergeleken met de natuurlijke achtergrondconcentraties.

²⁹ Het beschouwen van een zandlaag met een dikte van één meter boven de grondwatertafel is conservatief in termen van afschermingsdikte in de onmiddellijke omgeving van de berging, waar de grondwatertafel zich op grotere diepte bevindt (§4.6.2.1 en §4.6.2.7.2 [HS-4]).

Onder de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden zullen de grondwaterstanden naar verwachting nog verlagen (§14.4.5.4.3), wat a fortiori het geval zal zijn mocht het kanaal Bocholt-Herentals verdwijnen.

Voor de berekening van de *inhalatieradiotoxiciteit* [Sv/m³] van lucht worden de activiteitsconcentraties [Bq/m³] vermenigvuldigd met de inhalatiedosiscoëfficiënten voor volwassenen [Sv/Bq] zoals vermeld in Tabel B van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2] (Tabel 14-109 in Bijlage 14-1).

14.2.4.3 Bescherming van niet-menselijke biota (fauna en flora)

Door gebrek vandaag aan specifieke radiologische criteria ter evaluatie van het effect van het bergingssysteem op de biosfeer en dus op de andere levende soorten dan de mens, wordt een beoordeling uitgevoerd op basis van de huidige stand van nationale en internationale regelgeving, richtlijnen en wetenschappelijke kennis. De opvolging van reglementaire en wetenschappelijke evoluties in dat verband dient verzekerd te worden (MRBIO-2 uit de leidraad [R14-15]).

Blootstelling van land- en (zoet)waterbiota aanwezig in de ruime omgeving van de bergingssite wordt geëvalueerd conform §5.3.2 van de leidraad [R14-15]. De mogelijke effecten van het bergingssysteem op populaties binnen de lokale ecosystemen worden geschat op basis van een *risicoquotiënt (RQ)*, gedefinieerd als de verhouding van een geschat dosistempo $PEDR_o$ [Gy/h] ten opzichte van de referentiewaarde van het dosistempo waaronder geen potentiële effecten worden verwacht op populaties van niet-menselijke biota (PNEDR) – zie §4.5 van [OD-117]. Deze *referentiewaarde* wordt voor alle types niet-menselijke biota conservatief vastgesteld op 10 µGy/h, wat gelijk is aan de binnen de Europese programma's ERICA en PROTECT voorgestelde *screeningwaarde* [R14-36][R14-37] gericht op de bescherming van complete, generieke ecosystemen (alle organismen), zoals uiteengezet in hoofdstuk 2 van [OD-117].

Wanneer het risicoquotiënt voor alle populaties kleiner is dan één, zijn niet-menselijke biota afdoende beschermd (i.e. er bestaat dan een (geringe) kans op aantasting van individuele organismen, maar niet van de lokale populatie en/of het ecosysteem) en kan gesteld worden dat het bergingssysteem geen nefaste invloed zal hebben op de soortenrijkdom van fauna en flora (MRBIO-3 uit de leidraad [R14-15]).

14.2.4.4 Performantie-indicatoren

De hierboven beschreven veiligheidsindicatoren beschreven bieden geen kwantitatieve illustratie van de (mate van) invulling van veiligheidsfuncties en zijn daarom niet geschikt voor de performantieanalyse. Daarom worden zogenaamde *performantie-indicatoren* gebruikt, die kunnen worden omschreven als:

eigenschappen of effecten van een bergingssysteem waarmee het vermogen van SSC's of van het bergingssysteem als geheel om radionucliden af te zonderen en in te sluiten kunnen worden beschreven als een functie van tijd.

DE GEBRUIKTE PERFORMANTIE-INDICATOREN ZULLEN HIER WORDEN TOEGEVOEGD VOORAFGAAND AAN DE TWEDE WETENSCHAPPELIJKE RAAD.

14.2.5 Beheer en behandeling van onzekerheden

Het *beheer* van onzekerheden kadert in het aantoonbaarheidsprincipe (artikel 33.2.2 van [R14-1]) en omvat het geheel van activiteiten die tot doel hebben om onzekerheden

- te identificeren;
- te karakteriseren;

- te analyseren naar relevantie voor de veiligheid;
- te behandelen in de veiligheidsevaluatie; en
- te verminderen of te elimineren.

Het beheer van onzekerheden is een element van de veiligheidsbenadering en wordt uitgevoerd in parallel met de andere activiteiten zoals ontwerp en realisatie, onderzoek en ontwikkeling, monitoring en toezicht, en veiligheidsevaluatie (zie §2.2.3.5 [HS-2]).

De veiligheidsbenadering en veiligheidsstrategie houden rekening met de bestaande gegevens die de veiligheidsstrategie en haar toepassing kunnen beïnvloeden. Mogelijke wijzigingen aan die gegevens vormen een bron van *contextuele onzekerheden*. Deze worden beheerd door de iteratieve toepassing van de veiligheidsbenadering, waarin bij iedere programmastap

- nagegaan wordt of er gegevens gewijzigd zijn ten opzichte van een vroegere programmastap of iteratie;
- de wijzigingen geëvalueerd worden; en
- een risicoanalyse uitgevoerd wordt, waarin de risico's verbonden met de contextuele onzekerheden geanalyseerd worden en maatregelen beschreven worden om de risico's te verminderen (§2.9 [HS-2]).

De risicoanalyse verbonden aan de contextuele onzekerheden valt buiten de scope van de langetermijnveiligheidsevaluatie.

Verdere overwegingen met betrekking tot het beheer en de behandeling van onzekerheden in dit hoofdstuk zijn dan ook gericht op de *technisch/wetenschappelijke onzekerheden* geassocieerd met het bergingssysteem en zijn omgeving die, zo nodig, behandeld worden in de veiligheidsevaluatie.

14.2.5.1 Identificatie, karakterisering en analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden

Onzekerheden betreffende karakteristieken, gebeurtenissen en processen, die de initiële toestand of evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving bepalen, moeten worden geïdentificeerd, gekarakteriseerd en geanalyseerd naar relevantie voor de veiligheid.

De *karakterisering* van onzekerheden omvat een kwantitatieve of kwalitatieve beschrijving van de onzekerheden.

Het analyseren naar *relevantie* voor de veiligheid bestaat uit het nagaan van mogelijke invloeden van de onzekerheden op de resultaten van de veiligheidsevaluatie, al dan niet door middel van *gevoeligheds- en onzekerheidsanalyses* (zie §14.2.3.5 voor een definitie). Omdat de analyse naar relevantie voor de veiligheid aan de modelontwikkeling voorafgaat, zijn dergelijke analyses op dit niveau veeleer kwalitatief.

Onzekerheden zijn niet relevant voor de veiligheid als ze geen of slechts een beperkte invloed hebben op de beschouwde veiligheidsindicatoren. Indien dit niet aantoonbaar het geval is via argumentatie of analyse, wordt de onzekerheid verder meegenomen als '*relevant voor de veiligheid*'.

De identificatie, karakterisering en analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden zijn onderdeel van de evaluatiebasis (zie §14.2.3.2, §14.3.6 en §14.3.7).

14.2.5.2 Behandeling van onzekerheden in de veiligheidsevaluatie

Onzekerheden die relevant zijn voor de veiligheid worden vervolgens *behandeld* in de veiligheidsevaluatie. Verder moeten in de veiligheidsevaluatie ook de onzekerheden behandeld worden die gekoppeld zijn aan de gebruikte conceptuele en wiskundige modellen en computercodes. Onzekerheden kunnen op verschillende manieren worden behandeld:

- door *kwantitatieve* evaluatie (gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse), waarbij de onzekerheid wordt behandeld
 - ▶ op een *conceptuele* manier, waarbij een bepaald model naar voren wordt geschoven en eventuele alternatieve conceptualiseringen worden vergeleken;
 - ▶ door *parametervariatie*, waarbij een specifiek rekengeval wordt beschouwd met alternatieve parameterwaarden;
- door (aantoonbaar) *conservatieve/omhullende* keuzes te maken met betrekking tot parameterwaarden of conceptuele aannames;
- door *gestileerde* aannames waarbij een referentiesituatie naar voren wordt geschoven; en/of
- door *ondersteunende berekeningen* (gevoeligheidsanalyse), waarmee een conservatieve of gestileerde aanname onderbouwd wordt.

Bij het schatten van de *radiologische impacts* wordt eerst nagegaan hoe het ‘best estimate’ gedrag wijzigt in functie van de belangrijkste onzekerheden. Vervolgens zal men zich bij voorkeur *conservatief* instellen ten opzichte van de onzekerheden, zodat de berekende radiologische impacts niet onderschat worden.

Bij de *performantieanalyse* wordt nagegaan in welke mate onzekerheden een invloed kunnen hebben op de verwachte performantie van het totale bergingssysteem en van afzonderlijke SSC’s. Men stelt zich hierbij dan ook eerder *realistisch* in ten opzichte van de onzekerheden.

Bij de behandeling in de veiligheidsevaluatie wordt een onderscheid gemaakt tussen:

- 1) onzekerheden bij het definiëren van de *toekomstige evolutie* van het bergingssysteem (scenario-onzekerheden – §14.2.5.2.1);
- 2) onzekerheden in *gedrag* van het bergingssysteem en zijn omgeving en het *voorstellen* ervan, gebruik makend van vereenvoudigde modellen en computercodes (modelonzekerheden – §14.2.5.2.2); en
- 3) onzekerheden verbonden met *invoerdata* gebruikt in de berekeningen (parameteronzekerheden – §14.2.5.2.3).

14.2.5.2.1 Scenario-onzekerheden

Zolang het mogelijk is de *verwachte evolutie* van het bergingssysteem en de mogelijke invloed van onzekerheden op betrouwbare wijze te beschrijven, vormt het EES het uitgangspunt voor de kwantitatieve veiligheidsevaluatie. De invloed van *scenario-onzekerheden* op de beschouwde veiligheidsindicatoren wordt nagegaan door middel van

- de AES’en voor niet verwachte maar mogelijke evoluties die niet gelinkt zijn aan toekomstige menselijke intrusie;
- de HIS’en voor onzekerheden met betrekking tot menselijke intrusie.

Daar het na enkele duizenden jaren moeilijk wordt om het bergingssysteem en zijn mogelijke evolutie(s) eenduidig af te lijnen, is de tijdschaal voor de evaluatie van bovenvermelde scenario's beperkt tot 2 000 jaar (zie §14.2.2.1).

De mogelijke impact van de nog aanwezige rest-radiotoxiciteit na 2 000 jaar wordt geëvalueerd in twee PS'en, die op een omhullende wijze alle mogelijke (verwachte en niet verwachte) evoluties van het bergingssysteem na 2 000 jaar afdekken, enerzijds in termen van insluiting (grondwaterscenario) en anderzijds in termen van afzondering (grondscenario).

14.2.5.2.2 Modelonzekerheden

De modelonzekerheden kunnen te wijten zijn aan:

- onzekerheden betreffende het *systeemgedrag*;
- *vereenvoudigingen* en abstracties van het reële systeem bij de ontwikkeling van modellen voor kwantitatieve analyse.

In het licht van de formulering en implementatie van modellen (§14.2.3.4.1) worden de modelonzekerheden als volgt opgesplitst:

- 1) onzekerheden op *conceptuele* modellen (§14.2.5.2.2.1) – deze omvatten de onzekerheden betreffende het systeemgedrag en de vereenvoudigende aannames bij de ontwikkeling van de conceptuele modellen (K_d -benadering bijvoorbeeld);
- 2) onzekerheden op *wiskundige* modellen (§14.2.5.2.2.2) – deze omvatten onzekerheden toe te schrijven aan de gemaakte vereenvoudigingen bij het opstellen van wiskundige vergelijkingen (impliciete formulering van waterstroming en radionuclidentransport in scheuren bijvoorbeeld); en
- 3) onzekerheden op *numerieke* modellen (§14.2.5.2.2.3) – deze omvatten onzekerheden toe te schrijven aan de aannames bij
 - a) het coderen van het wiskundige model (numerieke oplossingsmethodes bijvoorbeeld);
 - b) het opstellen van computermodellen (numeriek grid bijvoorbeeld).

14.2.5.2.2.1 Onzekerheden op conceptuele modellen

Voor de onzekerheden betreffende het systeemgedrag en de vereenvoudigende aannames bij de ontwikkeling van de conceptuele modellen (§14.2.3.4.1), wordt eerst nagegaan of de onzekerheden dermate gekarakteriseerd zijn dat de uitwerking van één conceptualisering volstaat, rekening houdend met de doelstelling van de modellering.

Indien niet, dan worden alternatieve conceptualiseringen ontwikkeld die uiteindelijk zullen resulteren in *rekengevallen* binnen eenzelfde scenario. Bijvoorbeeld worden binnen het EES verschillende rekengevallen beschouwd voor de onzekerheden qua scheurpatroon (§14.4.4.4) en tijdstip van optreden van netwerken van doorgaande scheuren na de start van de degradatie van de berging (§14.4.4.1).

14.2.5.2.2.2 Onzekerheden op wiskundige modellen

De onzekerheden die resulteren uit de vereenvoudigingen die gemaakt worden bij het opstellen van het wiskundige model (§14.2.3.4.1), worden beheerd door bij de formulering van een wiskundig model een *verificatie* uit te voeren (§14.2.3.4.2). Hierbij wordt nagegaan in hoeverre de onzekerheden geïnduceerd

door de vertaling van een conceptueel model naar een wiskundig model aanvaardbaar zijn, rekening houdend met de doelstelling van de modellering.

Verificatie van het wiskundige model helpt om onzekerheden te verminderen, omdat hierbij gezocht wordt naar bevestiging dat eventuele vereenvoudigingen in het wiskundige model een beperkte impact hebben op de resultaten.

14.2.5.2.2.3 Onzekerheden op numerieke modellen

De wiskundige vergelijkingen worden gecodeerd in een *computercode* die zich daartoe leent. Bij de codering van wiskundige vergelijkingen worden soms vereenvoudigingen gemaakt, bijvoorbeeld numerieke oplossingsmethodes om de partiële differentiaalvergelijkingen voor waterstroming en radionuclidentransport in de installatie en geosfeer op te lossen³⁰.

De *code* moet worden geverifieerd om zich ervan te verzekeren dat hij geen programmeerfouten bevat. De onzekerheden die resulteren uit de vereenvoudigingen die gemaakt worden om de wiskundige vergelijkingen te kunnen oplossen, worden beheerd door te *verifiëren* dat de wiskundige vergelijkingen accuraat en foutloos opgelost worden (§14.2.3.4.2).

Het *computermodel* is de numerieke voorstelling van het conceptuele model. De onzekerheden hierrond worden beheerd door te *verifiëren* dat (§14.2.3.4.2)

- de verschillende hypothesen, begin- en randvoorwaarden en invoerdata van het conceptuele model correct geïmplementeerd zijn; en
- de gemodelleerde karakteristieken en het gebruikte numerieke grid een voldoende accurate oplossing geven.

Bij de verificatie van de codering en computermodellen wordt specifiek aandacht besteed aan numerieke stabiliteit, correctheid van de massabalans en een voldoende accurate oplossing die niet meer significant verandert wanneer fijnere discretisaties gebruikt worden.

De numerieke onzekerheden zijn meestal *verwaarloosbaar* in vergelijking met de andere onzekerheden in de veiligheidsevaluatie, vooral wanneer adequate QA-procedures toegepast worden bij de ontwikkeling van computercodes, de implementatie van de modellen en het gebruik ervan. Er zijn specifieke kwaliteitsbeheerprocedures toegepast bij de veiligheidsevaluatie (zie Bijlage 14-2).

14.2.5.2.3 Parameteronzekerheden

Parameteronzekerheden omvatten onzekerheden verbonden met invoerdata gebruikt in de berekeningen voor een gegeven scenario/rekengeval en model. Over het algemeen zijn er twee belangrijke bronnen van onzekerheden betreffende parameterwaarden:

- *meetfouten* – fouten op laboratoriummetingen van de karakteristieken van SSC's of de site, waarvan systematische fouten het moeilijkst te herkennen zijn (bijvoorbeeld zal een staal uit een boorkern nooit dezelfde karakteristieken hebben als onverstoorde bodems); en
- ruimtelijke en temporele *variabiliteit* van systemen.

³⁰ In de biosfeermodellen en in de intrusie modellen voor directe en uitgestelde effecten met een aantasting van de afzonderingscapaciteit, worden analytische uitdrukkingen gebruikt die geen numerieke methodes vergen om tot numerieke oplossingen te komen.

Invoerdata voor de veiligheidsevaluatie worden veelal *indirect* afgeleid uit gemeten waarden, zodat de onzekerheden zowel de hogervermelde data-onzekerheden als interpretatie-onzekerheden betreffen. De *interpretatie*-onzekerheden omvatten drie categorieën:

- *opschaling* – de mate waarin observaties en metingen gemaakt over relatief korte tijdsintervallen en kleine ruimteschalen van toepassing kunnen zijn over de betrokken grotere tijds- en ruimteschalen;
- *evolutie* – de mate waarin parameterwaarden kunnen wijzigen door de evolutie in de tijd, bijvoorbeeld door degradatie; en
- *transpositie* – de mate waarin waarden voor materialen uit de literatuur van toepassing kunnen zijn voor de beschouwde materialen, wanneer er voldoende analogie is.

De behandeling van de parameteronzekerheden binnen de veiligheidsevaluatie voor de oppervlaktebergingsinrichting te Dessel gebeurt *deterministisch*. De gekozen parameterwaarde in een bepaald scenario of rekengeval hangt af van de gevoeligheid van de parameter en de doelstelling van de modellering. Bijvoorbeeld worden onder het RS, waarbij de impact van de verwachte evolutie niet onderschat mag worden, conservatieve waarden gehanteerd voor de meest gevoelige parameters; terwijl dat niet noodzakelijk zo is voor weinig of niet gevoelige parameters (zie §14.5.2.1).

Door bovendien de bestaande *correlaties* tussen parameters mee te nemen bij de keuze van invoerdata in de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse, leiden deze analyses niet tot een mogelijks misleidend beeld van de gevoeligheid en het effect van de onzekerheid.

14.2.5.3 Evaluatie van de aanvaardbaarheid van onzekerheden

Aan de hand van de resultaten van de veiligheidsevaluatie kan

- nagegaan worden of de impact en/of het risico van de resterende onzekerheden *aanvaardbaar* zijn of niet; en
- bepaald worden wat de *belangrijkste* hypothesen en parameters zijn voor de performantie van het bergingssysteem.

Indien de impact of het risico voor bepaalde onzekerheden niet aanvaardbaar zou zijn, dan moeten die onzekerheden nog binnen de lopende programmastap of iteratie verminderd of geëlimineerd worden. Dit kan bijvoorbeeld aan de hand van RD&D, ontwerp- en materiaalkeuzes dan wel door het opleggen van ontwerpvereisten/conformiteitscriteria voor de SSCs (§8.7 [HS-8]) of conformiteitscriteria voor bergingscolli [HS-15].

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.3 Wetenschappelijke en technische basis voor de evaluatie

De veiligheidsevaluatie stoeit op de *state of the art* en een voldoende kennis en begrip van het bergingssysteem in zijn omgeving [R14-1]. Zoals aangegeven in §14.2.3.2.1 bevat de technisch-wetenschappelijke basis voor de evaluatie informatie met betrekking tot acht aspecten:

1) *de karakteristieken van het afval:*

Informatie met betrekking tot de karakteristieken van het afval zit voornamelijk vervat in [HS-6]. Van belang voor de veiligheidsevaluatie zijn de verschillende afvaltypes, de mechanismen die een rol kunnen spelen in het (beperken van het) vrijkomen van radionucliden uit het afval, de voor de langetermijnveiligheid belangrijke geachte radionucliden en de radiologische karakteristieken van de bronterm 2013 V2.

Ook kunnen de fysicochemische eigenschappen van het afval de werking van de kunstmatige barrières beïnvloeden, zoals beschreven in §5.3.2.10 [HS-5].

§14.3.1 geeft een overzicht van de voor de veiligheidsevaluatie gebruikte informatie.

2) *het begrip van de processen en karakteristieken die bepalend zijn voor de performantie van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport:*

§14.3.2 geeft een beschrijving van de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem, waarbij, stoelend op [HS-5], wordt ingegaan op de processen en karakteristieken die bepalend zijn voor de performantie van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport tijdens fasen I tot en met Vb. Daarnaast werden in het kader van de ontwikkeling van de EES-installatiemodellen een aantal ondersteunende berekeningen uitgevoerd om bepaalde aannames met betrekking tot radionuclidentransport te onderbouwen (zie §14.4.3).

§14.3.4 geeft een overzicht van de karakteristieken, processen en gebeurtenissen die op zeer lange termijn (fase VI) de evolutie van het bergingssysteem kunnen beïnvloeden.

3) *redelijkerwijs voorzienbare kenmerken, gebeurtenissen en processen (FEP's) die de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden:*

§14.3.3 geeft een overzicht van de *mogelijk* initiërende FEP's, die een invloed kunnen hebben op de SSC's of veiligheidsfuncties en als zodanig de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden.

4) *de gevolgen van deze voorzienbare FEP's in termen van gedrag van het bergingssysteem en een begrip van de heersende omstandigheden:*

Voor mogelijk initiërende FEP's worden de mogelijke effecten op de performantie van SSC's, radiologische impact en/of migratiewegen van radionucliden beschreven (§14.3.3).

De *initiërende FEP's* resulteren uit een afweging van deze effecten naar significantie en ten opzichte van de verwachte evolutie.

5) *voldoende kennis van de verwachte evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving:*

§14.3.2 geeft een beschrijving van de fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem.

De beschrijving van de omgeving van het bergingssysteem is het onderwerp van [HS-4].

- 6) *identificatie van mogelijke routes voor radionuclidentransport in het bergingssysteem en zijn omgeving:*

De fenomenologisch verwachte evolutie van het bergingssysteem, beschreven in §14.3.2, geeft een globaal overzicht van de mogelijke routes voor radionuclidentransport in het bergingssysteem, stoelend op de mogelijke radionuclidentrajecten tijdens de verschillende fasen in de levensduur van het bergingssysteem zoals beschreven in §2.8.3 [HS-2].

De mogelijke routes voor radionuclidentransport in de omgeving van het bergingssysteem worden beschreven in §4.11 [HS-4].

- 7) *identificatie van mogelijke routes waarlangs blootstelling kan optreden:*

Radionucliden uit het bergingssysteem kunnen in de biosfeer terechtkomen op verschillende manieren. De kennis van de biosfeer, gedocumenteerd in §4.10 [HS-4], laat toe de voornaamste biosfeerreceptoren te identificeren (§14.3.5).

De identificatie van de mogelijke transfer- en blootstellingswegen komt deels aan bod in §4.11 [HS-4], maar wordt in detail besproken bij de conceptuele beschrijving van de biosfeermodellen (zie §14.4.7.1). Hierbij wordt de niet-significante aard van sommige blootstellingswegen beargumenteerd.

- 8) *identificatie en karakterisering van de onzekerheden die relevant zijn voor de veiligheid en dit tijdens de verschillende fasen in de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving:*

De identificatie en karakterisering van de technisch/wetenschappelijke onzekerheden wordt gedocumenteerd in §14.3.6. §14.3.7 beschrijft de analyse naar relevantie voor de veiligheid van deze onzekerheden.

14.3.1 Karakteristieken van het afval

De toekomstige radiologische afvalbronterm '2013 V2' van de berging werd geschat op basis van de inventaris 2013 V2 van geconditioneerd categorie A afval (§6.4.4 en §6.4.5 [HS-6]).

Het totale volume afval van de bronterm 2013 V2 stemt overeen met 28,2 modules (§6.4.5.2 [HS-6]); waardoor a priori kan gesteld worden dat voor berging van de bronterm 2013 V2 29 modules nodig zijn, zonder rekening te houden met een reserve voor onzekerheden met betrekking tot schattingen van toekomstig afval (§6.4.4.1 [HS-6]).

14.3.1.1 Afvaltypes

Conditioneringsmatrices, oorsprong en productieprocessen van het afval bepalen een beperkt aantal *afvaltypes* waarin de 74 afvalfamilies en variëteiten uit de bronterm 2013 V2 gegroepeerd worden (§6.4.5.2 [HS-6]).

- 97% van het afval beschouwd in bronterm 2013 V2 is geconditioneerd in een *cementmatrix*. Dergelijk afval omvat
 - ▶ enerzijds bulkafval, rechtstreeks geconditioneerd in de vulmortel van type III monolieten; en

- ▶ anderzijds afval geconditioneerd in een cementmatrix in primaire colli die in type I of II monolieten geplaatst worden voor eindconditionering. Dit laatste afval komt voornamelijk voor in standaard 400-litercolli, die ongeveer 40 à 50 volumeprocent aan (conditionerings)mortel bevatten, wat overeenstemt met ongeveer 12 à 15 massaprocent uitgeharde cementpasta (HCP) binnen een collo GA.
- De conditioneringsmatrices ‘bitumen’ en ‘polystyreen’ vertegenwoordigen samen 3% van het aantal modules. Beide matrices worden niet langer gebruikt. Het betrokken afval is nog niet gedekt door een veiligheidsevaluatie en specifieke conformiteitscriteria voor de oppervlakteberging te Dessel.

14.3.1.2 Beperken van vrijkomen van radionucliden uit het afval (veiligheidsfunctie R1)

Vóór degradatie van het bergingssysteem blijft de waterinsijpeling tot bij het afval zeer beperkt. Bijgevolg is de beschikbaarheid en verversing van poriënwater beperkt en blijven ook chemische reacties voor het oplossen van radionucliden beperkt (zie §14.3.2.3.5, §14.3.2.4.5 en §14.3.2.5.5).

De fysicochemische processen die het *vrijkomen* van radionucliden uit de afvalvorm op lange termijn naar verwachting zullen bepalen en een bijdrage kunnen leveren tot de *veiligheidsfunctie R1* voor de verschillende types afval worden samengevat in Tabel 14-3.

Tabel 14-3: Verwachte processen die het vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm bepalen: geometrische factoren, conditioneringsmethode en karakteristieken van het afval zelf.

Afvalverpakking en afvaltype	Verwachte processen die vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm bepalen
Geometrische factoren	
Metalen vaten (220 liter, 400 liter, 600 liter)	Heterogene corrosie waardoor er bij corrosie aan de buitenzijde van de colli nog plaatsen met metaal zijn waar radionucliden niet weg kunnen diffunderen en er dus geometrische beperkingen blijven op het vrijkomen van radionucliden uit de afvalcolli – trage corrosie van gepassiveerd staal in contact met de vulmortel tot de degradatie van het bergingssysteem.
Conditioneringsmethode	
Heterogeen gecementeerd afval (divers vast gecementeerd afval, verbrandingsassen, filters, ontmantelingsafval)	Diffusie en sorptie in cementconditioneringsmatrices
Homogeen gecementeerd afval (concentraten en harsen)	Advectief transport met sorptie in conductieve conditioneringsmatrices
Verpakkingen groter dan 400 liter in type II monolieten	Diffusie en sorptie op betonnen verpakkingen (1000 liter, 1500 liter, 1600 liter) of op de cementmatrixmantel rondom een 400-litercollo (600 liter)
Filters	Diffusie en sorptie op betonnen afschermingen/verpakkingen
Afvalkarakteristieken	
Harsen	Desorptie op harsen
Filters	Oplossen van deeltjes die geïmmobiliseerd zijn op filters
Verbrandingsassen	Oplossen van oxides
Geactiveerd beton	Oplossen van betonfasen
Geactiveerd staal	Corrosie van metaal

De verschillende afvaltypes beschouwd in §6.4.5.2 [HS-6] kunnen worden onderverdeeld in drie klassen, in functie van de *snelheid* van vrijkomen van radionucliden uit het afval zelf:

- *ogenblikkelijke* uitloging:
 - ▶ divers vast afval: afspoelen ('rinse release') van oppervlaktebesmetting,
 - ▶ concentraten: mogelijks zeer snelle uitloging van zouten;
- *snelle* maar niet ogenblikkelijke uitloging (i.e. over periode van minder dan enkele honderden jaren):
 - ▶ assen: oplossen van oxides,
 - ▶ harsen: desorptie van radionucliden,
 - ▶ filters: oplossen van geïmmobiliseerde deeltjes en sorptie in conditioneringsmatrix en betonnen afscherming/verpakking;
- *trage* (i.e. over periode van grootteorde duizend jaar) uitloging (dissolutie):
 - ▶ geactiveerd beton: oplossen van betonfasen,
 - ▶ geactiveerd staal: corrosie.

De bijdrage van de verschillende afvaltypes tot de totale activiteit van de *kritieke* radionucliden (zie §14.16.2) in de bronterm wordt samengevat Tabel 6-18 [HS-6]:

- het merendeel van de activiteit aan ^{108m}Ag , ^{41}Ca en ^{36}Cl , alsook een belangrijke fractie (> 25%) van de activiteit aan ^{59}Ni en ^{63}Ni bevindt zich in geactiveerd beton en/of staal; en
- assen, harsen en filters bevatten een belangrijke fractie (> 40%) van de activiteit aan ^{135}Cs , ^{137}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{237}Np , ^{79}Se , ^{126}Sn , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U en ^{93}Zr .

14.3.1.3 Interacties tussen het afval en de kunstmatige barrières

De verwachting is dat water geleidelijk in de monolieten zal binnensijpelen. Zodra water beschikbaar is (hoge verversingssnelheid), kunnen in het afval verschillende reacties optreden. Het is belangrijk zich ervan te vergewissen dat deze geen (negatieve) invloed hebben op de kunstmatige barrières rondom het afval.

Dergelijke mogelijke 'interne verstoringen' worden beschreven in §5.3.2.10 [HS-5]. De belangrijkste conclusie is dat, zolang de *conformiteitscriteria* gerespecteerd zijn, geen enkel fenomeen geïdentificeerd werd dat tijdens de nucleaire reglementaire controlefase (en de overgang daarna) afbreuk kan doen aan de goede werking van de kunstmatige barrières.

Voor de processen die mogelijk een versturende werking hebben, wordt de aanwezigheid in het afval van de stoffen die aan de basis liggen van deze reacties uitgesloten of beperkt via *chemische conformiteitscriteria* (§15.4 [HS-15]). Met name voor chloriden en sulfaten wordt de hoeveelheid agressieve elementen beperkt opdat ze geen negatief effect zouden hebben (§5.3.2.10.3 en §5.3.2.10.5 [HS-5], §15.4.2.2 en §15.4.2.3 [HS-15]).

Het valt niet uit te sluiten dat bepaalde afvalcolli, als gevolg van een interne chemische instabiliteit, bepaalde *expansieve* reacties gaan vertonen die op hun beurt de monoliet-barrières zouden kunnen aantasten (§15.3.4 [HS-15]). De controles in het kader van het aantonen van de conformiteit vooraleer

colli te bergen zullen dusdanig zijn dat men slechts zeer geringe aantallen van deze instabiele afvalvormen zal kunnen verwachten.

Door toepassen van de conformiteitscriteria en controles op de conformiteit zijn globale effecten met betrekking tot interne verstoringen dan ook uitgesloten. Voor *overschrijdingen* van de conformiteitscriteria dient een onderscheid gemaakt te worden tussen:

- *gekende* overschrijdingen van de criteria (bijvoorbeeld historisch geaccepteerd afval dat niet langer voldoet aan de huidige criteria), waarvoor geval per geval geëvalueerd zal worden
 - ▶ wat de impact is van de non-conformiteit, en
 - ▶ of voor het betrokken afval een aanpassing van de conformiteitscriteria gejustifieerd kan worden;
- *niet-gekende (onopgemerkte)* overschrijdingen van de criteria. In geïsoleerde gevallen kan niet uitgesloten worden dat een compatibiliteitsprobleem niet wordt opgemerkt (bijvoorbeeld door een menselijke fout of door technische beperkingen). Dit is een niet-verwachte maar, voor een beperkt aantal colli, plausible gebeurtenis waarvan de effecten voor de verschillende criteria geëvalueerd worden in het kader van de effectbeschrijvingen van mogelijk initiërende FEP's (zie §14.3.3).

14.3.1.4 Voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden

Als onderdeel van de voorbereiding van de veiligheidsevaluatie, werd een *screening* van radionucliden uitgevoerd. Screeningberekeningen zijn

berekeningen die tot doel hebben om factoren die van minder belang zijn voor de stralingsbescherming of de veiligheid van verdere gedetailleerde beschouwing uit te sluiten, zodat men zich kan concentreren op de belangrijke factoren.

De screening van radionucliden werd uitgevoerd op de 'referentiebronterm 2008 versie 1' [R14-38] die informatie bevat over 120 radionucliden die initieel³¹ aanwezig zijn in bestaand of vooropgesteld toekomstig afval, met als doel een 'shortlist' op te stellen van radionucliden die in de veiligheidsanalyse beschouwd moeten worden: dit zijn de 'voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden'.

In het screeningproces worden de verschillende routes beschouwd waarlangs radionucliden uit het bergingssysteem in de biosfeer kunnen terechtkomen (zie ook §14.3.5):

- 1) via uitloging naar het *grondwater*; waarbij een trapsgewijze aanpak wordt gehanteerd:
 - a) een *acuut* vrijkomen van alle activiteit in de aquifer over een periode van één jaar en daaropvolgend gebruik van gecontamineerd grondwater als drinkwater, voor irrigatie van velden en het drinken van vee;
 - b) vervolgens, voor de radionucliden die niet uitgescreend konden worden in de eerste stap, een *conservatief* eendimensionaal uitlogingsmodel voor radionucliden, waarin langlevende dochters expliciet gemodelleerd worden. Een conservatieve GTF wordt gebruikt voor het transport in de geosfeer naar een hypothetische waterput, waaraan water wordt onttrokken voor dezelfde doeleinden als hierboven omschreven; en

³¹ Daarnaast zullen uit een aantal van deze radionucliden dochternucliden gevormd worden door ingroei.

- c) vervolgens, indien relevant, het gebruik van *bijkomende argumenten* op basis waarvan bepaalde radionucliden in- of uitgescreend kunnen worden.
- 2) *direct contact* tussen mens en afval gefaciliteerd door menselijke intrusie; waarbij de gestileerde intrusiescenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit [OD-116] gebruikt worden, in de onderstelling dat
 - a) de activiteit homogeen over het afvalvolume verdeeld is (stap I); en
 - b) voor intrusies op colloniveau en *kleinschalige* intrusies (zie Tabel 14-1 in §14.2.3.3.3), het bij de intrusie betrokken afval de maximale activiteitsconcentratie over de bronterm bevat, waarmee de mogelijke heterogeniteit in rekening gebracht wordt (stap II);
- 3) *gasvormige* vrijzetting (via de atmosfeer); door eerst de relevante radionucliden te identificeren en vervolgens een Gaussiaans pluimmodel toe te passen voor atmosferische dispersie.

Details betreffende de conceptuele basis van de screeningprocedure worden gegeven in hoofdstuk 2 van [OD-114]. De drie types screeningberekeningen zijn gebaseerd op het concept van radionuclide-afhankelijke *screeningfactoren* (SF_i). Iedere SF_i vertegenwoordigt de som van de effectieve (volg)doses ($[Sv/a]$ of $[Sv]$) uit verschillende blootstellingswegen voor een eenheidsactiviteit $[Bq]$ of eenheidsconcentratie van activiteit $[Bq/m^3]$ van radionuclide i in het beschouwde medium (grondwater, afval, lucht). Er wordt uitgegaan van *volwassen* representatieve personen.

Door de screeningfactoren te combineren met de fractie van de activiteit(sconcentratie) in de vooropgestelde bronterm die uit het bergingssysteem vrijkomt in het beschouwde medium, worden vervolgens *screeningproducten* (SP_i) berekend. Het screeningproduct SP_i van iedere moedernuclide omvat ook de bijdragen van haar dochters (voortkomend uit verval en ingroei) en wordt bepaald op verschillende tijdstippen binnen de relevante evaluatieperiode (§14.2.2.4). Deze aanpak verzekert dat de belangrijkste typerende veranderingen in *relatief* belang van dominante radionucliden aan bod komen, evenals pieken in de impact van individuele radionucliden.

De screening gebeurt onafhankelijk voor elk mechanisme van vrijkomen (uitloging, intrusie, gas). Radionuclide i kan voor een bepaald mechanisme van vrijkomen *uitgescreend* worden indien aan volgende drie voorwaarden (zogenaamde screeningcriteria – zie §2.3 van [OD-114]) wordt voldaan op alle beschouwde tijdstippen:

- SP_i bedraagt niet meer dan 1% van de van toepassing zijnde dosisbeperking of –referentiewaarde; deze fractie van 1% is de *screeningreferentiewaarde* en bedraagt
 - ▶ 1 $\mu Sv/a$ bij vrijkomen in het grondwater of de atmosfeer; en
 - ▶ 30 $\mu Sv/a$ voor de directe en uitgestelde effecten van menselijke intrusie op de afzonderingscapaciteit;
- SP_i draagt niet meer bij dan een bepaald *percentage* tot het *totale screeningproduct* van de beschouwde bronterm. De keuze van dit percentage hangt af van het betrokken mechanisme van vrijkomen en de waarde van het totale screeningproduct in vergelijking tot de dosisbeperking of –referentiewaarde en de screeningreferentiewaarde; en
- voor elk van de relevante *blootstellingswegen* draagt het screeningproduct van radionuclide i voor die blootstellingsweg niet meer dan een bepaald percentage bij tot het totale screeningproduct van de

beschouwde bronterm voor die blootstellingsweg. De keuze van dit percentage hangt af van de waarde van het totale screeningproduct voor de beschouwde blootstellingsweg in vergelijking tot de dosisbeperking of –referentiewaarde en de screeningreferentiewaarde.

14.3.1.4.1 Screening voor uitloging naar het grondwater

De screening voor uitloging naar het grondwater werd toegepast op 118 radionucliden (de edelgassen ^{39}Ar en ^{85}Kr werden niet beschouwd), waarbij (hoofdstuk 3 en Annex 5 van [OD-114])

- 65 radionucliden in de eerste stap (acuut vrijkomen) werden uitgescreend;
- 14 radionucliden in de tweede stap (conservatief uitlogingsmodel) werden uitgescreend;
- ^{60}Co ($T_{1/2} = 5,27$ a [R14-39]) werd uitgescreend op basis van aanvullende argumenten (§3.4.2 van [OD-114]) met betrekking tot het conservatisme van het gebruikte installatiemodel.

Het QVV-proces wordt samengevat in [OD-236].

38 radionucliden worden ingescreend voor uitloging naar het grondwater:

^{10}Be , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{41}Ca , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{79}Se , ^{90}Sr , ^{93}Zr , ^{94}Nb , ^{93}Mo , ^{99}Tc , ^{107}Pd , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, ^{126}Sn , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{229}Th , ^{232}Th , ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U , ^{236}Np , ^{237}Np , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{242}Pu , ^{244}Pu , ^{241}Am , $^{242\text{m}}\text{Am}$, ^{243}Am en ^{244}Cm .

14.3.1.4.2 Screening voor direct contact tussen mens en afval door intrusie

De screening voor direct contact tussen mens en afval houdt rekening met zowel directe als uitgestelde effecten van menselijke intrusie op de afzonderingscapaciteit.

Voor elk scenario ('analyse van een boorkern', 'boring', 'constructie-uitgraving', 'residentie na boring' en 'residentie na uitgraving') zijn aparte resultaten gegenereerd. Een radionuclide wordt enkel uitgescreend als ze voor alle scenario's uitgescreend kan worden. Van de 118 in aanmerking genomen radionucliden (ook hier werden de edelgassen ^{39}Ar en ^{85}Kr niet beschouwd) kunnen er 82 worden uitgescreend (hoofdstuk 4 en Annex 6 van [OD-114]).

Van de resterende 36 radionucliden worden er in stap I 32 ingescreend voor ten minste één intrusiescenario; vier bijkomende radionucliden worden ingescreend in stap II voor scenario's op colloniveau en/of kleinschalige intrusies.

^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{41}Ca , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{79}Se , ^{90}Sr , ^{93}Zr , ^{94}Nb , ^{93}Mo , ^{99}Tc , ^{107}Pd , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, ^{126}Sn (stap II), ^{129}I , ^{135}Cs , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{229}Th (stap II), ^{232}U (stap II), ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U , ^{237}Np , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{242}Pu , ^{244}Pu , ^{241}Am , $^{242\text{m}}\text{Am}$ (stap II), ^{243}Am en ^{244}Cm .

Het QVV-proces wordt samengevat in [OD-235].

14.3.1.4.3 Screening voor gasvormige vrijzetting

Twaalf radionucliden uit de 'referentiebronterm 2008 V1' [R14-38] kunnen op lange termijn in gasvormige toestand vrijkomen uit het bergingssysteem (§5.2 van [OD-114]): ^{39}Ar , ^{14}C , ^{36}Cl , ^3H , ^{129}I , ^{85}Kr , ^{220}Rn , ^{222}Rn , ^{79}Se , $^{121\text{m}}\text{Sn}$, ^{125}Sn , ^{126}Sn . Hiervan kunnen er vijf worden uitgescreend.

Aangezien het belang van mogelijke gasvormige vrijzetting zelfs onder de penaliserende omstandigheden ondersteld voor de screening niet significant is (zie ook §14.3.5.4), kan echter geconcludeerd worden dat

gasvormige vrijzetting geen bijkomende eisen zal opleggen in termen van te beschouwen radionucliden in de veiligheidsevaluatie.

14.3.1.4.4 Conclusie en bevestiging van de volledigheid van de lijst voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden voor bronterm 2013 V2

De screening van radionucliden op basis de ‘referentiebronterm 2008 versie 1’ [R14-38] heeft in eerste instantie geleid tot een set van 40 voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden – i.e. de 38 radionucliden uit de grondwaterscreening (§14.3.1.4.1), ^3H (ingescreend onder het intrusiescenario ‘residentie na uitgraving’) en ^{232}U (uitsluitend voor kleinschalige intrusies ingescreend in stap II).

Hierbij dient opgemerkt te worden dat ^{244}Pu van de lijst geschrapt kan worden en niet verder beschouwd dient te worden in de veiligheidsevaluatie, daar de activiteitsinhoud van ^{244}Pu in de ‘referentiebronterm 2008 versie 1’ [R14-38] een fout³² betrof in de betreffende databank. ***Er zijn dus 39 voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden.***

De bronterm 2013 V2 is gestoeld op recentere radiologische gegevens met betrekking tot categorie A afval (i.e. op de inventaris 2013 V2, zie §6.4.4 [HS-6]) dan de bij de screening gebruikte bronterm 2008. De activiteitsniveaus van de radionucliden die op basis van de screening voor de bronterm 2008 V1 *niet* belangrijk werden geacht voor de langetermijnveiligheid, zijn niet van die aard dat bijkomende radionucliden als ‘voor de langetermijnveiligheid belangrijk geacht’ dienen aangemerkt te worden voor de bronterm 2013 V2. De overwegingen die deze conclusie ondersteunen, worden gegeven in §6.4 van [OD-114].

14.3.1.5 Radiologische karakteristieken

Om de coherentie tussen de impacts onder alle scenario’s uit de veiligheidsanalyse te garanderen, wordt de *radiologische bronterm* voor alle impactberekeningen a priori beschouwd op basis van de activiteitsniveaus voor de 39 voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden (§14.3.1.4.4).

Radonemanatie uit het afval mag de radiologische metingen in de bergingsinrichting niet verstoren. Vanwege de problematiek van de radonemanatie moet radiumhoudend (^{226}Ra) of thoriumhoudend (^{232}Th) afval worden geweerd, waarbij wel rekening wordt gehouden met het feit dat een zekere (zeer geringe) mate van radonemanatie een natuurlijk verschijnsel is. Door de toegelaten som van de concentraties aan ^{226}Ra en ^{232}Th in het afval te beperken tot 1 000 Bq/kg (§15.6.1.2 [HS-15]), wordt verzekerd dat een eventuele emanatie en/of uitloging uit het afval geen significante effecten veroorzaakt ten opzichte van de achtergrondconcentraties of concentraties in constructiematerialen zoals het beton van de berging. Deze radionucliden worden daarom niet beschouwd als moedernucliden in de impactberekeningen.

Tabel 14-4 geeft de lijst van de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden, hun halfwaardetijd en initieel activiteitsniveau zoals beschouwd in de bronterm 2013 V2 (§6.4.5.2 en Bijlage 6-3 van [HS-6]). Voor de *kritieke radionucliden* levert het activiteitsniveau uit Tabel 14-4 de theoretische OLI’s op van de berging als geheel (§14.16.3 en §6.4.5.3 [HS-6]).

Tabel 14-5 geeft de maximale initiële concentraties in gekarakteriseerde colli en/of over de beschouwde afvalfamilies en variëteiten binnen de bronterm 2013 V2 (Bijlage 6-3 van [HS-6]).

³² Voor een aantal colli werden de activiteitsniveaus van ^{241}Am verkeerdelijk toegewezen aan ^{244}Pu .

Tabel 14-4: Totaal activiteitsniveau [Bq] van voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden in de bronterm 2013 V2 beschouwd in de impactberekeningen (n.v.t.: niet van toepassing door specifiek conformiteitscriterium) (§6.4.5.2 en Bijlage 6-3 van [HS-6]). Gegevens over halfwaardetijden zijn overgenomen uit NEA JEFF3.1 [R14-39] met uitzondering van de halfwaardetijd van ⁷⁹Se die ontleend is aan [R14-40].

Radionuclide	Geschatte totale activiteit [Bq]	Halfwaardetijd [a]	Radionuclide	Geschatte totale activiteit [Bq]	Halfwaardetijd [a]
^{108m} Ag	$2,30 \times 10^{10}$	$4,18 \times 10^2$	²³⁸ Pu	$3,19 \times 10^{11}$	$8,77 \times 10^1$
²⁴¹ Am	$5,44 \times 10^{11}$	$4,33 \times 10^2$	²³⁹ Pu	$9,37 \times 10^{10}$	$2,41 \times 10^4$
^{242m} Am	$2,79 \times 10^9$	$1,41 \times 10^2$	²⁴⁰ Pu	$9,87 \times 10^{10}$	$6,56 \times 10^3$
²⁴³ Am	$1,64 \times 10^{10}$	$7,36 \times 10^3$	²⁴¹ Pu	$1,06 \times 10^{13}$	$1,43 \times 10^1$
¹⁰ Be	$8,48 \times 10^7$	$1,60 \times 10^6$	²⁴² Pu	$2,39 \times 10^8$	$3,74 \times 10^5$
¹⁴ C	$7,29 \times 10^{12}$	$5,70 \times 10^3$	²²⁶ Ra	n.v.t.	$1,60 \times 10^3$
⁴¹ Ca	$2,31 \times 10^{12}$	$1,03 \times 10^5$	⁷⁹ Se	$8,99 \times 10^8$	$3,56 \times 10^5$
³⁶ Cl	$2,02 \times 10^{10}$	$3,01 \times 10^5$	¹²⁶ Sn	$1,25 \times 10^9$	$2,30 \times 10^5$
²⁴⁴ Cm	$1,90 \times 10^{11}$	$1,80 \times 10^1$	⁹⁰ Sr	$3,19 \times 10^{12}$	$2,88 \times 10^1$
¹³⁵ Cs	$3,73 \times 10^8$	$2,30 \times 10^6$	⁹⁹ Tc	$7,47 \times 10^{10}$	$2,14 \times 10^5$
¹³⁷ Cs	$8,08 \times 10^{13}$	$3,00 \times 10^1$	²²⁹ Th	$1,33 \times 10^7$	$7,34 \times 10^3$
³ H	$3,19 \times 10^{14}$	$1,23 \times 10^1$	²³² Th	n.v.t.	$1,41 \times 10^{10}$
¹²⁹ I	$1,41 \times 10^9$	$1,61 \times 10^7$	²³² U	$1,68 \times 10^8$	$6,98 \times 10^1$
⁹³ Mo	$2,03 \times 10^{10}$	$4,00 \times 10^3$	²³³ U	$1,91 \times 10^8$	$1,59 \times 10^5$
⁹⁴ Nb	$3,99 \times 10^{11}$	$2,00 \times 10^4$	²³⁴ U	$7,71 \times 10^{10}$	$2,46 \times 10^5$
⁵⁹ Ni	$4,99 \times 10^{12}$	$7,60 \times 10^4$	²³⁵ U	$3,76 \times 10^9$	$7,04 \times 10^8$
⁶³ Ni	$5,44 \times 10^{14}$	$1,01 \times 10^2$	²³⁶ U	$5,80 \times 10^{10}$	$2,37 \times 10^7$
²³⁶ Np	$2,74 \times 10^7$	$1,52 \times 10^5$	²³⁸ U	$2,21 \times 10^{10}$	$4,47 \times 10^9$
²³⁷ Np	$8,51 \times 10^8$	$2,14 \times 10^6$	⁹³ Zr	$1,63 \times 10^9$	$1,53 \times 10^6$
¹⁰⁷ Pd	$6,95 \times 10^8$	$6,50 \times 10^6$			

Tabel 14-5: Maximale concentratie in gekarakteriseerde colli en over alle afvalfamilies/variëteiten [Bq/m³] van voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden in de bronterm 2013 V2 (n.v.t.: niet van toepassing door specifiek conformiteitscriterium) (Bijlage 6-3 van [HS-6]).

Radionuclide	Maximale concentratie [Bq/m ³]	Radionuclide	Maximale concentratie [Bq/m ³]
^{108m} Ag	$6,25 \times 10^7$	²³⁸ Pu	$9,60 \times 10^8$
²⁴¹ Am	$1,19 \times 10^9$	²³⁹ Pu	$4,90 \times 10^8$
^{242m} Am	$3,36 \times 10^6$	²⁴⁰ Pu	$3,73 \times 10^8$
²⁴³ Am	$1,50 \times 10^7$	²⁴¹ Pu	$3,13 \times 10^{10}$
¹⁰ Be	$9,25 \times 10^4$	²⁴² Pu	$8,30 \times 10^5$
¹⁴ C	$4,95 \times 10^{10}$	²²⁶ Ra	n.v.t.
⁴¹ Ca	$1,98 \times 10^8$	⁷⁹ Se	$1,08 \times 10^8$

Radionuclide	Maximale concentratie [Bq/m ³]	Radionuclide	Maximale concentratie [Bq/m ³]
³⁶ Cl	4,68 × 10 ⁷	¹²⁶ Sn	1,86 × 10 ⁶
²⁴⁴ Cm	5,88 × 10 ⁸	⁹⁰ Sr	6,88 × 10 ¹⁰
¹³⁵ Cs	2,85 × 10 ⁶	⁹⁹ Tc	2,29 × 10 ⁹
¹³⁷ Cs	3,50 × 10 ¹¹	²²⁹ Th	2,05 × 10 ⁴
³ H	1,02 × 10 ¹²	²³² Th	n.v.t.
¹²⁹ I	1,87 × 10 ⁷	²³² U	4,79 × 10 ⁴
⁹³ Mo	2,70 × 10 ⁷	²³³ U	1,79 × 10 ⁷
⁹⁴ Nb	6,90 × 10 ⁸	²³⁴ U	2,78 × 10 ⁸
⁵⁹ Ni	5,10 × 10 ¹⁰	²³⁵ U	9,98 × 10 ⁶
⁶³ Ni	4,93 × 10 ¹²	²³⁶ U	1,69 × 10 ⁷
²³⁶ Np	4,27 × 10 ⁴	²³⁸ U	1,02 × 10 ⁸
²³⁷ Np	4,40 × 10 ⁷	⁹³ Zr	1,08 × 10 ⁸
¹⁰⁷ Pd	1,08 × 10 ⁸		

Het feit dat een radionuclide uitgescreend werd (§14.3.1.4), betekent uitsluitend dat deze niet langer als een *aparte moedernuclide* hoeft te worden aangemerkt; wel kan het nog steeds nodig zijn om haar als *dochter* van (een) andere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide(n) op te nemen in de berekeningen. Zodoende worden bij uitloging uit het bergingssysteem:

- ²³²Th en ²²⁶Ra, gevormd door ingroei, expliciet beschouwd als langlevende leden van vervalketens in de installatiemodellen en tevens apart gemodelleerd in de biosfeer;
- ²³⁰Th, ²³¹Pa en ²³⁶Pu expliciet beschouwd als langlevende leden van vervalketens in de installatiemodellen en tevens apart gemodelleerd in de biosfeer;
- de radionucliden met intermediaire³³ halfwaardetijd ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po en ²²⁷Ac daarnaast apart beschouwd in de biosfeer, net als radon (²²²Rn) dat exhaleert uit Ra-gecontamineerde grond.

In de scenario's waaronder contaminatie rechtstreeks vrijkomt in de biosfeer en direct contact optreedt tussen mens en afval, worden drie bijkomende radionucliden expliciet gemodelleerd, te weten ^{93m}Nb, ²²⁸Ra en ²²⁸Th die een intermediaire halfwaardetijd hebben.

(Zeer) *kortlevende* dochternucliden³⁴ worden impliciet beschouwd door de (effectieve en equivalente) dosiscoëfficiënten van de moedernucliden te corrigeren op basis van de onderstelling van seculair evenwicht met dergelijke dochternucliden (§2.2 van [OD-042]); via deze methode worden zogenaamde *gecorrigeerde dosiscoëfficiënten* verkregen (eenheden hangen af van de betreffende blootstellingsweg):

$$DF_{i,corr} = DF_i^i + \sum_{im} DF_j^{im} \times BR_j^i \quad \text{Vergelijking 1}$$

³³ Radionucliden met intermediaire halfwaardetijd hebben een halfwaardetijd van meer dan 100 dagen, maar minder dan enkele tientallen jaren.

³⁴ Kortlevende dochternucliden hebben een halfwaardetijd van minder dan 100 dagen, maar meer dan 10 minuten. Zeer kortlevende dochternucliden hebben een halfwaardetijd van minder dan 10 minuten.

waarbij

- $DF_{i,corr}$ = de gecorrigeerde dosiscoëfficiënt van de langlevende radionuclide i ;
- DF_i^i = de niet-gecorrigeerde dosiscoëfficiënt van de langlevende moedernuclide i ;
- DF_j^{im} = de dosiscoëfficiënt van de impliciete (kortlevende of zeer kortlevende) dochternuclide j ;
- BR_j^i = de vertakkingsratio van radionuclide j als impliciete dochternuclide van langlevende radionuclide i [-].

In wat volgt moet ‘dosiscoëfficiënt’ gelezen worden als ‘gecorrigeerde (effectieve/equivalente) dosiscoëfficiënt’, tenzij anders vermeld.

14.3.2 Fenomenologisch verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem

CAVEAT

Hier wordt, stoelend op *state of the art* kennis in de verschillende domeinen, een overzicht gegeven van de verwachte evolutie van het bergingssysteem in de loop van de eerste duizenden jaren.

De huidige wetenschappelijke [HS-5] en technologische [HS-7][HS-8] inzichten en vaardigheden zijn echter ontoereikend om de verwachte evolutie voor zo’n lange periode met hoge precisie aan te tonen en te valideren.

14.3.2.1 Scope en beperkingen

In het licht van de fenomenologische randvoorwaarden onderscheiden we *vijf fasen*:

- 0 – 50 jaar (§14.3.2.2);
- 50 – 100 jaar: modules met afdekking en sluiting (tussen ca. 95 en 100 jaar) van de bergingsinstallatie (§14.3.2.3);
- 100 – 350 jaar: nucleaire reglementaire controlefase (§14.3.2.4);
- 350 – 1 000 jaar (§14.3.2.5);
- na 1 000 jaar, tot enkele duizenden jaren (§14.3.2.6).

De eerste twee fasen komen aan bod daar de evolutie tijdens de operationele periode bepalend is voor de ‘initiële’ toestand voor de langetermijnveiligheid, vanaf sluiting na ongeveer 100 jaar.

De evolutie van de *aarden afdekking* is bepalend voor de langetermijnevolutie van de onderliggende cementgebonden barrières in die zin dat

- de aarden afdekking *ingegraven omstandigheden* aan de modules moet opleggen (§5.2.1.3 [HS-5]). Zolang dergelijke omstandigheden heersen, zal de carbonatatie van beton – het meest bepalende proces voor de evolutie ervan op lange termijn – naar verwachting vrijwel tot stilstand komen. De wapening zou bijgevolg op lange termijn gepassiveerd moeten blijven³⁵; en

³⁵ De carbonatatie van ingegraven betonstructuren is sterk verlaagd [R14-41] – zie ook §5.3.2.6.1 [HS-5].

- de evolutie van de *waterhuishouding* in de cementgebonden barrières bepaald wordt door de performantie van deze aarden afdekking. Dit is essentieel daar deze waterhuishouding bepalend zal zijn voor de interacties tussen het afval en de kunstmatige barrières.

De binnen de verwachte evolutie beschouwde *aardbeving* heeft een terugkeerperiode van 1 225 jaar³⁶. Krachtiger aardbevingen kunnen aanleiding geven tot schade aan bepaalde componenten van de aarden afdekking. Ook *erosie* is een sleutelproces dat bepalend is voor de evolutie van de aarden afdekking (§5.2.2.1.1 [HS-5]). Bij het ontwerp werd daarom specifieke aandacht besteed aan de granulometrie van de bio-intrusie laag (bijlage D van NUREG-1623 [R14-42]), waardoor de stabiliteit ervan gedurende een periode van 1 000 jaar gewaarborgd blijft (zie §14.3.2.5.1). Op basis van deze overwegingen achten we een betrouwbare beschrijving van de verwachte evolutie van het bergingssysteem mogelijk tot ongeveer 1 000 jaar.

De heersende *klimaatomstandigheden* vormen een randvoorwaarde voor de systeemevolutie. We verwachten een evolutie naar een warmer subtropisch klimaat met winterregens (Cs-klimaat, zie §4.4.3 [HS-4]).

De beschrijving van de verwachte evolutie van het bergingssysteem stoelt op:

- state of the art kennis en technieken in de verschillende domeinen (carbonatatie, corrosie, eigenschappen van de kunstmatige barrières,...) [HS-5];
- de veronderstelling dat de verschillende kunstmatige barrières hun verwachte functie(s) zullen vervullen, i.e. dat ze zich volgens hun beoogde performantie, zoals beschouwd in het veiligheidsconcept (§2.8.4 [HS-2]) zullen gedragen.

Dit laatste betekent onder meer dat we veronderstellen dat:

- de kunstmatige barrières geen defecten/imperfecties vertonen die de verwachte evolutie kunnen verstoren; en
- de stenige bio-intrusie laag de erosie van de aarden afdekking voldoende afremt om te voorkomen dat de structuren van gewapend beton vroegtijdig aan atmosferische omstandigheden worden blootgesteld (zie ook §5.2.2.1.1 [HS-5]).

Mochten zich *afwijkingen* van de beoogde performantie van de kunstmatige barrières voordoen, verwachten we een niet-lineaire evolutie van het bergingssysteem, omwille van het grote aantal gebeurtenissen/processen die (al dan niet onafhankelijk) kunnen optreden en de aanwezige heterogeniteiten. Bijgevolg zouden meerdere evolutietrajecten van het bergingssysteem even aannemelijk zijn en vooral op lange termijn tot vele mogelijke scenario's leiden. Echter kunnen afwijkingen van de beoogde performantie van de kunstmatige barrières niet worden uitgesloten. Indien dergelijke afwijkingen zich voordoen, verwachten we dat hooguit enkele modules hieraan onderhevig zouden zijn. Dit wordt verder beschreven in §14.3.2.7.

Weloverwogen ontwerpvereisten van de kunstmatige barrières en de op de site van Dessel heersende omgevingsomstandigheden laten toe de volgende degradatieprocessen voor de kunstmatige barrières uit te sluiten: externe sulfaataantasting (§5.3.2.2.1 [HS-5]), interne sulfaataantasting (§5.3.2.2.2 [HS-5]), alkali-

³⁶ De seismische spectra (§4.5.4.4.2 [HS-4]) die overeenkomen met deze terugkeerperiode zijn al in andere analyses gebruikt (zie §8.3.2.2 [HS-8]).

silicareacties (ASR – (§5.3.2.3 [HS-5])) en biodegradatie (§5.3.2.4 [HS-5]). Deze processen worden dan ook enkel beschouwd in het kader van afvaldegradatie in de fase na 1 000 jaar (§5.3.2.10 [HS-5]).

Zoals beschreven in §5.15.1 [HS-5] en §8.5.5.4 [HS-8], wordt water dat via de drainagebuizen (of door scheuren in de ondersteunende plaat) in de inspectieruimte terecht komt, afgevoerd doorheen conductief opvulmateriaal (ABS). Zolang de funderingsplaat niet gescheurd is, verplaatst het zich dan in de richting van de inspectiegalerij, waarna het via de voeg in de verbindingstunnel wordt afgevoerd naar de zandcementophoging. Het beton van de *opgevulde inspectiegalerij* – waarvan de samenstelling nog niet werd vastgelegd – kan mogelijk sneller degraderen dan de andere cementgebonden barrières. In dat geval kan water afkomstig van de modulebasis mogelijk niet enkel via het ABS in de verbindingstunnels afgevoerd worden, maar tevens via de zandcementopvulling van de inspectiegalerij, het gedegreerde beton van de inspectiegalerij en de onderliggende zandcementophoging, wat als transportweg equivalent is aan de afvoer via het ABS. Aangezien bovendien de mechanische degradatie van de opgevulde inspectiegalerij niet leidt tot *instabiliteit* van de bovenliggende barrières, wordt de evolutie ervan hier niet behandeld.

14.3.2.1.1 *Verwachte evolutie(s) en distributie van de saturatiegraad in het bergingssysteem*

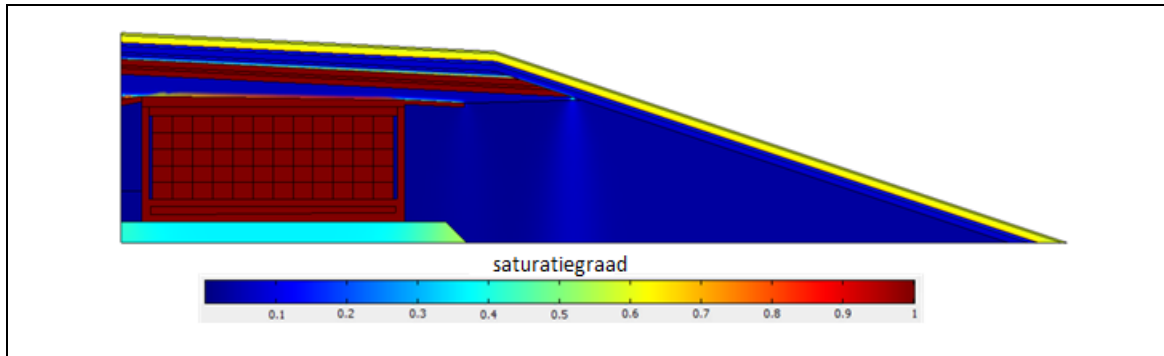
Om een vanuit fenomenologisch oogpunt representatief beeld te schetsen van de verwachte saturatiegraad in het bergingssysteem en zijn componenten, werd een reeks ondersteunende berekeningen³⁷ uitgevoerd [OD-272], daar de literatuur niet toelaat

- de *tijdspanne* te schatten tot hydraulisch evenwicht in het bergingssysteem bereikt wordt;
- de waterstroming en daarmee geassocieerde saturatiegraad in de meer *conductieve zones* – zoals de tussenruimten tussen de monolietstapels – nabij een intact, al dan niet gesatureerd, beton te schatten;
- de waterstroming en daarmee geassocieerde saturatiegraad in matrix en scheuren (en eventuele openingen/holtes) bij een *gedegreerd beton* (i.e. een discontinu onverzadigd medium) te schatten. In een degraderend beton hangt de saturatiegraad immers af van meerdere factoren, zoals de hoeveelheid en het al dan niet geconnecteerd zijn van scheuren, de karakteristieken van de scheuren en de toename in porositeit en afname in suctie bij uitloging van de betonfasen over langere tijdschalen.

De *hydraulische evenwichtstoestand* op lange termijn van een intact ingegraven beton is ‘saturatie’, wegens de hoge suctie van dergelijk materiaal. Inderdaad zal het bergingssysteem onder invloed van gradiënten in hydraulische potentiaal en de herverdeling van het insijpelende water evolueren naar een hydraulische evenwichtstoestand waarin het beton grotendeels gesatureerd is en de grovere materialen errond, zoals grind en zand, grotendeels ongesatureerd (zie Figuur 14-12).

³⁷ In deze simulaties werd een afwijkende geometrie van de modules gehanteerd, waarbij de stapels monolieten tegen elkaar geplaatst werden (met een spleet van maximaal enkele mm) en de ruimte tussen de buitenste monolietstapels en de modulewanden opgevuld werd met grind. In het kader van de optimaliseringsoefening (§2.7.6 [HS-2]) werd echter besloten tot een plaatsing van monolietstapels met een tussenafstand van 5 cm; en tot het opvullen van de ontstane tussenruimten met een materiaal met een hoge hydraulische geleidbaarheid (grind).

Dit verschil heeft geen invloed op het evolutiepatroon van de *saturatiegraad* in de modules. In termen van saturatie-eigenschappen zullen de met grind gevulde tussenruimten zich gelijkaardig gedragen aan de spleten in het ondersteunende model [OD-272]. Dit wordt bevestigd door de resultaten voor de in het model beschouwde grindlaag tussen de buitenste monolietstapels en de modulewand (Figuur 14-12).



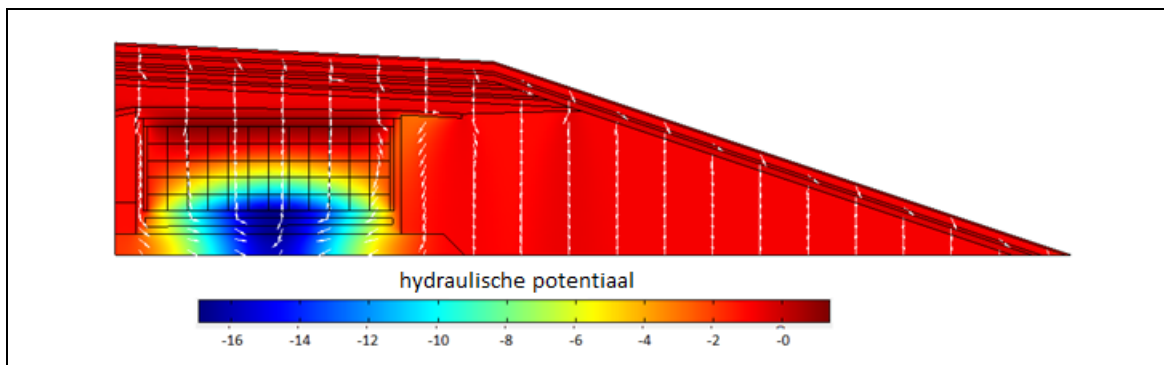
Figuur 14-12: Evenwichtstoestand van de saturatiegraad in het bergingssysteem, in afwezigheid van degradatie (Figuur 38 uit [OD-272]).

We verwachten echter niet dat het beton ooit *volledig* gesatureerd zal zijn in het licht van kleine temperatuurschommelingen of bevochtigings- en uitdrogingsprocessen die mogelijks kleine schommelingen in de relatieve luchtvochtigheid (< 100% tijdens bepaalde transiënten) veroorzaken.

- In deze context stelt J. Weiss in een rapport over het transport door (niet-)gescheurde poreuze cementgebonden barrières dat volledige saturatie moeilijk te bereiken is, nadat het beton relatief uitgehard is [R14-43].
- Ook Fagerlund maakte melding van de moeilijkheid om beton volledig te satureren [R14-44].
- Structuren die blootgesteld zijn aan omgevingsomstandigheden in de lucht met periodieke neerslag of in een niet-gesatureerde bodem zullen waarschijnlijk gedeeltelijk niet-gesatureerd blijven (zie gevalhistorieken in [OD-063]).

Daarom wordt in wat volgt gesproken over een *bijna gesatureerd* systeem / saturatiegraad *dicht bij één*.

Verder bevindt de *hydraulische potentiaal* van het beton zich in evenwicht dicht bij nul (zie Figuur 14-13). De resterende gradiënten van hydraulische potentiaal zijn te wijten aan de ruimtelijke materiaalheterogeniteit in het bergingssysteem die voor een niet-uniform stromingspatroon in evenwicht zorgt.



Figuur 14-13: Evenwichtstoestand van de hydraulische potentiaal en waterstroming in de berging, in afwezigheid van degradatie (Figuur 37 uit [OD-272]).

Spleten en scheuren zullen in functie van hun opening en van de heersende hydraulische potentiaal h [m] wel of niet gesatureerd zijn. Met behulp van de vergelijking van Young-Laplace voor een scheur tussen twee vlakken kan een schatting gemaakt worden van de opening B [m] waaronder de spleten en spleten gesatureerd zullen zijn:

$$B = - \frac{2 \cdot \sigma}{\rho \cdot g \cdot h} \quad \text{Vergelijking 2}$$

Bij een oppervlaktespanning $\sigma = 0,0742$ N/m en $\rho = 999,7$ kg/m³ bij 10°C (zie §14.3.2.3.4) en $g = 9,81$ m/s² zijn spleten en spleten bij evenwicht volledig gesatureerd vanaf openingen lager dan

- 1,5 mm voor $h > - 0,01$ m;
- 150 µm voor $h > - 0,1$ m;
- 15 µm voor $h > - 1$ m; en
- 1,5 µm voor $h > - 10$ m.

Analyse van Figuur 14-13 leert dat we kunnen verwachten dat de meeste spleten (grootteorde mm), en bij uitbreiding het grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels, bij evenwicht niet (volledig) gesatureerd zullen zijn.

Het is bovendien niet zeker dat de hydraulische evenwichtstoestand al werd bereikt bij de start van de degradatie van beton: bij een afdekking³⁸ die haar R2a-functie vervult, zal de evenwichtstoestand met saturatie van het beton niet binnen een aantal honderden jaren bereikt worden. Onderstellen we conservatief een materiaal waarin de waterinstroming niet belemmerd zou zijn door capillaire effecten en hydraulische geleidbaarheid, dan kan volgende conservatieve schatting (onderschatting) van de tijdsduur gemaakt worden:

- bij een waterinsijpeling van 10^{-10} m/s duurt het 63 jaar om een kolom van 10 m van dat materiaal met een porositeit van 10% en initiële saturatiegraad van 80% te satureren naar 100%;
- bij een waterinsijpeling van $1,52 \times 10^{-8}$ m/s (480 mm/a), gelijk aan de netto-effectieve waterinsijpeling bovenaan de afdekking (zie §14.4.3.7.1), duurt dit minder dan een jaar;
- in Centre de l'Aube bedroegen de initiële gemiddelde gemeten waarden van de drainage onderaan de proefafdekking (twee profielen) tussen 0,05 en 1,28 mm/a (§2.5 van [R14-45]). Bij dergelijke waterinsijpeling bedraagt de tijdspanne tot saturatie respectievelijk 4 000 en 156 jaar.

Dit is een indicatie dat een performante afdekking er gedurende meerdere honderden jaren voor kan zorgen dat het bergingssysteem zich in een niet-gesatureerde toestand bevindt.

14.3.2.1.2 Evolutie van de redoxomstandigheden

De evolutie van de *redoxomstandigheden* in het bergingssysteem kan niet kwantitatief worden geëvalueerd vanwege de onzekerheden met betrekking tot (§3.2 van [OD-038]):

- de redoxwaarde en haar evolutie: er is een gebrek aan kennis van de *kinetische parameters* die vereist zijn voor de modellering van de interacties tussen de verschillende redoxgevoelige materialen in het bergingssysteem;

³⁸ aarden afdekking en ondoorlatende topplaat

- de redoxevenwichtstoestand: de relatie tussen de redoxpotentiaal en de oxidatietoestand van radionucliden is slechts eenduidig bepaald bij *redoxevenwicht* in de cementgebonden barrières. Aangezien het bestaan van een redoxevenwicht in de natuur echter eerder uitzondering dan regel is [R14-46], is het niet uitgesloten dat de oxidatietoestand van radionucliden niet gerelateerd is aan de redoxpotentiaal van het cementsysteem.

Bijgevolg kunnen we de globale verwachte evolutie van de redoxomstandigheden alleen kwalitatief evalueren in termen van trends (oxisch versus anoxisch) in de wetenschap dat reducerende en oxiderende omstandigheden waarschijnlijk naast elkaar zullen bestaan (§3.2 van [OD-038]).

14.3.2.2 Fase 0 – 50 jaar (exploitatiefase Ia)

14.3.2.2.1 Mechanische toestand

Op basis van de fenomenologie beschreven in §5.3.1.3 [HS-5] verwachten we in het beton van de modules initieel geen *scheurpatronen* die de voornaamste mechanische en transporteigenschappen ervan negatief zouden kunnen beïnvloeden. Eventuele scheurtjes zijn oppervlakkig en uitsluitend het gevolg van krimp.

Bij de fabricage van betonnen prototypecaissons/-monolieten werd aangetoond dat het haalbaar is om monolieten zonder (macro)scheuren of openingen/holtes te produceren (zie §12.3 van [OD-131]). Echter zijn lokaal kleine (krimp)scheuren tussen de vulmortel en de andere onderdelen van de monoliet (inclusief afval) mogelijk (§5.4.2 [HS-5]). Het is niet verwacht dat er over de ganse omtrek en hoogte van het deksel een verticale doorgaande scheur zal zijn, waardoor dit fenomeen geen invloed heeft op de verwachte evolutie.

14.3.2.2.2 Waterhuishouding

De gemiddelde *relatieve vochtigheid* op het terrein in Dessel bedraagt ongeveer 80% (Tabel 4-26 in §4.4.2.3 [HS-4]). Onder deze omstandigheden, en wetende dat de modules beschermd zijn tegen de regen, bevindt het beton zich tijdens exploitatiefase Ia overwegend in een drogingsregime. De vochtuitwisseling met de omgeving beperkt zich grotendeels tot de eerste paar centimeter van het betonoppervlak (§2.6 van [OD-063] en tabel 5 van [R14-47]).

Aan de hand van veld- en labogegevens uit de literatuur voor analoge materialen [OD-063], wordt een initiële saturatiegraad van ongeveer 80% beschouwd voor het beton, dat daarom sterk in suctie is: de hydraulische potentiaal h bedraagt -1850 m op basis van de van Genuchten-vergelijking [R14-48]

$$\frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{(1 + (\alpha|h|)^n)^m} \quad \text{Vergelijking 3}$$

met de parameters $n = 1,307$; $\alpha = 7,65 \times 10^{-4} \text{ m}^{-1}$; $\theta_s = 0,1$; $\theta_r = 0$ (Tabel 27 in [OD-108]) en $m = 1 - 1/n = 0,235$.

Bij een dergelijke sterk negatieve hydraulische potentiaal zullen scheuren, spleten (en eventuele openingen/holtes) niet gesatureerd zijn (§14.3.2.1.1). Er zal zich hoogstens een film bevinden op het raakvlak tussen de matrix enerzijds en spleten of scheuren anderzijds.

14.3.2.2.3 Redoxomstandigheden

Modules en monolieten zullen blootgesteld zijn aan oxische omstandigheden. De redoxpotentiaal in de cementgebonden barrières zal naar verwachting initieel enigszins oxiderend zijn vanwege de aanwezigheid van zuurstof (gasvormig of opgelost). In de monolieten zal de zuurstof echter progressief verdwijnen vanwege het gebruik van een CEM III/C voor de vulmortel (de zuurstof wordt verbruikt door de reactie met gereduceerde zwavelhoudende moleculen die in het cement aanwezig zijn [R14-49] en door de (passieve) corrosie van staal).

14.3.2.2.4 Relevante degradatieprocessen

Gelet op de gelijkaardige betonsamenstellingen van modules en caissons (Tabel 5-1 in §5.3 [HS-5]), verwachten we gelijkaardig gedrag in termen van *carbonatatie* (§5.3.2.6 [HS-5]).

Eens er vier modules opgevuld zijn met afval, wordt in de overgebleven ruimte tussen de monolietstapels fijn grind geïnjecteerd en worden de modules bovenaan afgesloten met de structurele topplaat. Vanaf dat ogenblik vormt het drainagesysteem het enige (kleine) kanaal waarlangs lucht de modules kan binnensijpelen. Gegeven het enorme reactieve oppervlak, verwachten we dan ook een snelle depletie van CO₂ in de overblijvende spleten, holtes en niet-gesatureerde poriën in de modules, waardoor de carbonatatie van de monolieten, de afschermingsplaten, de binnenwanden van de modules en het ondervlak van de structurele topplaat virtueel zal stilvallen (verwaarloosbare snelheden). De carbonatatediepte van de cementgebonden barrières aan het einde van de exploitatiefase Ia is dan ook zeer beperkt (§5.3.2.6.1 [HS-5]).

Gegeven de beperkte carbonatatediepte van de caissonwanden (ongeveer 5 mm – zie §5.3.2.6.1 [HS-5]) verwachten we niet dat de corrosie van de hijsankers in de gecarbonateerde zone zal resulteren in een mate van degradatie die de integriteit van de monolieten kan bedreigen (zie §5.3.2.12 [HS-5]). Volgens IETcc zal een dergelijke carbonatatediepte inderdaad niet tot scheuren leiden [R14-50].

Tussen de modulewanden en de funderingsplaat / ondersteunende plaat worden metalen voegen gebruikt (zie §5.11.1 [HS-5] en §8.6.1.2 [HS-8]). Daar deze zich in het midden van de funderingsplaat en de ondersteunende plaat bevinden, zijn ze bij de laatste stalen componenten die door het carbonatatiefront worden bereikt en zullen ze tot op lange termijn gepassiveerd blijven. Bijgevolg zullen deze metalen voegen geen zwakke plek in de structuur, noch een preferentiële weg vormen.

Ook het verwachte degradatieproces van de (ongewapende) *zandcementophoging* is carbonatatie. Rekening houdend met de verwachte hoge relatieve vochtigheid (quasi 100%, zeer lage carbonatatiesnelheid) en de afwezigheid van waterinsijpeling door de aanwezigheid van het stalen dak, zal de zandcementophoging haar mechanische eigenschappen behouden (zie §5.10.1 [HS-5]). Bovendien zal door ontwerpmaatregelen contact tussen atmosferisch CO₂ en het cement uit de zandcementophoging vermeden worden (zie §5.10.2 [HS-5]), waardoor er geen carbonatatie van dit cement verwacht wordt. Het gebruik van een CEM III in combinatie met niet-reactieve aggregaten in het zand (DR9.b ‘aanvaardbare samenstelling van de aggregaten met het oog op het vermijden van alkali-aggregaatreacties’ in §8.5.4.2 [HS-8]) maakt ook het optreden van ASR in de zandcementophoging onwaarschijnlijk. In voorkomend geval zou dit geen nadelige gevolgen hebben vanwege de hoge porositeit, waardoor eventuele reactieproducten expansieruimte hebben zonder schade te berokkenen aan het zandcement.

14.3.2.2.5 Chemische toestand

Aan het einde van deze fase zal het *beton* van de modules en van de monolieten zich in toestand I bevinden, met uitzondering van de dunne gecarbonateerde laag (die zich in toestand IV³⁹ bevindt indien we de dunne overgangszone (§5.3.2.6 [HS-5]) tussen het volledig gecarbonateerde en het intacte materiaal buiten beschouwing laten).

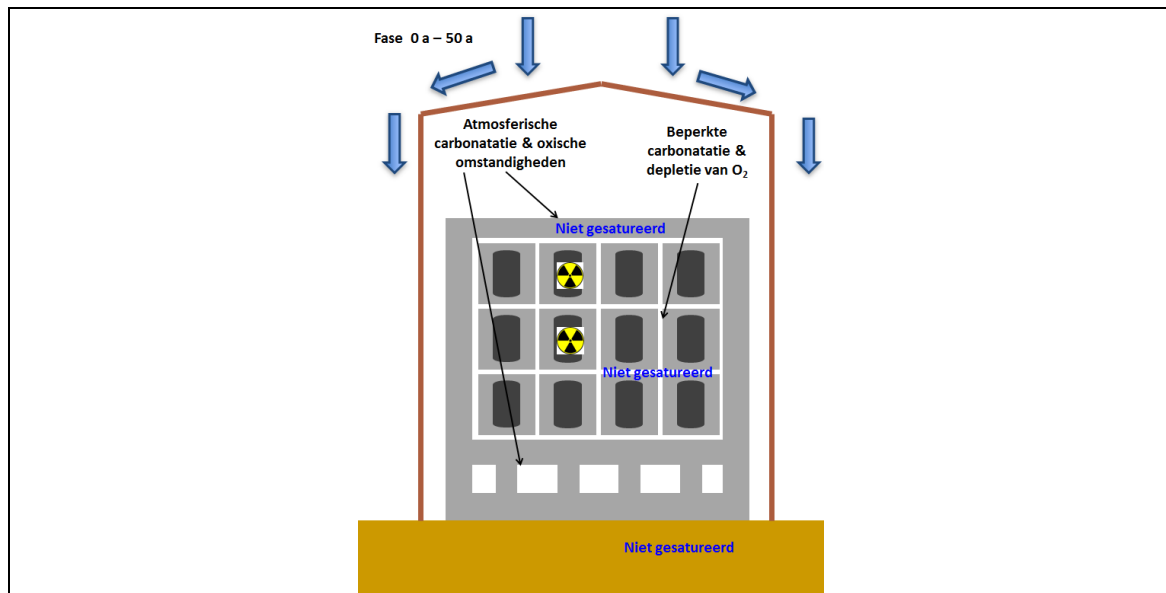
De pH van de *vulmortel* van de monolieten (met CEM III/C en *silica fume*) zal (in standaardomstandigheden) al op relatief korte termijn evolueren naar waarden lager dan 12,45. De vulmortel zal zich dan ook vanaf het begin in toestand III bevinden, aan het begin van de pH-daling (§5.4.1.2.5 [HS-5]). Gelet op de beperkte variatie van pH en sorptie in afwezigheid van uitloging, blijven de sorptiewaarden voor toestand II echter het meest representatief (§14.3.6.1.18).

In het *afval* zal de toestand van het cementgebonden materiaal (I of II) afhankelijk zijn van het type cement dat bij de conditionering is gebruikt (bijvoorbeeld toestand II voor het gecompacteerd afval dat in de CILVA-installatie werd geproduceerd (CEM III/C)). Bovendien kunnen bepaalde processen in het afval, zoals de ionenuitwisseling op harsen, resulteren in een beperkte reductie van de alkaliconcentraties in de poriënoplossing.

De *zandcementophoging* bevindt zich in toestand II door de keuze voor een CEM III/C en de ontwerpmaatregelen die carbonatatie verhinderen (zie §5.10.2 [HS-5]).

14.3.2.2.6 Overzicht

Zowel voor de modules als de monolieten is *atmosferische carbonatatie* van de betondekking die de wapening beschermt het enige proces dat tijdens deze fase een rol speelt (Figuur 14-14).



Figuur 14-14: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase 0 – 50 jaar (exploitatiefase Ia).

³⁹ Voor gecarbonateerd beton kunnen de sorptiewaarden van calciëet worden toegepast (§14.3.6.1.18, §5.3.1.3.2 [HS-5]).

Uitloging speelt geen rol in deze fase. Er vindt geen depassivatie van de wapeningsstaven plaats. De zandcementophoging zal niet aan degradatie onderhevig zijn.

14.3.2.3 Fase 50 – 100 jaar (exploitatiefase Ib en sluitingsfase)

14.3.2.3.1 Mechanische toestand

Na ongeveer 50 jaar exploitatie zal de *afdekking* worden geplaatst. Deze bestaat uit een aarden afdekking bovenop een ondoorlatende topplaat uit vezelversterkt beton en een bitumenlaag. Door de bescherming van de aarden afdekking zal de waterhuishouding in het materiaal dat in contact staat met de betonnen wanden naar verwachting stabiel⁴⁰ zijn (zie §14.3.2.3.2). Indien de aarden afdekking om welke reden ook beschadigd raakt, zullen remediërende maatregelen worden genomen opdat zij de waterinsijpeling in de modules blijft beperken en ingegraven omstandigheden blijft verzekeren rondom de modules.

Door het gewicht van de aarden afdekking zal de plaatsing ervan aanleiding geven tot *zettingen*. De ondoorlatende topplaat zal de zetting naar verwachting ondergaan als een onvervormbare structuur bovenop de modules. De differentiële zetting tussen de ondoorlatende topplaat en de ophoging aan de zijdes zou opgevangen moeten worden door de vlotplaten die gedimensioneerd zijn met dit doel (DR25.c ‘beperken van de differentiële zettingen van de afdekking’ in §8.5.7.2 [HS-8]). In het ontwerp is rekening gehouden met de mechanische spanningen op de ondoorlatende topplaat die veroorzaakt worden door het gewicht van de aarden afdekking. De ondoorlatende topplaat weerstaat op basis van de ontwerpvereisten⁴¹ ook aan de operationele belastingen tijdens de constructie van de aarden afdekking (§8.5.7.2 [HS-8]).

De matrix die zal worden aangewend bij de opvulling van de *inspectieruimte* aan het eind van deze fase (sluiting) moet nog worden ontwikkeld⁴². Het opvulmateriaal van de inspectieruimte dient een hoge hydraulische geleidbaarheid te bezitten opdat een eventueel badkuipeffect vermeden zou worden én opdat radionucliden zich zouden kunnen verspreiden in dit materiaal (dispersie) en aldus de sorptiecapaciteit ervan benutten tijdens hun advectief transport in een gescheurd systeem (na 1 000 jaar, zie §14.3.2.6.4).

De bijkomende zetting ten gevolge van de *sluiting* van het bergingssysteem (opvulling van de inspectieruimte en van de inspectiegalerij) is beperkt tot 2 à 5 mm; de bijkomende differentiële zetting door het opvullen van de inspectieruimte van één welbepaalde module is maximaal 1 mm (Annex 6 van [OD-120]). Een dergelijke zetting zou geen effect mogen hebben op de ondoorlatende topplaat, daar zij voortvloeit uit de modules die een onvervormbare entiteit vormen waarop de ondoorlatende topplaat zich bevindt. Er wordt ook geen invloed op de aarden afdekking verwacht (zie §8.3.3.2 [HS-8]).

We verwachten geen nadelige mechanische effecten op de *permeabiliteit* van zowel de modules als de monolieten, omdat de mechanische drukbelasting minder dan 30% van hun karakteristieke druksterkte zal bedragen (§6.3 van Annex 4 aan [OD-166] en §8.3 van bijlage 1 aan [OD-131]). Onder deze drempel neemt de permeabiliteit aantoonbaar af, omdat de mechanische druk tot het samendrukken van poriën leidt wat aanleiding geeft tot consolidatie van het materiaal met sluiting van de initiële porositeit en de vooraf bestaande microscheurtjes – zie ook [OD-261] en [R14-51].

⁴⁰ 100% relatieve vochtigheid, geen droog/natcycli

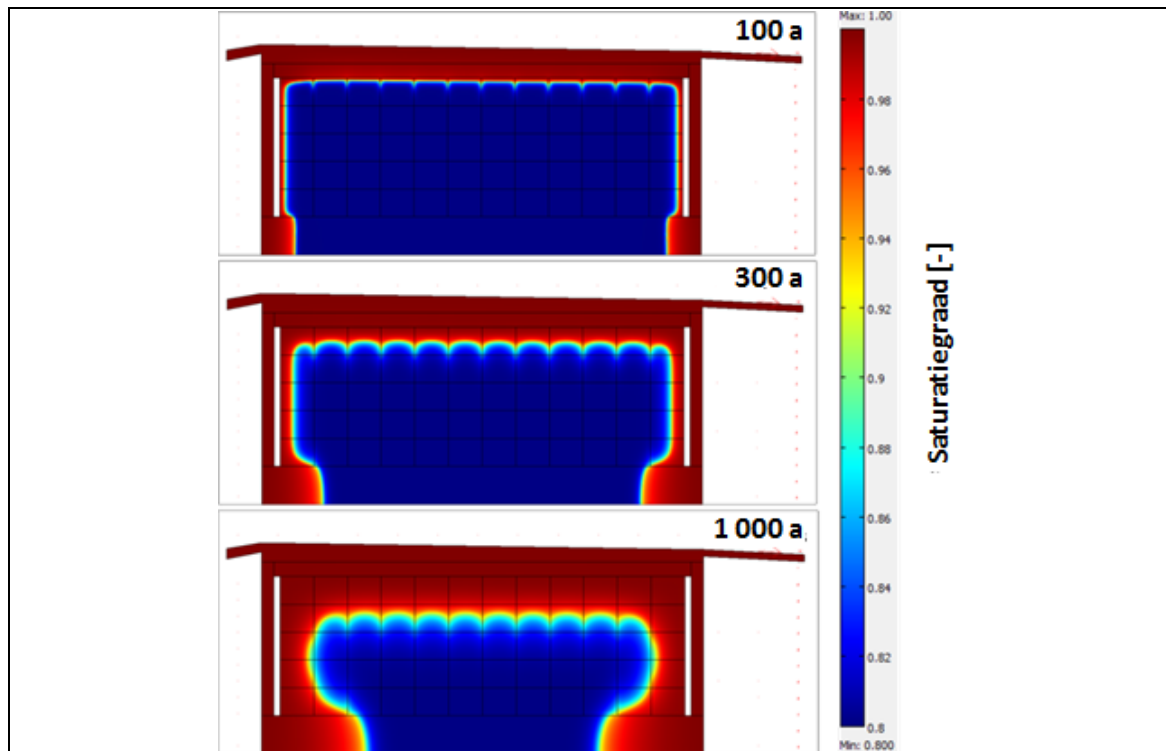
⁴¹ DR25.a ‘weerstand aan de statische belastingen’ en DR25.b ‘weerstand aan de dynamische belastingen’

⁴² De referentieoplossing voor het opvullen van de inspectieruimten is het gebruik van een CEM I-gebaseerde zogenaamde ‘grout’ (i.e. vloeibare en permeabele mortel) – zie §5.8.1 [HS-5].

14.3.2.3.2 Waterhuishouding

De initiële saturatiegraad van het beton zal ongeveer 0,8 bedragen (§14.3.2.2.2), wat overeenkomt met een interne relatieve vochtigheid van ongeveer 90% (§6 van [OD-187]). Dergelijk materiaal wordt gekenmerkt door een sterke *capillaire suctie*. De vulmortel in de caissons kan initieel een ietwat lagere saturatiegraad hebben, door het hogere gehalte aan bindmiddel (toevoeging van silica fume) en de veel lagere w/c-verhouding dan het beton (Tabel 5-5 in §5.4 [HS-5]).

Na plaatsing van de afdekking zouden het beton van de modules en later ook de monolieten *progressief* moeten evolueren naar een bijna gesatureerd systeem. Modelberekeningen (§6.6.3 van [OD-272]) tonen aan dat de ondoorlatende topplaat, de structurele topplaat en de modulewanden bijna gesatureerd zijn na ongeveer 100 jaar (bovenste deel van Figuur 14-15). Onder deze omstandigheden zal *capillaire suctie* naar verwachting de drijvende kracht blijven die de waterstroming in de cementgebonden materialen bepaalt (geleidelijke saturatie van de monolieten – zie verder §14.3.2.4.2 en §14.3.2.5.2).



Figuur 14-15: Evolutie van de saturatiegraad [-] in het bergingssysteem na exploitatiefase Ia bij een drainage van 10^{-10} m/s uit de aarden afdekking. Voor de ondoorlatende topplaat en de modulewanden werd een gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van 2×10^{-13} m/s ondersteld⁴³ en voor de monolieten 2×10^{-14} m/s (Figuur 58 uit [OD-272]).

⁴³ In §5.3.1.2.2 [HS-5] wordt een gesatureerde vloeistofpermeabiliteit van ongeveer 2×10^{-22} m² gerapporteerd, bepaald door inverse analyse op proefstukken uit de caisson-prototypes geproduceerd in 2010. Dit correspondeert met ongeveer 2×10^{-15} m/s. Rekening houdend met onzekerheden (Figuur 6 van [OD-261]) en opschalingseffecten (§5.3.1.2.3, §5.3.1.2.4 en §5.5.1.2.1 [HS-5]) werd deze waarde **in het kader van deze scoping** voorzichtigshalve vermenigvuldigd met een factor 10 voor de monolieten en met een factor 100 voor de modules en de ondoorlatende topplaat.

14.3.2.3.3 Redoxomstandigheden

Na de plaatsing van de afdekking zal het bergingssysteem evolueren naar *anoxische* omstandigheden. Zuurstof zou slechts in zeer beperkte mate kunnen binnendringen via het drainagesysteem, zodat de atmosfeer in de modules niet meer wordt aangevuld.

In de monolieten verwachten we *reducerende* omstandigheden, daar de resterende zuurstof opgebruikt zal worden door corrosie van ijzer en reactie met hoogovencement. Depletie van zuurstof uit de monolieten (en bijgevolg ook uit het afval) is gunstig aangezien dit alle lokale corrosieprocessen van de stalen vaten en de (bio)degradatie van organisch afval sterk zal beperken (§3 van [OD-187]).

14.3.2.3.4 Relevante degradatieprocessen

Na de plaatsing van de aarden afdekking zal de temperatuur in het bergingssysteem naar verwachting vrij constant blijven rond 10°C, de gemiddelde omgevingstemperatuur op de bergingsite.

Voor de meeste cementgebonden componenten zou de kinetische constante van *carbonatatie* na plaatsing van de afdekking zeer snel moeten evolueren naar waarden dicht bij nul (§5.3.2.6.1 [HS-5]), gelet op

- de hoge relatieve vochtigheid van de omgeving (het omgevende zand heeft een relatieve vochtigheid van bijna 100%);
- het enorme beschikbare reactieve betonoppervlak, waardoor de koolstofdioxide in de modules naar verwachting snel opgebruikt zal worden (geen of zeer beperkte verversing van interne atmosferische CO₂; relatieve vochtigheid > 80%).

Noch voor de modules, noch voor de monolieten zal het carbonatatiefront de wapeningsstaven bereiken tijdens deze fase – zie Tabel 5-4 in §5.3.2.6.1 [HS-5].

Aangezien het beton aan het oppervlak (100% relatieve vochtigheid) van de buitenwanden van de modules naar verwachting snel gesatureerd zal zijn (§14.3.2.3.2) en ook de zuurstof in het bergingssysteem zal opraken (§14.3.2.3.3), zal de snelheid van alle *corrosieprocessen* zeer laag blijven [R14-52]. De corrosie van de hijsankers van de monolieten in de gecarbonateerde zone zou geen scheuren mogen veroorzaken in het licht van de beperkte carbonatatie diepte (ongeveer 5 mm) [R14-50].

Carbonatatie onder *ingegraven omstandigheden* blijft tijdens deze fase dan ook het enige belangrijke proces. De evolutie van de mechanische toestand van beton tot aan het einde van deze fase (100 jaar) zal dan ook geen negatieve gevolgen hebben voor de transporteigenschappen, met name de permeabiliteit.

Aangezien de afdekking en de modules hun integriteit zouden moeten behouden, zou de waterinsijpeling naar de zandcementophoging toe verwaarloosbaar moeten zijn (i.e. te laag om materiaal uit te logen uit de zandcementophoging). Gezien de hoge relatieve vochtigheid die in de zandcementophoging heerst (> 99%), wordt verwacht dat ook de carbonatatie daar verwaarloosbaar zal zijn.

14.3.2.3.5 Het afval in de monolieten

Volgens de criteria die door NIRAS worden opgelegd voor de tussentijdse opslag zouden afvalcolli in principe⁴⁴ hun *integriteit* moeten behouden (zie ook §14.3.1.3).

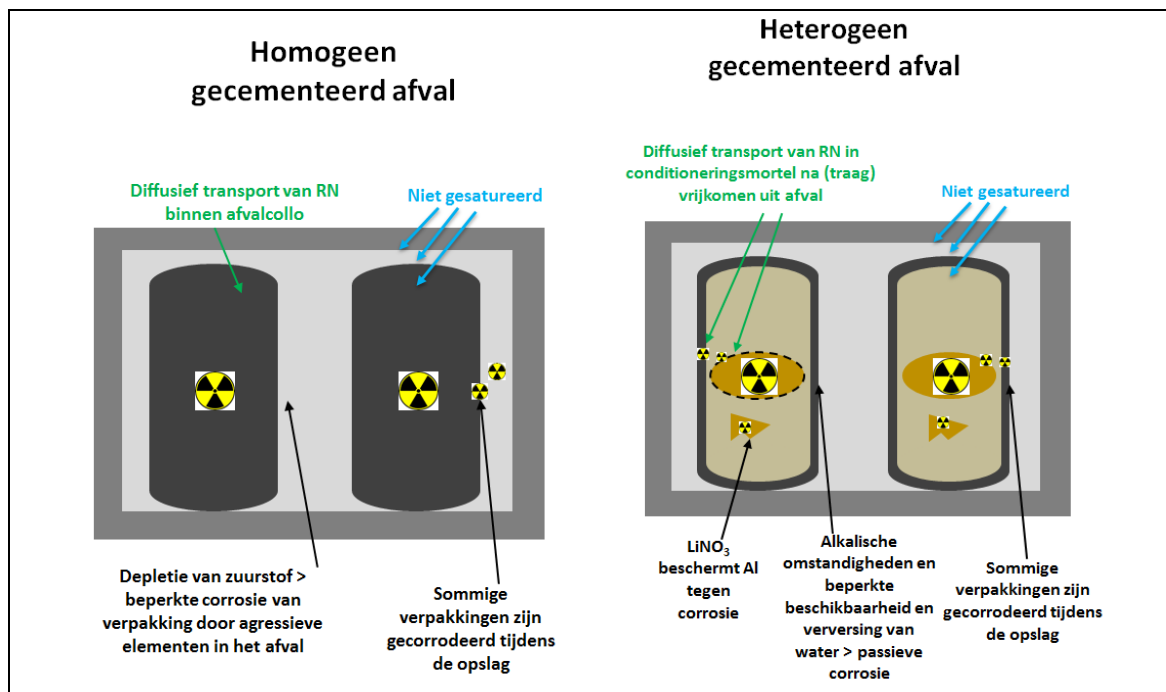
⁴⁴ Bij een beperkt aantal afvalcolli in opslag werden lokale corrosie en defecten als gevolg van chemische reacties vastgesteld.

Zodra de saturatiegraad in het bergingssysteem hoog genoeg is om (eventuele⁴⁵) degradatieprocessen in gang te zetten in afvalcolli (type I/II monolieten) of bulkafval (type III monoliet), zouden dergelijke reacties zeer traag moeten verlopen, daar

- het transport van reagentia en reactieproducten verwacht wordt *diffusiegecontroleerd* te zijn in afwezigheid van doorgaande scheuren en bij een beperkte waterinsijpeling in de modules;
- de lage *hydraulische geleidbaarheid* van de cementgebonden barrières (beton van de caisson en vulmortel – zie §5.3.1.2.4 en §5.4.1.2.1 [HS-5]) aanleiding zal geven tot een beperkte mobiliteit van water, zelfs onder hoge capillaire suctie. Bijgevolg zal de verversing van water (nodig als solvent en/of reagens) op een zeer laag niveau worden gehouden.

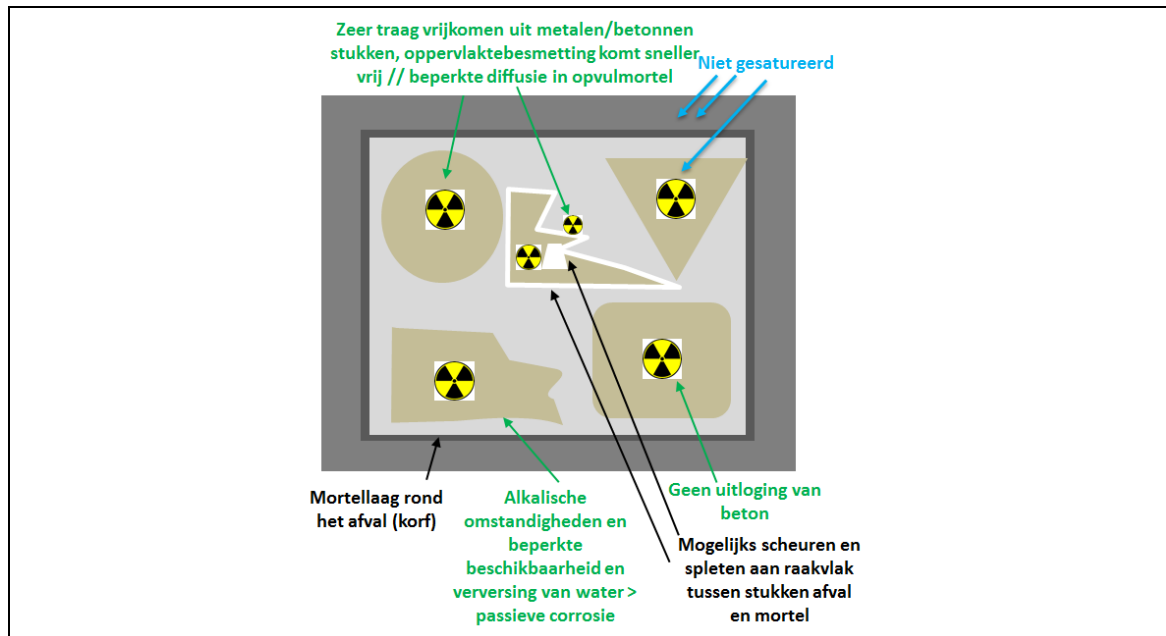
De beperkte beschikbaarheid en verversing van water (quasi-statische omstandigheden) zou de kinetiek van verouderingsprocessen in de monolieten en in het afval erg laag moeten houden [R14-53][R14-54][R14-55][R14-56] en in ieder geval voldoende laag om de integriteit van de monolieten niet te schaden⁴⁴ (zie ook §5.3.2.10 [HS-5]).

Figuur 14-16 en Figuur 14-17 geven een schematisch overzicht van de evolutie van respectievelijk type I/II en type III monolieten gedurende deze fase.



Figuur 14-16: Evolutie van type I en II monolieten met homogeen (links) en heterogeen (rechts) gecementeerd afval, gedurende de fasen 50 – 100 jaar // 100 – 350 jaar (RN: radionucliden).

⁴⁵ Afvalacceptatiecriteria voor homogeen geconditioneerd afval omvatten stabiliteit onder water, om er in zekere mate voor te zorgen dat andere kunstmatige barrières niet worden beïnvloed door nadelige processen in het afval.



Figuur 14-17: Evolutie van type III monolieten met betonnen/metalen stukken, gedurende de fasen 50 – 100 jaar // 100 – 350 jaar.

14.3.2.3.6 Chemische toestand

Aan het einde van deze fase zou het beton van de modules en van de monolieten zich in toestand I moeten bevinden (opnieuw met uitzondering van de dunne gecarbonateerde laag), terwijl de vulmortel van de monolieten zich, in afwezigheid van uitloging, nog steeds in het begin van toestand III bevindt, waarbij de sorptiewaarden voor toestand II het meest representatief blijven (§5.4.1.2.5 [HS-5]; §14.3.6.1.18). Zoals gesteld in §14.3.2.2.5 zal de toestand in het afval afhankelijk zijn van het type cement dat bij de conditionering is gebruikt.

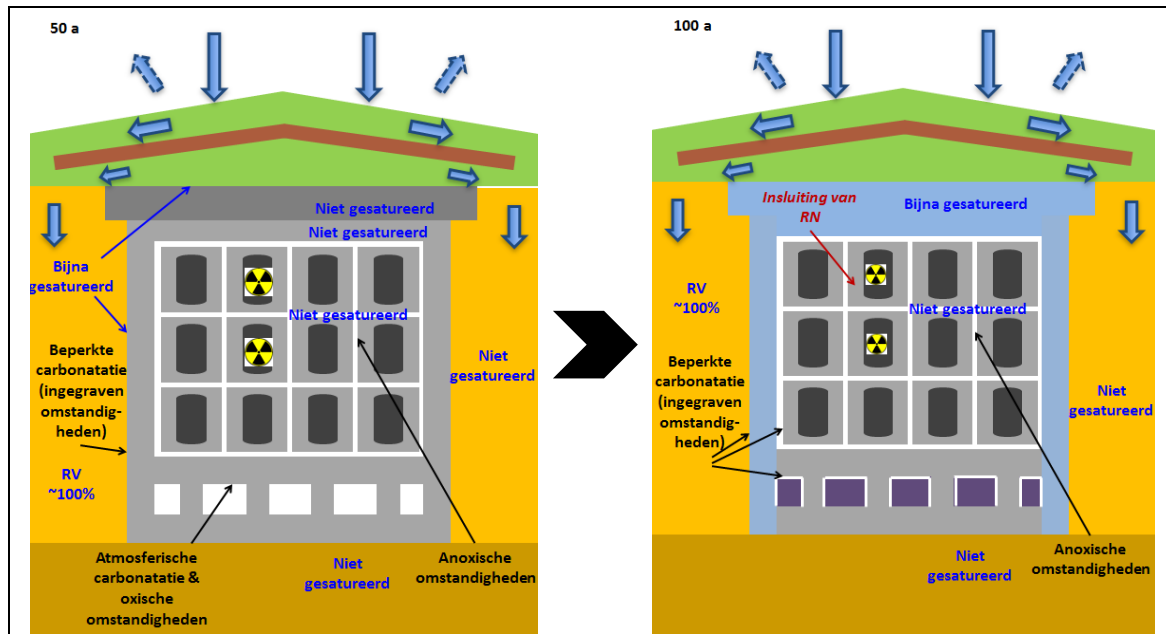
De zandcementophoging (CEM III/C) bevindt zich in toestand II.

14.3.2.3.7 Overzicht

Figuur 14-18 geeft een overzicht van de evolutie van het bergingssysteem tijdens deze fase. Naar verwachting zal de fysieke integriteit van de afdekking tijdens deze fase gegarandeerd zijn. Hierdoor zou de waterhuishouding in modules en de monolieten bepaald worden door *capillaire suctie*, wat in combinatie met een lage effectieve hydraulische geleidbaarheid de waterstroming beperkt.

Het enige belangrijke proces zou *carbonatatie onder ingegraven omstandigheden* (hoge relatieve vochtigheid en/of depletie van CO₂) zijn. De wapeningen zouden gepassiveerd moeten blijven (geen verlies van integriteit).

Processen in het afval en radionuclidentransport zullen hoofdzakelijk *diffusiegecontroleerd* blijven.



Figuur 14-18: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase 50 – 100 jaar (exploitatiefase Ib en sluitingsfase II). RV: relatieve vochtigheid; RN: radionucliden.

14.3.2.4 Fase 100 – 350 jaar (Fase III: nucleaire reglementaire controlefase)

De argumenten die in §14.3.2.3 werden aangehaald met betrekking tot de evolutie van het bergingssysteem zijn evenzeer van toepassing voor de nucleaire reglementaire controlefase.

14.3.2.4.1 Mechanische toestand

De mechanische toestand is naar verwachting dezelfde als voor de fase 50-100 jaar (§14.3.2.3.1).

14.3.2.4.2 Waterhuishouding

De ondoorlatende topplaat, de structurele topplaat, de modulewanden en een deel van de buitenste monolieten zullen naar verwachting *bijna gesatureerd* zijn. In deze fase zullen de buitenste monolieten geleidelijk verder satureren (middelste gedeelte van Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2).

Omdat de waterinsijpeling in de modules nog steeds beperkt wordt door de afdekking en omdat er in fijn grind weinig capillaire suctie is, zijn de tussenruimten tussen de monolietstapels en tussen de buitenste monolieten en modulewand niet gesatureerd en vormen deze een diffusiebarrière.

14.3.2.4.3 Redoxomstandigheden

Tijdens de sluiting aan het eind van de vorige fase zullen de inspectieruimten en de inspectiegalerijen worden opgevuld om zo de uitwisseling tussen de omgeving en de binnenkant van de modules nog verder te beperken. Vanaf dit ogenblik verwachten we *anoxische* omstandigheden in het volledige bergingssysteem – dus niet alleen in de monolieten (§14.3.2.3.3).

14.3.2.4.4 Relevante degradatieprocessen

Van de afdekking wordt nog steeds verwacht dat ze de waterinsijpeling in de modules beperkt en ingegraven omstandigheden oplegt aan de onderliggende SSC's. Na sluiting wordt bovendien een

volledige *depletie* van koolstofdioxide verwacht in de modules (te meer omdat de CO₂-concentratie naar verwachting al vóór het opvullen bij sluiting heel laag was).

Hierdoor zou de *carbonatatie* van de cementgebonden componenten vrijwel stilvallen (zie §5.3.2.6.1 [HS-5]). Bijgevolg zou het carbonatatiefront op het einde van de nucleaire reglementaire controlefase de wapeningsstaven van geen enkele kunstmatige barrière hebben bereikt (Tabel 5-4 in §5.3.2.6.1 [HS-5]).

Onder anoxische omstandigheden (§14.3.2.4.3) zal de *anaerobe corrosie* van de wapening zeer traag verlopen, à rato van enkele nanometer per jaar [R14-57][R14-58]. Bij zulke lage corrosiesnelheden zouden geen beschadigingen mogen optreden [R14-43] [OD-206].

Door de verwachte afwezigheid van carbonatatie en zuurstof zou ook de corrosie van de hijsankers van de monolieten in de gecarbonateerde zone geen scheuren mogen veroorzaken (zeer dunne gecarbonateerde betonlaag [R14-50]).

14.3.2.4.5 Het afval in de monolieten

Fysicochemische verouderingsprocessen in het afval zullen nog steeds zeer traag zijn, omdat ze voornamelijk diffusiegecontroleerd blijven. Zoals aangehaald in §14.3.2.3.3, zou de afwezigheid van zuurstof ertoe moeten leiden dat het verouderingsproces van organisch afval zeer traag verloopt. Er worden geen nadelige gevolgen voor andere kunstmatige barrières verwacht.

Figuur 14-16 en Figuur 14-17 (§14.3.2.3.5) blijven ook in deze fase representatief voor de evolutie van respectievelijk type I/II en type III monolieten.

14.3.2.4.6 Chemische toestand

Zoals in de vorige fasen, en opnieuw met uitzondering van de gecarbonateerde laag, zou het beton van de modules en van de monolieten zich bevinden in toestand I en de vulmortel van de monolieten in het begin van toestand III, waarbij de sorptiewaarden voor toestand II het meest representatief blijven (§5.4.1.2.5 [HS-5]; §14.3.6.1.18). In het afval heerst toestand I of II afhankelijk van het bij de conditionering gebruikte type cement.

De zandcementophoging bevindt zich in toestand II.

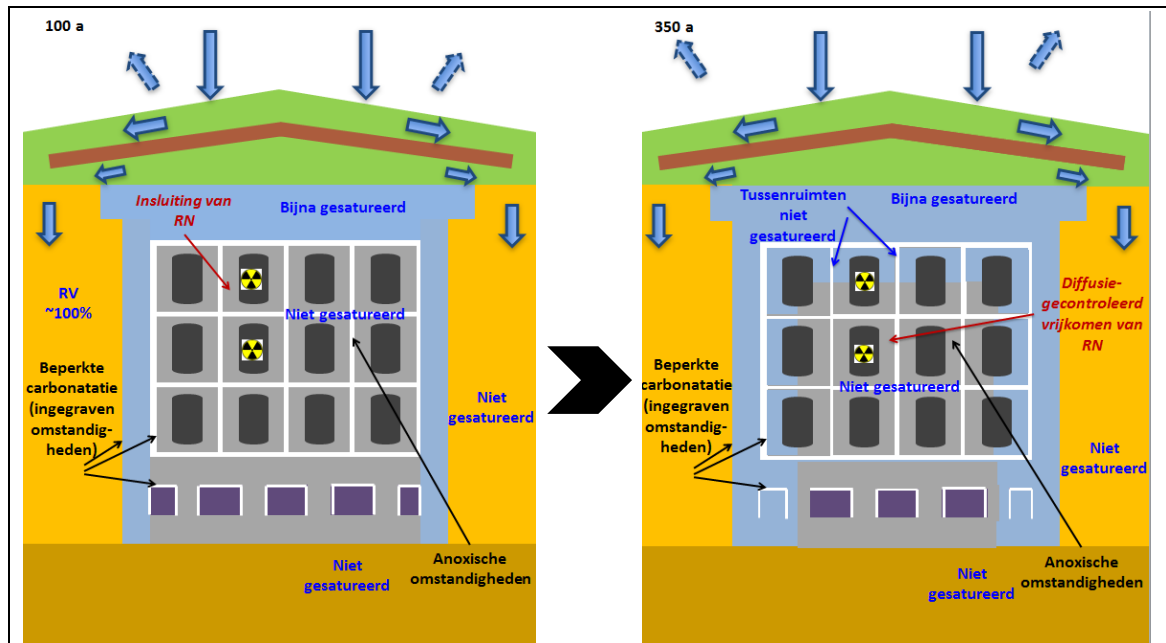
14.3.2.4.7 Overzicht

Samengevat zouden de afdekking, de modules en de monolieten hun integriteit nog steeds behouden:

- De *carbonatatiesnelheid* is quasi nul voor alle cementgebonden kunstmatige barrières en uitloging komt niet tussen in de betondegradatie (quasi-statische omstandigheden, zeer beperkte waterinsijpeling aan de buitenwanden van de modules).
- Ook op het einde van de nucleaire reglementaire controlefase wordt de *corrosie*-initiatiefase niet bereikt (wapeningsstaven nog altijd in een passieve toestand, geen scheurtjes als gevolg van corrosie).

Transport van radionucliden in de monolieten, bij defecte primaire colli (zie §14.3.2.3.5) en voor type III monolieten (gecementeerd bulkafval), zal naar verwachting voornamelijk *diffusiegecontroleerd* verlopen.

Figuur 14-19 geeft een overzicht van de evolutie van het bergingssysteem tijdens deze fase.



Figuur 14-19: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase 100 – 350 jaar (nucleaire reglementaire controlefase). RV: relatieve vochtigheid; RN: radionucliden.

14.3.2.5 Fase 350 – 1 000 jaar (fase IV)

14.3.2.5.1 Mechanische toestand

Het sleutelement dat de evolutie van de onderliggende kunstmatige barrières bepaalt, is de *aarden afdekking*. Aangezien er na 350 jaar niet meer vertrouwd kan worden op controles en remediërende maatregelen indien de afdekking beschadigd raakt, kunnen de volgende processen de integriteit van de aarden afdekking beïnvloeden (§5.2.2 [HS-5]): seismische belasting, regen- en winderosie, fysische aantasting van de bodem, perturbatie door flora en fauna en bodemvorming.

Op basis van een evaluatie van de stabiliteit van de aarden afdekking onder *seismische belasting* verwachten we in de eerste 1 000 jaar geen degradatie van de aarden afdekking vanwege seismische belasting en dus ook geen invloed op erosieprocessen (§5.2.2.2 [HS-5]).

Tijdens de eerste 350 jaar zal de aarden afdekking begroeid zijn met gras. Na deze periode zal de begroeiing zonder actief onderhoud naar verwachting evolueren naar de *(semi)natuurlijke vegetatie* in de omgeving (grasland, bos – zie §4.10.2 en §4.10.3 [HS-4]). Archeologische analogen tonen aan dat begroeiing aanzienlijk bijdraagt tot de bescherming tegen erosie en geulvorming (hoofdstuk 6 van [OD-065]).

Aangezien we in de toekomst warmere en drogere zomers verwachten (§4.4.3.1 [HS-4]), is het niet uitgesloten dat de begroeiing op de afdekking bij momenten (lokaal) verdwijnt. Dit kan leiden tot overgangssituaties die *tijdelijk* bodemerosie mogelijk maken. Daarnaast is het mogelijk dat de aarden afdekking door bomen wordt gekoloniseerd. In dat geval kunnen meteorologische gebeurtenissen zoals stormen bomen ontwortelen, waardoor het bovenste deel van de aarden afdekking beschadigd raakt (dominant degradatiemechanisme bij natuurlijke analogen – zie §6.3.4 van [OD-065]). *Bodemerosie*

(droge zomers) of schade (omvallende bomen) treffen het bovenste deel en de zijkanten van de aarden afdekking. De omvang van de schade kan hoger zijn aan de zijkanten.

Bovenop de modules bedraagt de helling van de afdekking slechts 5%, waardoor weinig tot geen oppervlakkige afstroming zal optreden, die zich zou kunnen kanaliseren en tot *geulvorming* leiden. Wel zouden op het steilere deel van de afdekking (ophoging aan de zijdes) geulen kunnen ontstaan.

Studies hebben aangetoond dat de effecten van *regen- en winderosie* getemperd kunnen worden voor een voldoende dikke afdekking [R14-42]. In onze huidige en in de toekomst mogelijke klimaats- en omgevingsomstandigheden verwachten we dat regenerosie een grotere invloed zal hebben dan winderosie (§5.2.2.1.1 [HS-5]). Omdat de modules zich boven het oppervlak bevinden, kan de biologische laag niet voldoen aan de vereisten van Bijlage A van NUREG-1623 [R14-42] vanwege de helling die aan de zijkanten vereist is [R14-59]. Echter moet de biologische laag eerst geërodeerd worden vooraleer de tweede laag (de bio-intrusie laag) een rol speelt in dit proces; en

- het geactualiseerde ontwerp van de *bio-intrusie laag* voldoet, conform DR9.e ‘trage erosiesnelheid’ (§8.5.7.2 [HS-8]), aan de vereisten in Bijlage D van NUREG-1623 [R14-42], die de stabiliteit van de afdekking gedurende een periode van 1 000 jaar verbeteren (zie §5.2.2.1.1 [HS-5]) [R14-59]. Dit wordt opgelegd in de ontwerpvereisten (DR9.e ‘trage erosiesnelheid’ in §8.5.7.2 [HS-8]).
- waar de biologische laag weggeërodeerd werd, zou de ontwikkeling van enige *vegetatie* op de bio-intrusie laag verwacht worden (er zijn voorbeelden van de ontwikkeling van vegetatie op grindbanken bij de Maas en op extensieve groendaken [R14-60]), hoewel de evapotranspiratie beperkt zou zijn omdat deze laag grote openingen heeft en omdat het water dat door het grind valt niet onderhevig is aan capillariteit (zie §2.2.2.2.5 van [R14-61]).

De onderste (60 cm dikke) *gecompacteerde kleilaag* in de afdekking wordt beschermd door een GCL en meer dan 2 meter aan grond, bio-intrusiemateriaal, zand en klei (zie §8.5.7.4 [HS-8]), waardoor

- ze zich op grotere diepte bevindt dan de gebruikelijke diepten die onderhevig zijn aan droog/natcycli⁴⁶. We verwachten bijgevolg geen uitdroging van de (onderste) gecompacteerde kleilaag in de aarden afdekking;
- het onwaarschijnlijk is dat wortels deze kleilaag zullen beschadigen (§5.2.2.1.3 [HS-5]), aangezien beworteling grotendeels beperkt blijft tot de biologische laag;
- vermeden wordt dat deze kleilaag aan vorst wordt blootgesteld (minimale dikte van de bovenliggende lagen die hiervoor nodig is, bedraagt ongeveer 0,5 m (§4.4.2.5 [HS-4])).

Ook het volledig dichtslibben van de *drainagelaag* boven de ondoorlatende topplaat is onwaarschijnlijk (§5.2.2.1.2 [HS-5]) door de aanwezigheid van geotextielen en het opleggen van filtercriteria (i.e. onderlinge afstemming van de granulometrieën van het zand en de klei).

In deze omstandigheden zou de aarden afdekking tot 1 000 jaar haar beschermende rol moeten blijven spelen, in het bijzonder bij het verzekeren van *ingegraven omstandigheden* voor de modules en ondoorlatende topplaat (zie ook §5.2.2.3 [HS-5]).

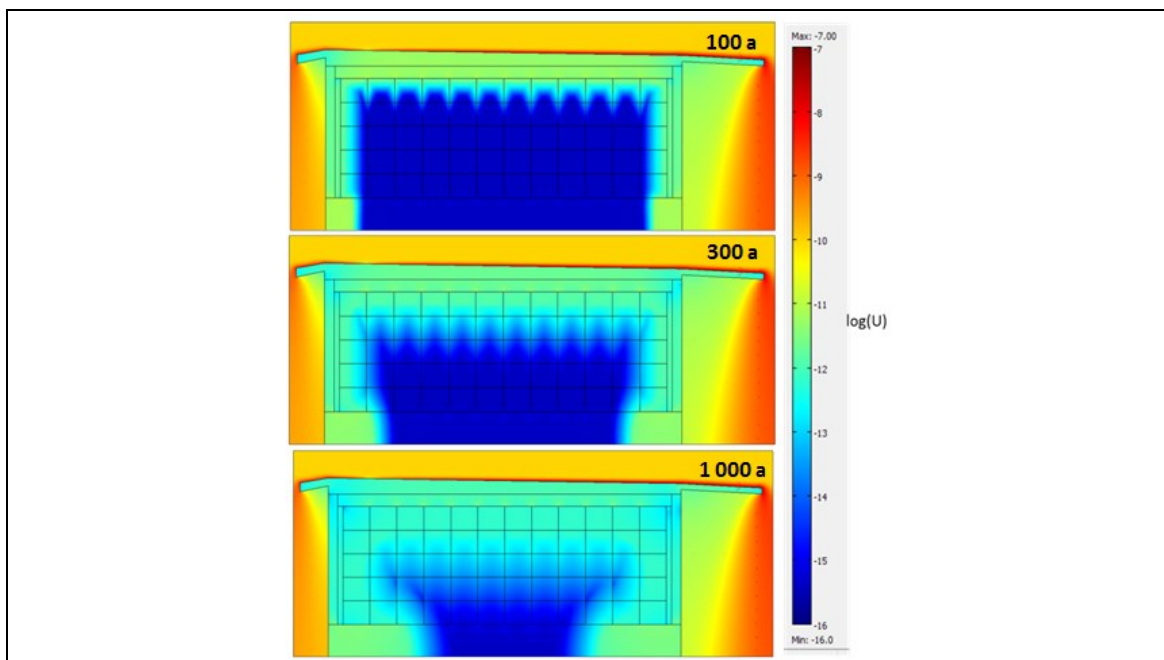
⁴⁶ 0,45 m bij bescherming door een membraan; 1 – 1,5 m voor een klei liner die niet afgedekt is door een membraan – zie §2.3.2.2.1 en §2.5.2.6 van [R14-61]

De *ondoortalende topplaat* zou de modules zeer efficiënt moeten blijven beschermen tegen insijpelend water, zelfs al zouden bepaalde componenten van de aarden afdekking minder goed presteren (en hogere drainage toelaten dan verwacht). De referentieoplossing voor de ondoortalende topplaat is een staalvezelbeton (§5.5 [HS-5]):

- de lage verwachte *mechanische belasting* van de ondoortalende topplaat is eigen aan het ontwerp: ze is structureel onafhankelijk van de onderliggende structuren; de enige wisselwerking is door wrijving;
- een analyse van het effect van *seismische belasting* op (onder meer) de ondoortalende topplaat werd uitgevoerd: in de berekening worden er bij een DBE350 geen scheuren gevormd in de ondoortalende topplaat (DR12.a ‘weerstand aan de DBE350’ in §8.5.7.2 [HS-8]) waarbij opgemerkt wordt dat het model scheuren rapporteert vanaf 0,1 mm.

14.3.2.5.2 Waterhuishouding

In de veronderstelling dat de afdekking de modules blijft beschermen tegen waterinsijpeling, zou de tijd die vereist is voor resaturatie van het volledige bergingssysteem meer dan 1 000 jaar bedragen, terwijl de bovenste laag en buitenste stapels monolieten sneller naar een bijna gesatureerde toestand zouden evolueren (Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2). De tussenruimten tussen de monolietstapels zullen ongesatureerd blijven. Tijdens de periode van resaturatie is de *waterflux* uit het systeem laag: 10^{-16} m/s bij een drainage van 10^{-10} m/s uit de aarden afdekking en een gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van de ondoortalende topplaat van 2×10^{-13} m/s (Figuur 14-20), waardoor de eventuele migratie van radionucliden naar de omgeving heel sterk diffusiegedomineerd is.



Figuur 14-20: Evolutie van de waterstroming (flux U [m/s]) in het bergingssysteem bij een drainage van 10^{-10} m/s uit de aarden afdekking. Voor de ondoortalende topplaat en de modulewanden werd een gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van 2×10^{-13} m/s ondersteld en voor de monolieten 2×10^{-14} m/s (zie §14.3.2.3.2).

14.3.2.5.3 Redoxomstandigheden

In de veronderstelling dat de aarden afdekking ingegraven omstandigheden blijft verzekeren, zodat tot 1 000 jaar geen lucht in het bergingssysteem binnendringt, zouden in het bergingssysteem nog steeds *anoxische* omstandigheden heersen. Het water dat in zeer beperkte mate insijpelt, is arm aan zuurstof wanneer het de modules bereikt (zie §3.2.1, §3.2.3 en §3.3.3.1 van [OD-065]).

14.3.2.5.4 Relevante degradatieprocessen

Gegeven de beschouwingen met betrekking tot de *aarden afdekking* in §14.3.2.5.1, zou deze er in de fase tot 1 000 jaar moeten voor zorgen dat de *carbonatatie* van alle onderliggende cementgebonden barrières zeer traag blijft verlopen, zeker binnenin de modules.

- Het carbonatatiefront zal de wapeningsstaven ook na 1 000 jaar nog niet hebben bereikt, waardoor deze dan ook *gepassiveerd* zouden moeten blijven.
- In deze fase zou de *vulmortel* van de monolieten geen carbonatatie mogen ondergaan.
- De carbonatatie diepte in de *monolieten* (enkele mm – zie Tabel 5-4 in §5.3.2.6.1 [HS-5]) zou nog steeds te laag zijn om scheuren te veroorzaken als gevolg van de corrosie van de hijsankers.

Net zoals voor het klassiek gewapende beton van de modules verwachten we dat ook de evolutie van de *ondoorlatende topplaat* (vezelbeton) bepaald wordt door carbonatatie. De carbonatatiesnelheid zal sterk, maar niet uitsluitend, afhangen van de evolutie van de saturatiegraad van het beton. Onder ingegraven omstandigheden (zeer hoge relatieve luchtvochtigheid) zal de carbonatatie diepte na 1 000 jaar geen invloed hebben op het functioneren van de ondoorlatende topplaat (§5.5.1.3 [HS-5]).

Daar het verlies van integriteit van de ondoorlatende topplaat uit vezelversterkt beton niet wordt bepaald door de initiatie- en propagatiefase van de corrosie van de wapeningsstaven (zoals bij klassiek gewapend beton), zal de *levensduur* ervan naar verwachting een periode van ten minste 1 000 jaar bedragen (en die periode overschrijden) onder ingegraven omstandigheden (§5.5.1.3 [HS-5]).

De materialen gebruikt in de aarden afdekking moeten *compatibel* zijn met de cementgebonden componenten, en in het bijzonder met de ondoorlatende topplaat (zie §5.5.2 [HS-5]). Hierdoor verwachten we geen aanzienlijke chemische degradatie.

Falen door *tertiaire krimp* zou dan pas na meerdere duizenden jaren optreden [R14-62] onder een belasting van minder dan ~ 40% van de druksterkte (wat hier het geval is, zie §6.3 van Annex 4 aan [OD-166] en §8.3 van bijlage 1 aan [OD-131]). Zelfs mét carbonatatie vormt tertiaire krimp geen bedreiging voor de integriteit van kunstmatige barrières over tijdschalen tot 1 000 jaar, aangezien het gekenmerkt zou worden door zeer trage kinetica als gevolg van de omgevingsomstandigheden.

Zolang de betonnen kunstmatige barrières hun integriteit behouden, zou ook geen degradatie van de *zandcementophoging* optreden (verwaarloosbare waterinsijpeling). Hoe dan ook zou degradatie van de zandcementophoging geen negatief effect hebben op haar draagvermogen: vanuit mechanisch standpunt is het cement strikt genomen alleen nodig tijdens de constructiefase van de bergingsinstallatie.

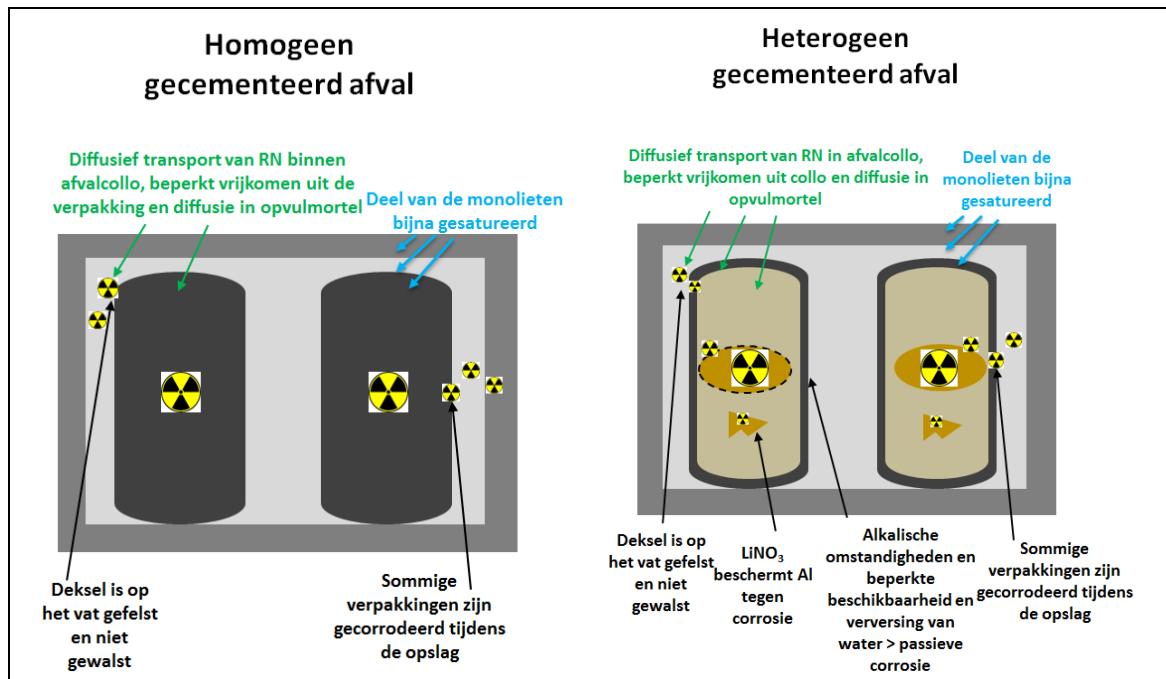
14.3.2.5.5 Het afval in de monolieten

Daar de waterinsijpeling nog steeds verwacht wordt zeer beperkt te zijn (functionerende ondoorlatende topplaat – §14.3.2.5.1) en de modules en monolieten nog steeds hun integriteit zouden moeten behouden

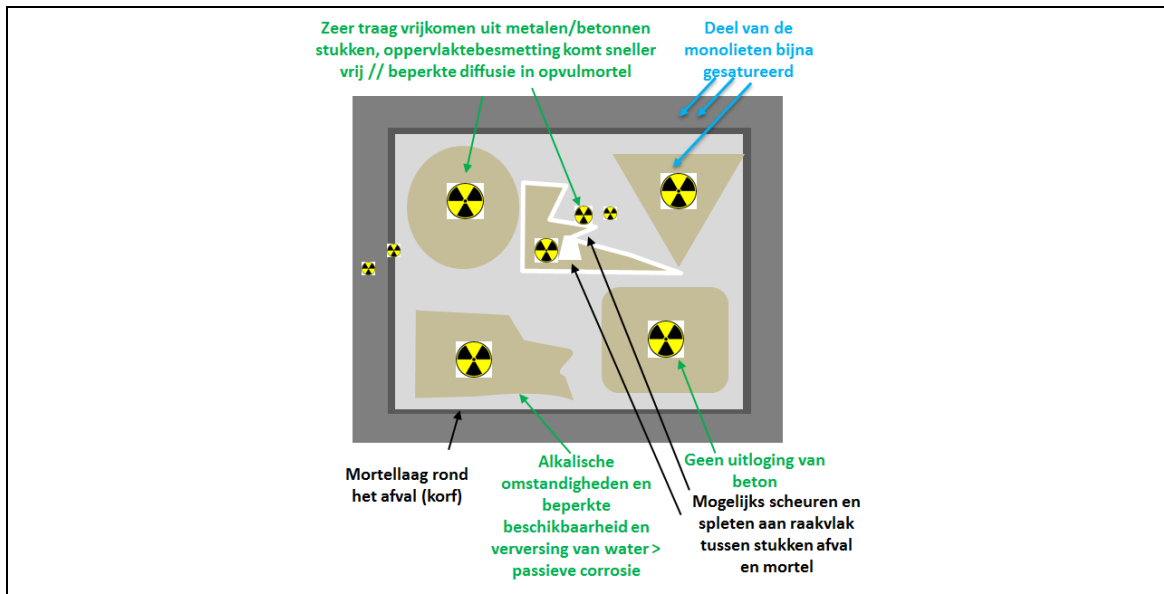
(§14.3.2.5.4), zou het transport van radionucliden die mogelijks vrijkomen uit het afval overwegend diffusiegecontroleerd verlopen. Onder die omstandigheden zou er geen merkbaar verschil zijn tussen de gesatureerde bovenste en buitenste stapels en de niet-gesatureerde monolieten (diffusiecoëfficiënten zijn vergelijkbaar bij 80% en 100% saturatie [R14-63][R14-64] – zie ook §14.3.6.1.17).

Zelfs voor de bijna gesatureerde monolieten zal, aangezien er geen positieve waterkolomdruk te verwachten is, het verouderingsproces ook tijdens deze fase zeer traag verlopen en geen gevolgen hebben voor de integriteit van de monolieten (§4 en §5 van [OD-187]). De vaten van gegalvaniseerd staal die bij berging intact zijn, zouden nog steeds een efficiënte *fysieke barrière* moeten vormen die het vrijkomen vanuit het afval aanzienlijk beperkt (zeer lage passieve corrosiesnelheid ($\ll 1 \mu\text{m/a}$); wanddikte van 1,5 mm) – zie §4.1 van [OD-187].

Figuur 14-21 en Figuur 14-22 geven een schematisch overzicht van de evolutie van respectievelijk type I/II en type III monolieten gedurende deze fase.



Figuur 14-21: Evolutie van type I en II monolieten met homogeen (links) en heterogeen (rechts) gecementeerd afval, gedurende de fase 350 – 1 000 jaar (RN: radionucliden).



Figuur 14-22: Evolutie van type III monolieten met betonnen/metalen stukken, gedurende de fase 350 – 1 000 jaar.

14.3.2.5.6 Chemische toestand

Aan het einde van deze fase zou het beton van de modules en van de monolieten achter het carbonatatiefront en in afwezigheid van uitloging zich in toestand I moeten bevinden [R14-65][R14-66]; de vulmortel van de monolieten in het begin van toestand III, waarbij de sorptiewaarden voor toestand II het meest representatief blijven (§5.4.1.2.5 [HS-5]; §14.3.6.1.18); het afval – afhankelijk van het bij de conditionering gebruikte cementtype – in toestand I of II en de zandcementophoging in toestand II.

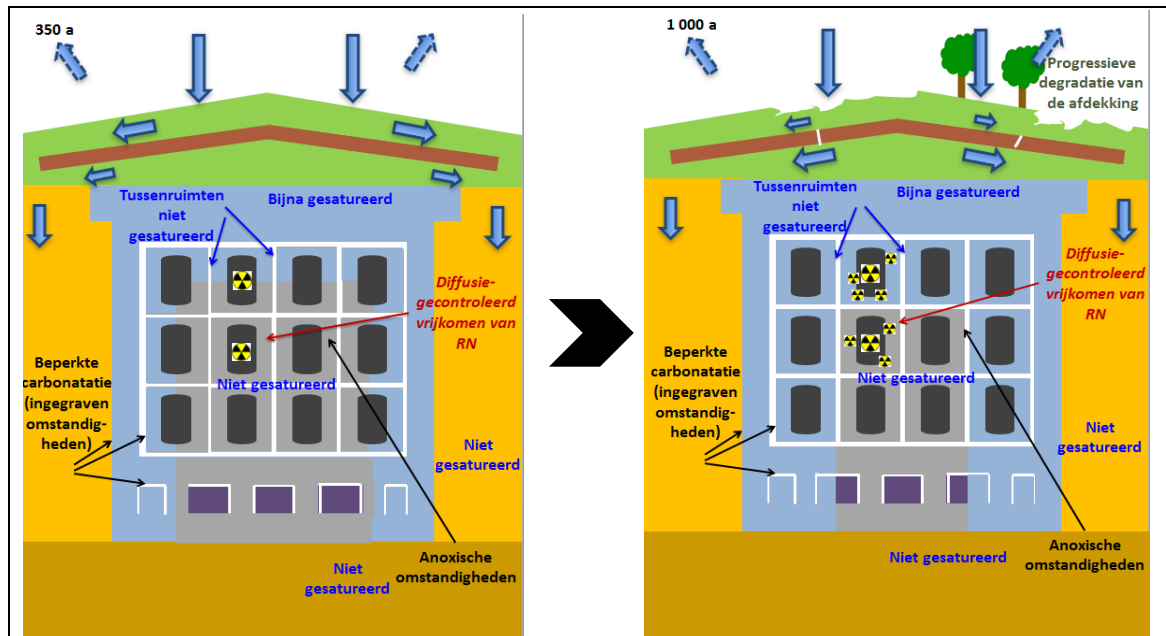
Het sorptievermogen zou bijgevolg tot 1 000 jaar hoog moeten blijven (een groot deel van de initiële hoeveelheid C-S-H is nog steeds aanwezig).

14.3.2.5.7 Overzicht

Tot 1 000 jaar zal *carbonatatie* naar verwachting nog geen kritiek proces zijn dat potentieel leidt tot een verlies van integriteit van kunstmatige barrières. Hierdoor zou de zandcementophoging goed beschermd moeten blijven.

(Voornamelijk diffusiegecontroleerde) afvalverouderingsprocessen zouden de kunstmatige barrières niet mogen verstoren. De *monolieten* zouden nog steeds een efficiënte barrière moeten vormen tegen het vrijkomen van de radionucliden (hoog sorptievermogen; geen scheurtjes; voornamelijk diffusiegecontroleerd transport).

Figuur 14-23 geeft een overzicht van de evolutie van het bergingssysteem tijdens deze fase.



Figuur 14-23: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase 350 – 1000 jaar. RN: radionucliden.

14.3.2.6 Fase na 1000 jaar, tot enkele duizenden jaren (fase Va en Vb)

Gelet op de talrijke mogelijke gebeurtenissen (en hun interactie) die kunnen plaatsvinden en de bestaande heterogeniteiten, zal het bergingssysteem op zeer lange termijn naar verwachting op een niet-lineaire manier evolueren. Bijgevolg zouden meerdere evolutietrajecten van het bergingssysteem even aannemelijk zijn en tot vele mogelijke scenario's leiden. Belangrijk daarbij is dat we *geen abrupt verlies van mechanische eigenschappen* verwachten – er kon geen proces of gebeurtenis worden geïdentificeerd die aanleiding geeft tot een plotse, grootschalige blootlegging van de ondoorlatende topplaat en de modules.

Het feit dat de ophoging aan de zijdes in de steile delen van de afdekking meer voor erosie vatbaar is dan het gedeelte van de aarden afdekking bovenop de modules met een lichtere helling, maakt dat het bovenste gedeelte van de *modulewanden* en de *ondoorlatende topplaat* waarschijnlijk de eerste componenten zijn die lokaal blootgesteld kunnen worden aan atmosferische omstandigheden. Op dat ogenblik zullen deze componenten worden blootgesteld aan vries-dooicycli en atmosferische carbonatatie, wat niet het geval was onder ingegraven omstandigheden. Beide processen kunnen de degradatie versnellen:

- progressieve delaminatie als gevolg van *vries-dooicycli* heeft vergelijkbare gevolgen voor klassiek gewapend beton en vezelversterkt beton;
- de situatie voor degradatie door *carbonatatie* is verschillend: in tegenstelling tot klassiek gewapend beton, waar een snellere insijpeling van water kort na de degradatie van de betondekking van de wapening (4 cm) zou beginnen, zou dit bij vezelversterkt beton pas het geval zijn na degradatie van (nagenoeg) de volledige dikte ervan – dus naar verwachting later.

Zelfs indien de afdekking (lokaal) *geërodeerd* is, is er een belangrijke buffer aanwezig tussen het afval en de biosfeer: de ondoorlatende topplaat en het moduledak zijn niet onderhevig aan erosie, zodat geen directe contaminatie van de biosfeer kan optreden (behoudens bij gasvormige vrijzetting – zie §14.3.5.4).

De degradatie van de *monolieten* en *modulebasis* zou functie zijn van de beschikbaarheid van CO₂ en de evolutie naar atmosferische omstandigheden binnen de modules.

In de propagatiefase zal *actieve corrosie* van de wapeningsstaven in de modules en monolieten uiteindelijk scheuren veroorzaken in de betondekking (eerste stap van degradatie), die geleidelijk uitgroeien tot netwerken van doorgaande scheuren. Raakvlakken tussen verschillende materialen (afvalvat en vulmortel, vulmortel en caisson) zijn waarschijnlijke plaatsen voor deze scheurnetwerken. Naarmate de scheurvorming belangrijker wordt, zouden gravitatie-effecten een grotere rol gaan spelen in de waterstroming [R14-67].

Het *evolutionaire pad* van het systeem kan verschillen afhankelijk van:

- de omvang van de erosie (wordt enkel de ondoorlatende topplaat, of ook de modulewanden, blootgesteld aan atmosferische omstandigheden?);
- het relatieve belang van schade door vries-dooi en carbonatatie;
- de verdere evolutie van de omstandigheden binnen de modules; en
- de mechanische spanningen die in de ondoorlatende topplaat worden veroorzaakt door de degradatie van onderliggende structuren (modulewanden, monolieten,...).

In deze fase zou het wetenschappelijk ongegrond zijn om één specifiek pad van systeemevolutie naar voren te schuiven. Zowel de (inherente) *onzekerheden* over wat er zal gebeuren als de toenemende *heterogeniteit* van het bergingssysteem (van plaats tot plaats verschillende evolutie) vormen hiervoor belangrijke redenen. Over deze tijdschalen worden lokale afwijkingen van de beoogde performantie van de kunstmatige barrières hoe langer hoe waarschijnlijker, waardoor de heterogeniteit in het systeem vergroot en voorspellingen zeer onbetrouwbaar worden. Aangezien de onzekerheden rond het tijdstip van optreden van gebeurtenissen en processen – en hierdoor ook de evolutie van de waterhuishouding in de bergingsinstallatie (waterinsijpeling) – toenemen in de tijd, kiezen we ervoor twee extreme evolutionaire paden te beschouwen om deze aanzienlijke onzekerheden te omhullen:

- **geval 1:** de *ondoorlatende topplaat* is gedegradeerd terwijl de modules (in ieder geval het onderste deel van de wanden en de basis) dat nog niet zijn, waardoor waterinsijpeling in de modules vroeg in deze fase kan optreden (Figuur 14-24).

Wanneer de aarden afdekking bovenop de ondoorlatende topplaat én de ondoorlatende topplaat zelf als eerste degraderen, zal het bovenste deel van de modules eerder dan het onderste deel blootgesteld worden aan atmosferische omstandigheden en bijgevolg eerder beginnen te degraderen. Voor de *modulebasis* beschouwen we twee mogelijkheden:

- ▶ het raakvlak tussen de modulewand en de ondersteunende plaat, de ondersteunende plaat zelf en de funderingsplaat zijn nog steeds intact, terwijl de *bovenkant* van de module beschadigd is. Bij een dergelijke configuratie verwachten we dat het insijpelende water in de modulebasis geëvacueerd wordt dankzij de voorziene maatregelen tegen *bathtubbing* (ABS):

- ▶ radionucliden die uit de monolieten vrijkomen *in de doorgaande scheuren* doorheen de monolieten en de tussenruimten tussen de monolietstapels en vervolgens in het ABS in de ondersteunende plaat komen, zouden hier hoofdzakelijk door advectie migreren. Op hun verdere traject doorheen het opvulmateriaal van de inspectieruimte, de verbindingstunnels en het ABS in de verbindingstunnels zouden de radionucliden ook hoofdzakelijk door advectie migreren en de sorptiecapaciteit van het opvulmateriaal van de inspectieruimte en van de verbindingstunnels benutten,
- ▶ de fractie van de radionucliden die naar de matrix van de ondersteunende plaat *diffundeert*, zou van daaruit verder diffunderen naar de kolommen, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de funderingsplaat. In het opvulmateriaal van de inspectieruimte zouden ze voornamelijk door advectie migreren. Tijdens dit traject zullen de radionucliden de sorptiecapaciteit van de matrix van de betoncomponenten en van het opvulmateriaal van de inspectieruimte benutten;
- ▶ het raakvlak tussen de modulewand en de ondersteunende plaat, de ondersteunende plaat zelf en de funderingsplaat vertonen *doorgaande scheuren*. Het insijpelende water wordt in de modulebasis geëvacueerd langs de scheuren. Er zijn twee verschillen met de voorgaande situatie:
 - ▶ ten eerste migreren radionucliden ook (door advectie) *in de doorgaande scheuren* in de ondersteunende plaat en funderingsplaat. Radionucliden die zich in doorgaande scheuren in de ondersteunende plaat bevinden en naar het opvulmateriaal van de inspectieruimte migreren, kunnen zich door dispersie verspreiden in het conductieve sorberende opvulmateriaal en zullen in dat materiaal de sorptiecapaciteit van de matrix benutten tijdens hun advectieve transport. Vervolgens migreren zij door advectie verder in de doorgaande scheuren van de funderingsplaat en in het ABS⁴⁷ van de verbindingstunnels, en
 - ▶ ten tweede *diffunderen* radionucliden in de matrix van de ondersteunende plaat niet alleen verder naar de kolommen, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de funderingsplaat, maar ook naar doorgaande scheuren.

Het procesverloop (zie Figuur 14-24 voor een overzicht) is van dien aard dat de degradatie van de *monolieten* pas begint na de degradatie van de modules (wanden en/of structurele topplaat), waarbij water en CO₂ tot in de modules binnenkomen langs de doorgaande scheuren in de modules. Tijdens deze overgangsfase zal het vrijkomen van de radionucliden uit de monolieten naar verwachting nog steeds voornamelijk door diffusie worden gecontroleerd.

- **geval 2:** de modulewanden en de *binnenkant* van de modules (monolieten, modulebasis) zijn gedegradeerd terwijl de ondoorlatende topplaat nog steeds in grote mate haar integriteit behoudt, waardoor de waterinsijpeling in de modules beperkt en vertraagd wordt (Figuur 14-25).

In dit geval beschouwen we dat de *modulewanden* (althans de bovenste gedeelten) degraderen vóór de ondoorlatende topplaat. In deze situatie kan CO₂ de modules binnendringen en leiden tot atmosferische carbonatatie van de monolieten en de modulebasis, terwijl de ondoorlatende topplaat en structurele topplaat trager degraderen (door carbonatatie, degradatie van onderliggende structuren

⁴⁷ Er is een kleine hindernis ingebouwd net voor het ABS in de verbindingstunnels, om een ruimtelijk uniformere flux uit de module te krijgen bij volledig gescheurd beton van de funderingsplaat.

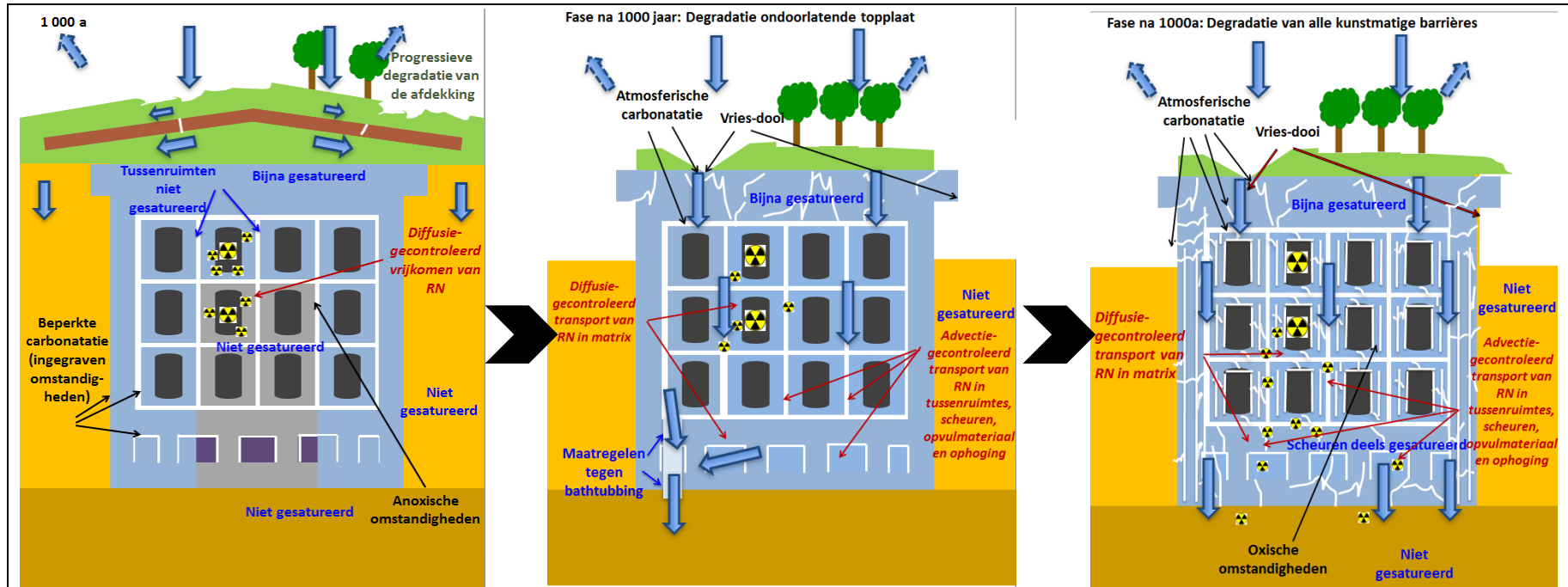
en vries-dooicycli) en dus de waterinsijpeling blijven beperken. Zolang de ondoorlatende topplaat de waterinsijpeling beperkt, zal het vrijkomen van radionucliden naar verwachting beperkt zijn, zelfs wanneer monolieten beginnen te degraderen (Figuur 14-25).

In dit extreme geval veronderstellen we dat de *ondoorlatende topplaat* haar integriteit pas verliest nadat de modulebasis en de monolieten zijn gedegrademd – de situatie van een toename van waterinsijpeling terwijl de modulebasis en monolieten nog steeds (gedeeltelijk) intact zijn, wordt immers afgedekt door het evolutietraject in geval 1.

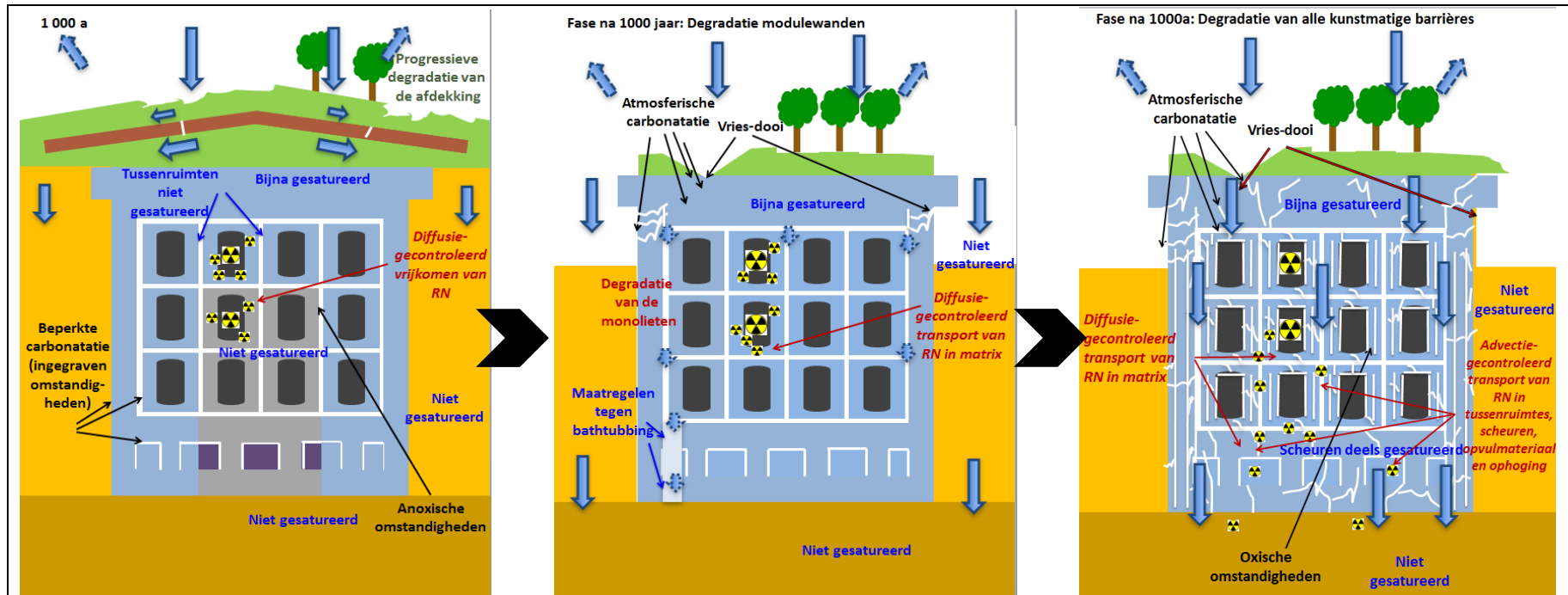
In de *zandcementophoging* migreren de radionucliden door advectie en worden ze gesorbeerd op de cementfasen (§14.3.2.6.3).

Zodra alle kunstmatige barrières hun integriteit hebben verloren, zal het *insijpelende water* voornamelijk door de tussenruimten tussen de monolietstapels en in mindere mate door de netwerken van doorgaande scheuren stromen (Figuur 14-24 en Figuur 14-25; zie ook §14.3.2.6.1.2).

Radionucliden zullen dan vrijkomen en *verspreid* worden (§14.3.2.6.4), enerzijds door diffusie in de matrix van de cementgebonden SSC's en anderzijds door advectie in de scheurnetwerken, permeabele afvalvormmatrices, tussenruimten tussen de monolietstapels, ABS in ondersteunende plaat en verbindingstunnels, opvulmateriaal van inspectieruimtes en zandcementophoging.



Figuur 14-24: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase na 1 000 jaar (RN: radionucliden) – geval 1 met degradatie ondoorlatende topplaat.



Figuur 14-25: Schematisch overzicht van de evolutie van het bergingssysteem in de fase na 1 000 jaar (RN: radionucliden) – geval 2 met degradatie modulewanden.

14.3.2.6.1 Waterhuishouding

14.3.2.6.1.1 Evolutie van de saturatiegraad in een systeem met doorgaande scheuren

De watersaturatiegraad en hydraulische potentiaal in gedegradieerd beton zullen afhangen van de saturatiegraad die heerst op het ogenblik dat de degradatie wordt ingezet. Uit de simulaties in [OD-272] kunnen we concluderen dat het bergingssysteem op dat ogenblik niet volledig gesatureerd zal zijn (onderste gedeelte van Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2): de ondoorlatende topplaat, het moduledak en de modulewanden zullen gesatureerd zijn, alsook een gedeelte van de bovenste en de buitenste monolieten. De saturatiegraad zal dus *heterogeen* zijn binnen de module en monolieten.

De *evenwichtstoestand* van de saturatiegraad in beton met een netwerk van doorgaande scheuren is dat een niet-uitgeloopte⁴⁸ betonmatrix (met lage hydraulische geleidbaarheid) quasi volledig gesatureerd zal zijn, onafhankelijk van zijn saturatiegraad bij de start van de waterinsijpeling. Inderdaad is in de eerste fase vanaf corrosie van de wapening het *scheuren* van beton het belangrijkste degradatiemechanisme, eerder dan uitloging van betonfasen: door de langzame kinetiek van het diffusiegedomineerde uitlogingsproces (§5.3.2.5 [HS-5]), wordt dit proces niet verwacht bepalend te zijn voor de verwachte evolutie over tijdschalen tot 2 000 jaar (beperkte diepte van het uitlogingsfront; uitgeloopte zones vooral bovenaan de modules) [R14-68].

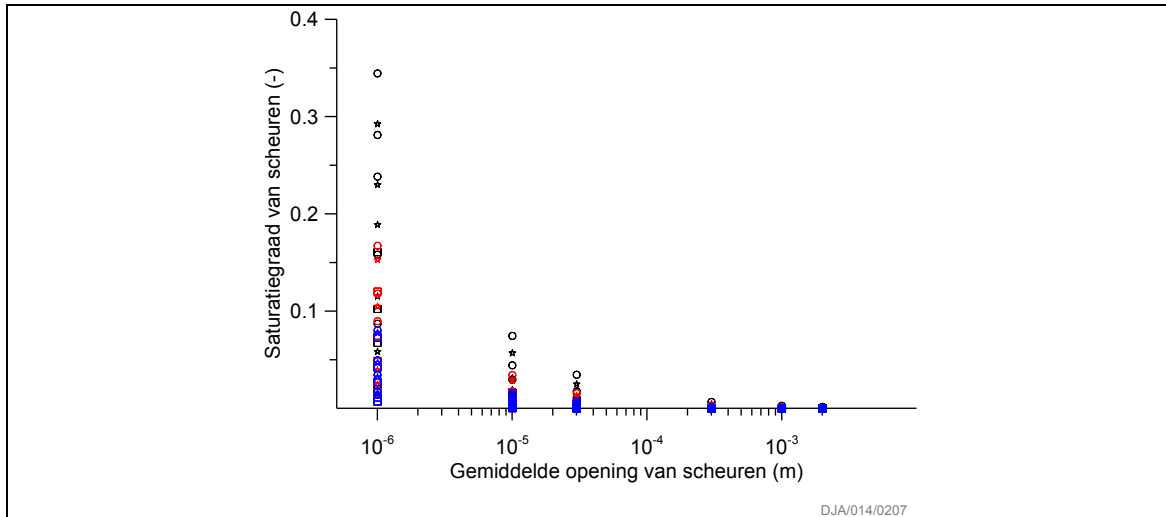
De evenwichtstoestand van de saturatiegraad in de *tussenruimten* tussen de monolietstapels en de *spleten en scheuren* in het systeem zal afhangen van een aantal factoren. Om meer inzicht te krijgen in welke factoren bepalend zijn, werd een benaderende aanpak gevolgd waarin het netwerk van doorgaande scheuren benaderd werd als een *verdelingsfunctie* van spleten met oneffenheden, waarbij de grootte van de spleten varieert (§4.3 van [OD-272]). In deze analyse wordt voor de matrix een gesatureerde *hydraulische geleidbaarheid* van 1×10^{-13} m/s ondersteld. De gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van de scheuren hangt af van de gemiddelde scheuropening op basis van onder meer de wet van Poiseuille [R14-69].

Voor een systeem in *evenwicht* kan men het volgende concluderen:

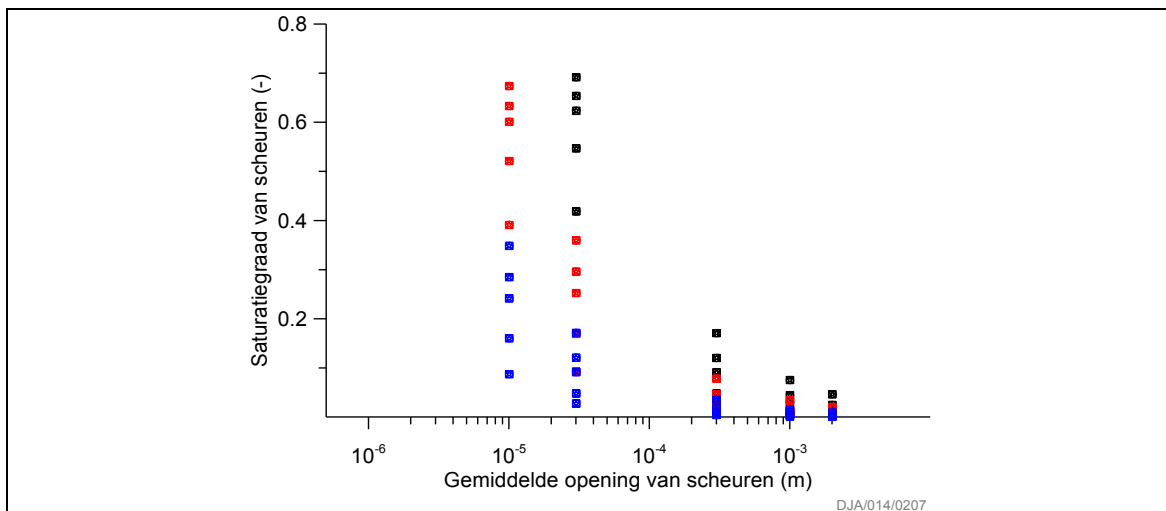
- bij een waterinsijpeling van 10^{-12} m/s, wat representatief blijft voor een functionerende ondoorlatende topplaat (evolutietraject geval 2)
 - ▶ is de matrix van de onderliggende betonmaterialen quasi volledig gesatureerd;
 - ▶ zijn de scheurnetwerken in module en monoliet nooit meer dan 20 à 35 % gesatureerd: de hoogste saturatiegraad wordt gevonden bij een kleine fractie scheuren met kleine scheuropening (Figuur 14-26); en
 - ▶ zullen de tussenruimten tussen de monolietstapels naar analogie met de beschouwde scheuren met opening van meer dan 100 μm ongesatureerd (saturatiegraad < 1%) zijn.
- bij een waterinsijpeling van 10^{-8} m/s, wat representatief is voor een gedegradeerde ondoorlatende topplaat (evolutietraject geval 1 en finale toestand in evolutietraject geval 2)
 - ▶ is de matrix van de onderliggende betonmaterialen volledig gesatureerd;

⁴⁸ Een uitgeloopte (ontkalkte) betonmatrix zou in een latere fase minder suctie vertonen en allicht niet meer volledig gesatureerd zijn.

- ▶ zijn enkel scheurconfiguraties met gemiddelde openingen van minder dan 100 μm meer dan 20 % gesatureerd, onafhankelijk van de matrixporositeit en fractie aan scheuren (Figuur 14-27); en
- ▶ zullen de tussenruimten tussen de monolietstapels naar analogie met de beschouwde scheuren met opening van meer dan 100 μm in grote mate ongesatureerd blijven.

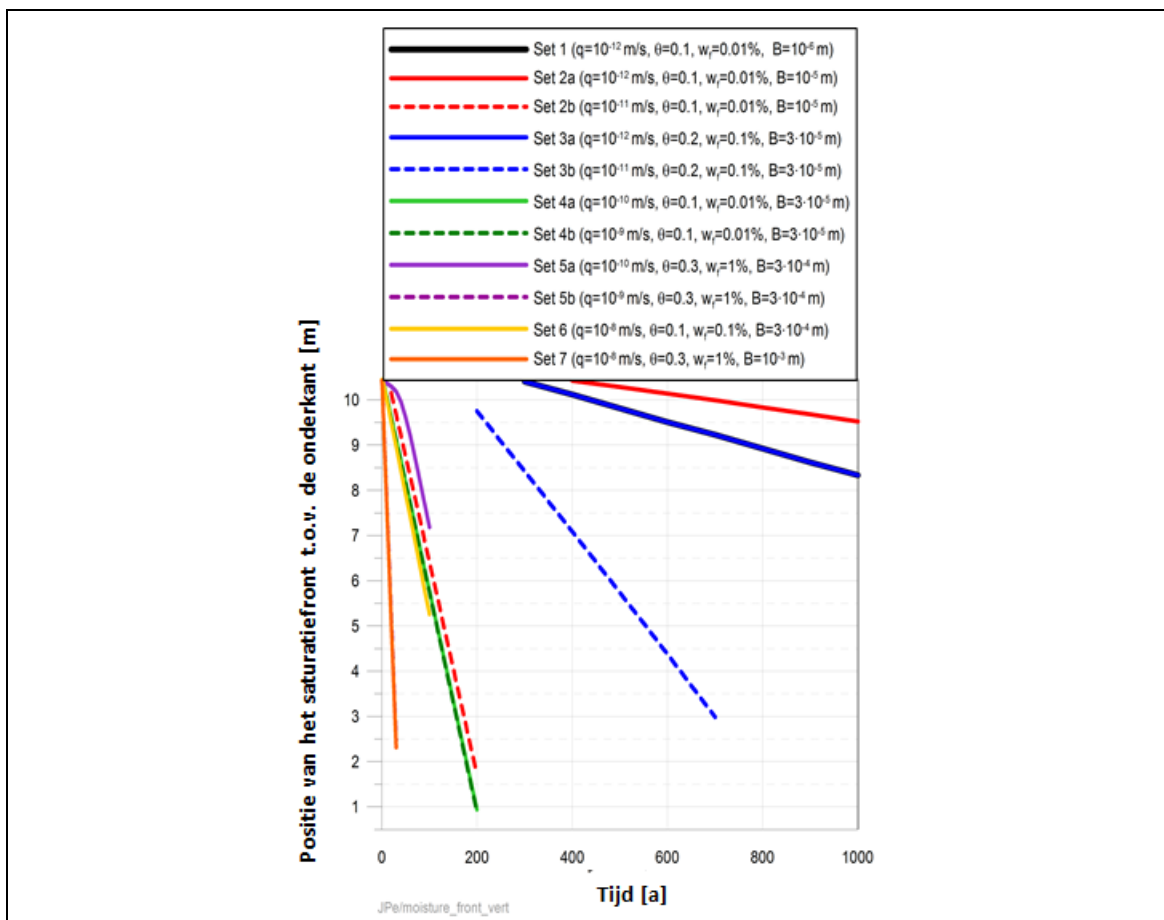


Figuur 14-26: Saturatiegraad van de scheuren bij een waterflux van 10^{-12} m/s voor verschillende fracties van scheuren (zwart 0,01%; rood 0,1% en blauw 1%), waarden van matrix porositeit (cirkel 0,1; ster 0,2 en vierkant 0,3) en statistische verdelingen van scheuren.



Figuur 14-27: Saturatiegraad van de scheuren bij een waterflux van 10^{-8} m/s voor verschillende fracties van scheuren (zwart 0,01%; rood 0,1% en blauw 1%), waarden van matrixporositeit (cirkel 0,1; ster 0,2 en vierkant 0,3) en statistische verdelingen van scheuren. Het materiaal met de kleinste onderzochte gemiddelde scheuropening van 1 μm kan een flux van 10^{-8} m/s niet afvoeren, daarom worden daarvoor geen punten voorgesteld op deze grafiek.

Afhankelijk van de grootte van de waterflux zal de matrix trager of sneller satureren. Omdat het systeem nog niet volledig gesatureerd is bij de start van de degradatie (onderste gedeelte van Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2), werd ook de *waterflux* geanalyseerd die zorgt voor saturatie van een dergelijk discontinu systeem, ditmaal met een geabstraheerd model met een zogenaamde ‘dual permeability-aanpak’. Hierin werd een scheurenetwerkdomein gesimuleerd naast een matrixdomein bestaande uit een monolietstapel en de modulebasis, met mogelijke uitwisseling van water tussen beide domeinen (§6.7 van [OD-272]). In deze simulatie werd een gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van 2×10^{-14} m/s ondersteld (zie §14.3.2.3.2), corresponderend met de monolieten. De resultaten voor verschillende sets van parameters worden getoond in Figuur 14-28.



Figuur 14-28: Positie van het saturatiefront ten opzichte van de onderkant van het systeem in functie van de tijd (q = waterflux, θ = porositeit, w_f = fractie aan scheuren, B = gemiddelde scheuropening), waarbij vanaf t = 0 een gescheurd systeem wordt beschouwd (geabstraheerd in een dual permeability-aanpak). De punten op de figuur corresponderen met een saturatiegraad van ~0,99. Het gedeelte onder deze punten is nog niet gesatureerd.

Hieruit kan men volgende conclusies trekken:

- geval 1 (ondoorlatende topplaat is gedegradeerd): bij hoge waterfluxen wordt een snelle saturatie verwacht, waarbij het slechts enkele tientallen jaren duurt om de betonmatrix van gescheurd beton nagenoeg volledig te satureren;
- geval 2 (ondoorlatende topplaat degradeert pas na de modules en de monolieten): bij een lage waterflux – bijvoorbeeld 10^{-12} m/s – kennen de delen van de betonmatrix die nog niet gesatureerd waren, een relatief trage saturatiesnelheid: het duurt enkele honderden jaren om de betonmatrix van gescheurd beton nagenoeg volledig te satureren.

Op basis van deze elementen concluderen we dat in de fase na 1 000 jaar en vanaf degradatie:

- de matrix van zowel modules als van alle monolieten uiteindelijk bijna gesatureerd zal zijn;
- de tussenruimten tussen de monolietstapels ongesatureerd zullen blijven;
- de doorgaande scheurconfiguraties met gemiddelde openingen van minder dan 100 μm uiteindelijk bijna gesatureerd zullen zijn; en
- de doorgaande scheurconfiguraties met gemiddelde openingen van meer dan 100 μm in grote mate ongesatureerd zullen blijven.

14.3.2.6.1.2 Waterstroming

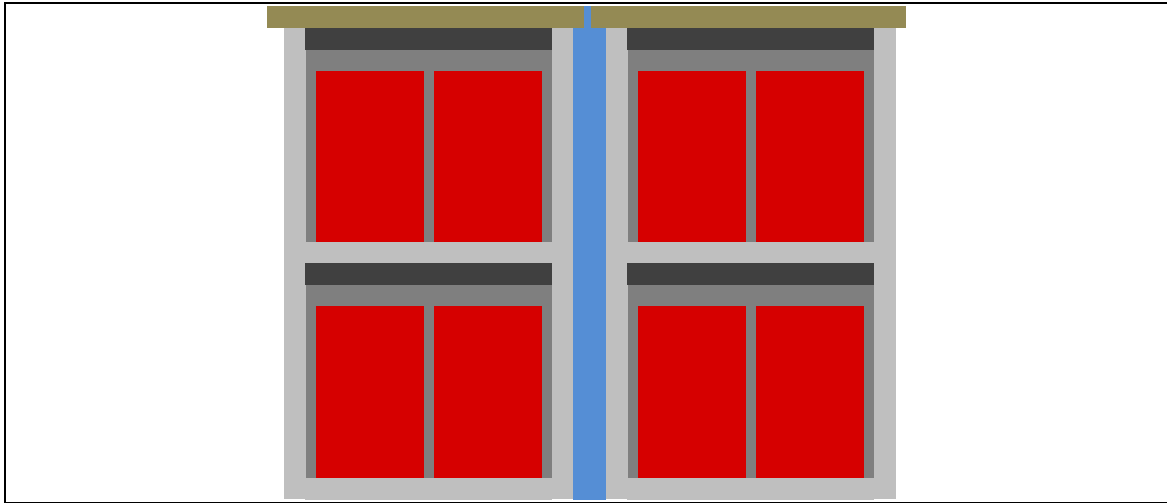
Er wordt verwacht dat de beperking van waterinsijpeling in de verschillende kunstmatige barrières van het bergingssysteem geleidelijk verdwijnt, en dat er scheuren ontstaan in betonnen componenten of op raakvlakken tussen componenten van het bergingssysteem. Er zijn echter meerdere elementen in het ontwerp die ervoor zorgen dat eventueel insijpelend water nog steeds *weggeleid* wordt van het afval en hoofdzakelijk *tussen de monolietstapels* zal stromen.

Afschermingsplaten

De afschermingsplaten die de monolietstapels overkappen zorgen ervoor dat insijpelend water boven de monolieten a priori *afgeleid* wordt naar de ruimtes tussen de monolietstapels (Figuur 14-29). Aangezien deze afschermingsplaten een sleutelrol spelen bij het verzekeren van minimale waterstroming doorheen de monolieten, hebben zij een M-rol voor de veiligheidsfunctie R2a in het veiligheidsconcept (§2.13.1 in Bijlage 2-3 van [HS-2]). De ontwerpvereisten voor deze component zijn hiermee in overeenstemming⁴⁹ (§8.5.3.2 [HS-8]).

Het feit dat de afschermingsplaten uit *staalvezelbeton* zullen worden gemaakt (§5.5 [HS-5]), draagt bij tot hun duurzaamheid. Voor de seismische kwalificatie van de afschermingsplaten werd een specifiek model ontwikkeld, waaruit blijkt dat de afschermingsplaten met marge weerstaan aan de aardbeving met een terugkeerperiode van 8 575 jaar en de BDBE met een terugkeerperiode van 20 000 jaar (§2.8.8.2.1.4 [HS-2], §8.5.3.3 [HS-8]).

⁴⁹ Dit zijn voornamelijk ontwerpvereisten behorende tot ontwerpinputs 5 (Beperken van waterinsijpeling tot bij het afval (R2a)), 9 (Gepaste levensduur verzekeren van materialen belangrijk voor de veiligheid), 12 (Ontwerpbasis-voorvallen en ontwerpbasis-ongevallen weerstaan) en 25 (Structurele integriteit garanderen).



Figuur 14-29 : Afschermingsplaten bovenop de monolietstapels (bruin) zorgen voor het afleiden van insijpelend water.

Gootjes

De wanden van de caissons zullen bovenaan voorzien zijn van *gootjes* zodat water dat toch door de afschermingsplaten zou sijpelen zo veel mogelijk afgevoerd wordt naar de tussenruimten tussen de monolietstapels. Om dit te faciliteren komt de onderkant van deze gootjes dieper dan de bovenkant van het deksel van de monoliet.

Tussenruimten en ABS

Tussen de monolietstapels onderling en tussen de monolietstapels en de modulewanden wordt een tussenruimte van 5 cm (met een positioneringstolerantie van +/- 10 mm voor de monolieten) voorzien. Deze ruimte wordt opgevuld met een materiaal met *hoge hydraulische geleidbaarheid* om een goede drainage te verzekeren.

In de ondersteunende plaat zorgt het ABS voor afdoende drainage door de drainagebuizen open te laten. Bovendien is er *redundantie* in het aantal drainagepunten en wordt er geen fijn materiaal toegelaten in het grind van de tussenruimten (korrelgrootteverdeling 2/8) zodat clogging vermeden wordt.

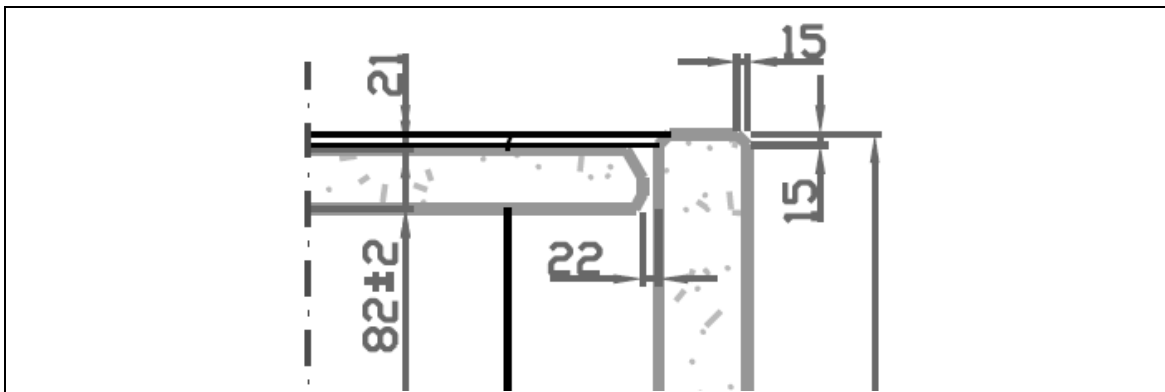
Monolietstapels

Monolieten worden *gestapeld* in de modules (stapels van 6 type I of 5 type II/III monolieten). Iedere monoliet in de stapel beschikt over de eerder vermelde gootjes in de caissonwanden. Hierdoor zal water dat eventueel door scheuren in de bovenste monoliet zou sijpelen, niet noodzakelijk alle monolieten in diezelfde stapel doorlopen, maar zo veel mogelijk afgevoerd worden naar de tussenruimten, althans zolang de doorgaande scheuren in het deksel van de onderliggende monoliet beperkt zijn.

Bovendien leidt de stapeling van monolieten ertoe dat slechts weinig water dat doorheen de tussenruimte stroomt, (opnieuw) in de stapel kan infiltreren (via de scheurnetwerken in de monolieten), op voorwaarde dat de hydraulische geleidbaarheid van het materiaal in deze tussenruimten voldoende hoog is (§14.3.6.1.13).

Dit is a fortiori het geval wanneer de positioneringstoleranties ruim gerespecteerd worden en de stapel dus zo *recht* mogelijk is: in dat geval worden geen (horizontale) vlakken gecreëerd waarop water dat doorheen de tussenruimte stroomt, wordt afgeremd, waardoor het in aanwezigheid van scheuren toch zou infiltreren in de stapel monolieten.

In dit verband wordt ook gewezen op de *afschuining* van de caissonwanden (Figuur 14-30): de ribben van de caisson zijn voorzien van een afschuining (15×15 mm) wat de horizontale oppervlakken waarop water zou kunnen terechtkomen verkleint. De (vloer van de) caisson zal eveneens belemmeren dat water verder doorheen de stapel naar onder toe zal lopen.



Figuur 14-30: Afschuining van de caissonwanden.

14.3.2.6.2 Redoxomstandigheden

De redoxomstandigheden zouden na 1 000 jaar moeten evolueren van anoxische naar meer *oxische* omstandigheden, vanwege de blootstelling aan atmosferische omstandigheden en de insijpeling van zuurstofrijk water in de cementgebonden barrières.

14.3.2.6.3 Chemische toestand

In ieder geval verwachten we nog steeds *chemische retentie* door de kunstmatige barrières in die componenten

- waar diffusie van radionucliden mogelijk is; of
- waar de matrix een voldoende hoge permeabiliteit heeft om advectie toe te laten.

Uit archeologische artefacten blijkt immers dat C-S-H ook na duizenden jaren nog in het systeem aanwezig kan zijn [R14-70].

In beide extreme evolutietrajecten zal het *carbonatatiefront* propageren in het beton van de modules en van de monolieten, zij het over verschillende tijdschalen. Achter het carbonatatiefront is het beton volledig gecarbonateerd (toestand IV). Vóór het front is het beton chemisch intact (toestand I). Bijgevolg zouden, behalve in een dunne⁵⁰ overgangszone, over het algemeen twee toestanden heersen in het beton: toestand I en IV [R14-71]. De vulmortel van de monolieten bevindt zich in het begin van toestand III,

⁵⁰ matrix bijna gesatureerd (kinetica van chemische reactie >> diffusiesnelheid van CO₂)

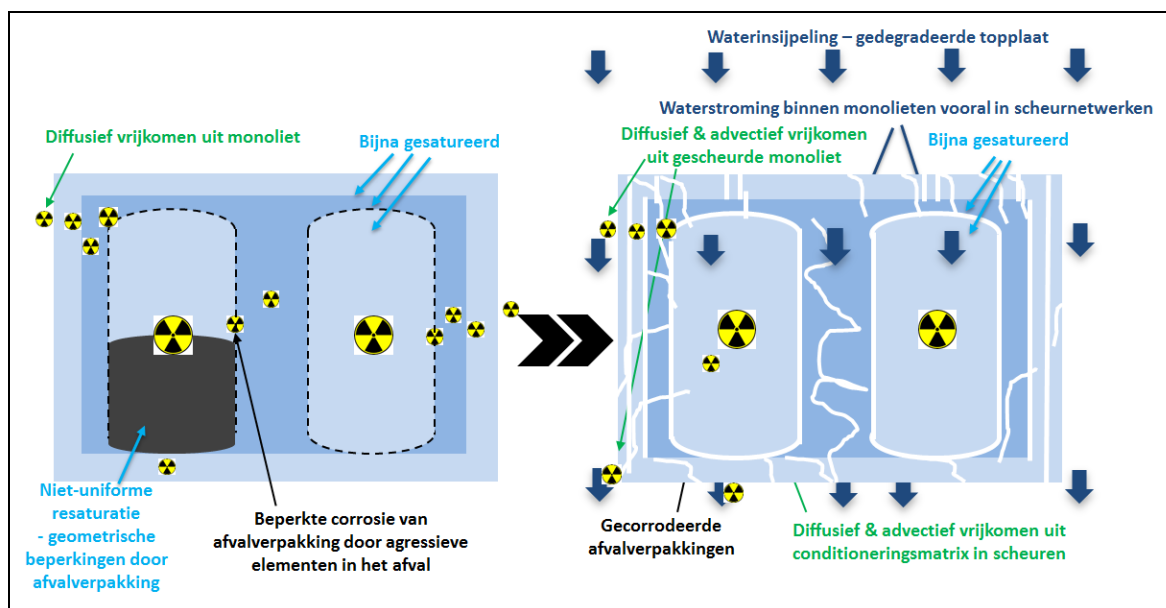
waarbij de sorptiewaarden van toestand II het meest representatief blijven (§5.4.1.2.5 [HS-5]; §14.3.6.1.18); in het afval heerst toestand I of II afhankelijk van het bij de conditionering gebruikte type cement. De zandcementophoging bevindt zich in toestand II.

Eenzelfde schema is van toepassing bij uitloging [R14-65] [R14-72] – dat gegeven zijn langzame kinetiek niet verwacht wordt bepalend te zijn voor de verwachte evolutie [R14-68]. Echter kan er, in aanwezigheid van doorgaande scheuren die de waterstroming in het bergingssysteem faciliteren, lokaal een beperkt effect van uitloging optreden op de raakvlakken tussen de scheuren en de cementgebonden matrices. De kalkhoudende aggregaten zouden een zeer lange tijd in het systeem aanwezig moeten blijven.

14.3.2.6.4 Transport van radionucliden

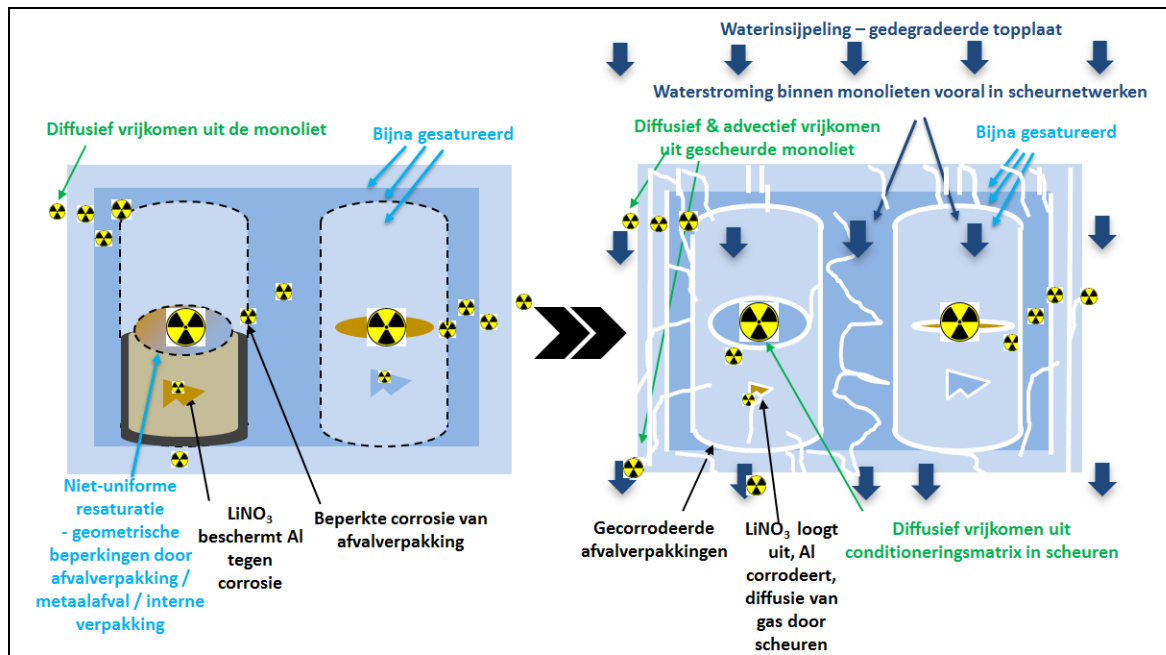
In deze fase verwachten we dat het vrijkomen van radionucliden uit het afval naar de vulmortel en caisson voornamelijk bepaald zal worden door

- voor *homogeen gecementeerd* afval (Figuur 14-31), naarmate de geometrische restricties van de afvalverpakkingen verdwijnen:
 - ▶ diffusie- of sorptiegestuurd vrijkomen uit de conditioneringsmatrix;
 - ▶ advectief transport in netwerken van doorgaande scheuren, gevormd door:
 - ▶ scheuren in de caisson die naar het afval toegroeien vanwege de mechanische belastingen en hieraan gekoppelde mechanismen van betondegradatie,
 - ▶ scheuren veroorzaakt door de corrosie van de metalen afvalverpakkingen,
 - ▶ bestaande scheuren op het raakvlak tussen de metalen afvalverpakking en de conditioneringsmortel;
 - ▶ advectief transport in de afvalvormmatrix;



Figuur 14-31: Evolutie van type I en II monolieten met homogeen gecementeerd afval na 1 000 jaar.

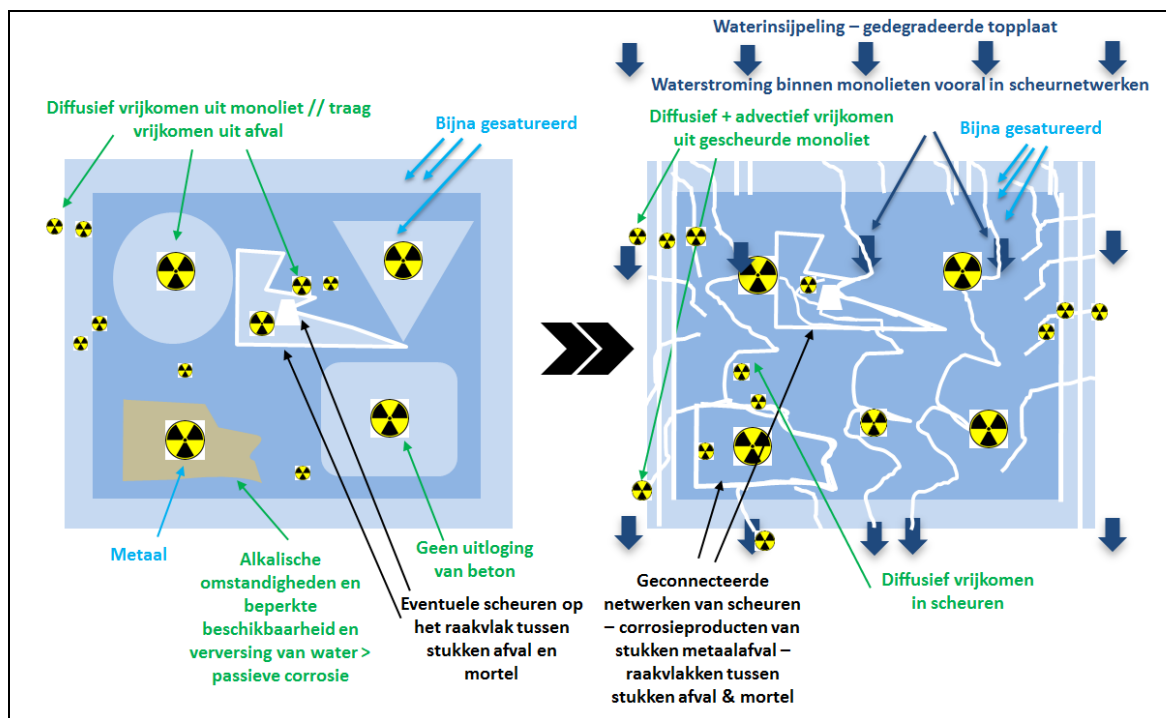
- voor *heterogeen gecementeerd* afval (Figuur 14-32), naarmate de geometrische restricties van de interne (gecompacteerde) metalen afvalvaten en de afvalverpakkingen verdwijnen:
 - ▶ onmiddellijk vrijkomen uit fijn as;
 - ▶ afspoeling (door insijpelend water) van oppervlaktebesmetting op stukken afval;
 - ▶ diffusie- of sorptiegestuurd vrijkomen uit stukken cement;
 - ▶ geleidelijk vrijkomen door corrosie van metalen stukken;
 - ▶ diffusie- of sorptiegestuurd vrijkomen uit de cementgebonden conditioneringsmatrix;
 - ▶ advectief transport in netwerken van doorgaande scheuren, gevormd door:
 - ▶ scheuren in de caisson die naar het afval toegroeien vanwege de mechanische belastingen en hieraan gekoppelde mechanismen van betondegradatie,
 - ▶ scheuren veroorzaakt door de corrosie van metalen (afval, metalen afvalverpakkingen),
 - ▶ openingen/holtes in sommige afvalcolli,
 - ▶ bestaande scheuren op het raakvlak tussen de metalen afvalverpakking en de conditioneringmortel.



Figuur 14-32: Evolutie van type I en II monolieten met heterogeen gecementeerd afval na 1 000 jaar.

- voor *betonnen en metalen stukken* die rechtstreeks in Type III monolieten geplaatst werden (Figuur 14-33):
 - ▶ afspoeling (door insijpelend water) van oppervlaktebesmetting op stukken afval,
 - ▶ diffusie- of sorptiegestuurd vrijkomen uit stukken betonaafval,

- ▶ geleidelijk vrijkomen door corrosie van metalen stukken,
- ▶ advectief transport in netwerken van doorgaande scheuren, gevormd door:
 - ▶ scheuren in de caisson die in het afval doorgroeien vanwege de mechanische belastingen en hieraan gekoppelde mechanismen van betondegradatie,
 - ▶ scheuren veroorzaakt door de corrosie van metaalafval,
 - ▶ openingen/holtes in sommige monolieten,
 - ▶ bestaande scheuren op het raakvlak tussen de stukken afval en de vulmortel.



Figuur 14-33: Evolutie van type III monolieten met betonnen/metalen stukken na 1 000 jaar.

In deze fase zou het transport van radionucliden in de *vulmortel* en het *beton* van de caissons aanvankelijk voornamelijk diffusiegecontroleerd moeten verlopen. Door de vorming van netwerken van doorgaande scheuren in de monoliet zou het transport geleidelijk naar een *bimodale* toestand moeten evolueren, met

- advectiegedomineerd transport in netwerken van doorgaande scheuren, eventuele openingen/holtes (en de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval); en
- diffusiegedomineerd transport in de tussenliggende matrix.

Het water dat in de *monolieten* insijpelt, zou hoofdzakelijk door de *scheuren* stromen en niet door de matrix (Figuur 21 in §4.3.3 van [OD-272]). Daarom verwachten we dat het vrijkomen vanuit de cementgebonden matrix in de netwerken van scheuren (en eventuele openingen/holtes) bepaald wordt door *diffusie* en *sorptie* in de matrix, in het licht van het feit dat de lage hydraulische geleidbaarheid van

de matrix (§5.3.1.2.5, §5.3.1.3.1, §5.4.1.2.1 en §5.4.1.3.1 [HS-5]) enige advection onbeduidend maakt ten opzichte van diffusie. Netwerken van doorgaande scheuren zouden dan *preferentiële wegen* vormen waarlangs radionucliden, die door diffusiegecontroleerde kinetica uit de matrix vrijkomen, door advection sneller uit de monoliet kunnen uitlogen.

Het merendeel van het in de module insijpelende water zal door de met fijn grind gevulde *tussenruimten* tussen de monolietstapels stromen (§14.3.2.6.1.2) en zo advectiongedomineerd transport van de radionucliden in de richting van de modulebasis bewerkstelligen.

- De radionucliden die vrijkomen in de tussenruimten tussen de monolietstapels en in de scheurnetwerken doorheen de monolieten en het modulebeton, zouden in deze scheuren en tussenruimten door *advection* getransporteerd moeten worden.

Het *sorptiepotentieel* voor radionucliden in doorgaande scheuren hangt af van verschillende parameters: de tortuositeit van de scheuren, de secundaire fasen die aan het oppervlak van de scheuren worden gevormd, de verblijftijd in de scheur (transportsnelheid)... Bij doorgaande scheuren zijn vloeistoffen (in dit geval water) die het radionuclidentransport faciliteren mogelijk niet in evenwicht met de chemische omgeving van de matrix en aggregaten. Dit onevenwicht kan van invloed zijn op de speciatie van de radionucliden (en hierdoor ook op hun sorptie) en bijgevolg ook op hun mobiliteit in macroscheuren [R14-65]. Een studie voor U en Np toonde aan dat zelfs in beton met doorgaande scheuren de sorptie net zo hoog is als bij batchexperimenten, zolang de verblijftijd voldoende lang is [R14-73]. De complexiteit van het systeem in deze fase en de hiermee geassocieerde onzekerheden (vele factoren kunnen de sorptie potentieel beïnvloeden) leiden er echter toe dat sorptie in scheuren nauwelijks voorspelbaar is.

- Radionucliden die uit de monolieten vrijkomen in de met grind gevulde tussenruimte tussen de monolietstapels en vervolgens in het ABS/drainagesysteem in de ondersteunende plaat terechtkomen, zouden vanaf hier door *advection* getransporteerd moeten worden naar en in het opvulmateriaal van de inspectieruimte en het ABS in de verbindingstunnels.
- Radionucliden die niet uit de monolieten vrijkomen in de tussenruimten naast de monolietstapels of door (opwaartse) diffusie in de afschermingsplaten en structurele topplaat, zouden moeten *diffunderen* in de ondersteunende plaat, kolommen en funderingsplaat en door *advection* getransporteerd moeten worden in het opvulmateriaal van de inspectieruimte en scheuren doorheen de funderingsplaat.

Het *relatieve* belang van deze transportmodi is onzeker en zal sterk afhangen van de mate waarin al diffusie van radionucliden optreedt voordat de waterinsijpeling in de modules belangrijk wordt, alsook van de geometrie en evolutie van de netwerken van doorgaande scheuren. In het licht van het diffusieve patroon van vrijkomen uit de monolieten en de afwezigheid van doorgaande scheuren, zou in ieder geval een deel van de radionucliden in de matrix van de modulebasis moeten terechtkomen, waar ze verder getransporteerd zouden worden door middel van diffusie- en sorptieprocessen.

Het transport in de zeer poreuze *zandcementophoging* zal advectiongedomineerd verlopen, met sorptie op de cementfasen.

Het geheel van afval, monolieten, modules en afdekking zal uiteindelijk verworden tot een vermenging van brokstukken met onzekere configuratie en heterogene chemische toestand. Zelfs onder die

omstandigheden verwachten we nog steeds *chemische retentie* door de kunstmatige barrières in die componenten waar diffusie van radionucliden mogelijk is, of die een voldoende hoge permeabiliteit hebben om advection toe te laten (§14.3.2.6.3; §5.1 van [R14-74]). We verwachten dan dermate uitgebreide scheurnetwerken dat het bergingssysteem als een *equivalent poreus medium* met hoge hydraulische geleidbaarheid kan worden beschouwd, waarin advectioneel transport van radionucliden plaatsvindt (vergelijkbaar met omstandigheden 3 en 4 in §4.2.2 van [R14-75]). Tijdens het advectioneel transport zal de *residuele sorptie* naar verwachting helpen de piekfluxen van de radionucliden te verlagen. Sorptie in de scheuren blijft echter moeilijk in te schatten.

14.3.2.7 Afwijkingen van de beoogde performantie

Hoewel een onwaarschijnlijke opeenvolging van gebeurtenissen en processen (of een combinatie hiervan) zou moeten plaatsvinden om het volledige bergingssysteem aanzienlijk te laten afwijken van zijn beoogde performantie, kunnen *lokale* afwijkingen niet formeel worden uitgesloten.

Kunstmatige barrières kunnen potentieel afwijken van hun beoogde performantie als gevolg van (een combinatie van) de volgende processen:

- *erosie van de aarden afdekking*: de ondoorlatende topplaat en enkele modules kunnen enkele honderden jaren na de nucleaire reglementaire controlefase gedeeltelijk worden blootgesteld aan atmosferische omstandigheden. De waarschijnlijkheid hiervan is naar verwachting laag, aangezien er meer dan 4 meter aarden afdekkingen weggeërodeerd zouden moeten worden om een lokale evolutie van ingegraven naar atmosferische omstandigheden aan het oppervlak van de modules en/of ondoorlatende topplaat te bewerkstelligen.

Onder dergelijke omstandigheden zou de carbonatatie sneller verlopen, wat voor de modules kan leiden tot een lokale depassivatie van de wapening. Actieve corrosie van de wapeningsstaven zal in de propagatiefase uiteindelijk scheuren veroorzaken in de betondekking (eerste stap van degradatie). Ook andere processen zoals vries-dooicycli zouden bijdragen tot de degradatie van het beton van de ondoorlatende topplaat en van de modules voor zover deze blootgesteld zijn aan atmosferische omstandigheden.

Zelfs indien er op sommige plaatsen *corrosie* van de wapening (eerste raster dat zich het dichtst bij het oppervlak bevindt) zou kunnen optreden (als gevolg van lokale schade aan de afdekking), betekent dit niet dat de fysieke integriteit van de modules snel hierna verloren zou gaan. Corrosie van de wapeningsstaven zal zeer lokale schade in de betondekking veroorzaken, zoals scheuren, spallatie en/of delaminatie [R14-43] [R14-76]; maar leidt niet tot scheurtjes die over de hele betondikte propageren (zie ook §5.3.2.7.3 [HS-5]). Dit betekent dat corrosie van de wapening niet zou leiden tot doorgaande scheuren in de dikke betonnen wanden/platen en dus ook de uitwisseling tussen het binnenste van de modules en de omgeving niet zal bevorderen (wat potentieel kan leiden tot insijpeling van water en CO₂).

- *lokale imperfecties in de constructie*: ondanks het uitgebreide QA/QC-programma bij de constructie en implementatie van de verschillende kunstmatige barrières, kunnen we niet uitsluiten dat niet-gedetecteerde imperfecties lokaal een sneller dan verwachte degradatie kunnen bewerkstelligen. In het licht van het QA/QC programma is het echter onwaarschijnlijk dat aangrenzende modules aanzienlijk zouden afwijken van hun beoogde performantie.

De *water/cement verhouding* (w/c) in de betonsamenstelling is bijvoorbeeld één van de meest kritieke factoren die een nadelige invloed kan hebben op de initiële mechanische toestand en de waterhuishouding van het beton van de modules. Tijdens de constructie van de modules zal de w/c – parameter gemeten worden op verse betonmonsters, om te controleren of de samenstelling aan de vereisten voldoet. Een grote afwijking buiten het opgelegde bereik van waarden voor deze parameter zou immers ook de reologie van het verse beton drastisch wijzigen. Een dergelijke anomalie zou in principe onmiddellijk moeten worden gedetecteerd met behulp van de zet- of vloeimaat en de overeenkomstige batch zou dan verworpen moeten worden.

De voorziene QA/QC zou er ook toe moeten leiden dat andere grote defecten zoals een gebrek aan betonverdichting of de aanwezigheid van grindnesten hoogst onwaarschijnlijk zijn.

Vanwege deze processen (en hun mogelijke koppeling) die niet kunnen worden uitgesloten en de bestaande (of resulterende) heterogeniteiten, zal het bergingssysteem naar verwachting op een niet-lineaire manier evolueren. In ieder geval:

- konden geen processen of gebeurtenissen worden geïdentificeerd die zouden resulteren in een plotse, *grootschalige* blootlegging van de ondoorlatende topplaat en de modules;
- betekent de initiatie van lokale en vroegtijdige degradatie van kunstmatige barrières, in het bijzonder van de modules, door heterogeniteiten geen abrupt verlies van integriteit van de *volledige* structuur en/of een geheel van SSC's.

14.3.2.8 Conclusie

14.3.2.8.1 Tijdsperiode tot en met fase IV

De *afdekking* vormt een sleutelement van het systeem, dat de evolutie van de onderliggende cementgebonden kunstmatige barrières bepaalt:

- zij zou de insijpeling van water gedurende minstens 1 000 jaar moeten beperken. De beperkte hoeveelheid water in het bergingssysteem dient voornamelijk ter verdere saturatie van de monolieten. Vooral de *ondoorlatende topplaat* (met een verwachte levensduur van meer dan 1 000 jaar) speelt hierbij een cruciale rol en bepaalt in grote mate het gedrag van de andere kunstmatige barrières op lange termijn;
- de aarden afdekking zou *ingegraven omstandigheden* moeten opleggen. Carbonatatie is dan het belangrijkste degradatieproces in de evolutie van de onderliggende kunstmatige barrières – in dit geval speelt uitloging geen enkele rol – en wordt dan gekenmerkt door zeer lage snelheden.

We verwachten dan dat de *modules* tot 1 000 jaar lang hun integriteit zullen behouden (passieve corrosie van de wapening, geen door corrosie veroorzaakte schade). Zelfs wanneer de wapening van de modules actief begint te corroderen, zouden geen doorgaande scheuren ontstaan aan het begin van de corrosie-propagatiefase. De (eventuele) uitwisselingen tussen de omgeving en de binnenkant van de modules zullen dan ook zeer beperkt blijven. De potentiële vorming van een netwerk van doorgaande scheuren zal naar verwachting pas later plaatsvinden, na propagatie van de actieve corrosie van de wapeningsstaven en coalescentie van scheuren.

Rekening houdend met de performantie van de afdekking bij het beperken van waterinsijpeling en de langetermijnevolutie van het bergingssysteem, zou het transport van radionucliden in de *monolieten*

gedurende ten minste 1 000 jaar overwegend diffusiegedomineerd verlopen. Over deze tijdspanne zal, gegeven de waterhuishouding, de kinetica van de verouderingsprocessen van het afval (die overwegend diffusiegecontroleerd verlopen) laag genoeg zijn om de integriteit van de monolieten niet in gevaar te brengen:

- de bovenste laag en buitenste stapel monolieten zouden eerder *gesatureerd* zijn, maar ook hier zullen de lage permeabiliteit van de cementgebonden barrières (beton en vulmortel) en de lage waterinsijpeling resulteren in een zeer beperkte waterstroming, zelfs onder hoge capillaire suctie. Hierdoor zal de verversing van water (dat nodig is als solvent en/of reagens) op een zeer laag niveau worden gehouden;
- een beperkt aantal *geïsoleerde gevallen* van instabiliteiten in het afval zijn niet uitgesloten (§14.3.2.8.3).

We kunnen dus concluderen dat de monolieten vanuit fenomenologisch oogpunt verwacht worden hun integriteit tot 1 000 jaar behouden.

De trajecten van de meeste radionucliden blijven gesitueerd *binnen de monoliet*. Uitzondering zijn mobiele radionucliden, waarvan een fractie door diffusie kan terechtkomen in naburige monolieten, afschermingsplaten, structurele topplaat en modulebasis. De tussenruimten tussen de monolietstapels zijn niet-gesatureerd en vormen een diffusiebarrière.

14.3.2.8.2 Fase Va en Vb

Na 1 000 jaar zouden de kunstmatige barrières *traag degraderen* – er konden geen processen of gebeurtenissen worden geïdentificeerd die zouden resulteren in een plotse, grootschalige blootlegging van de ondoorlatende topplaat en de modules.

Modules en daarna monolieten zullen gradueel scheuren beginnen vertonen, die zorgen voor een aanvoer van water tot bij het afval en zijn verpakking. De combinatie van oxische omstandigheden en beschikbaar water zorgt ervoor dat radionucliden beschikbaar komen voor migratie uit de afvalcolli. Radionucliden komen door diffusiegecontroleerde kinetica uit de matrix van het afval, vulmortel en caisson vrij naar *doorgaande scheuren* in de monolieten, die preferentiële wegen zouden vormen waarlangs radionucliden sneller uit de monoliet kunnen uitloggen.

Zelfs in aanwezigheid van doorgaande scheuren verwachten we nog steeds *chemische retentie* door de kunstmatige barrières in die componenten waar diffusie van radionucliden mogelijk is, of die een voldoende hoge permeabiliteit hebben om advectie toe te laten:

- een groot deel van het beton van de modules en van de monolieten zal zich naar verwachting dan nog steeds in toestand I bevinden, en bijgevolg nog steeds gekenmerkt worden door een hoog *sorptievermogen* (de meeste C-S-H is nog steeds aanwezig);
- de vulmortel van de monolieten zou zich vooral in het begin van toestand III moeten bevinden, waarbij de sorptiewaarden van toestand II het meest representatief blijven gegeven het beperkte potentieel voor uitloging; en
- de zandcementophoging zou zich vooral in toestand II moeten bevinden.

Vanaf de start van de degradatie zal de *waterinsijpeling* in de modules gradueel en heterogeen toenemen door degradatie van het bovenste gedeelte van de modulewanden en/of de ondoorlatende topplaat, tot de

waterinsijpeling in de modules voor het systeem als geheel enkel nog beperkt wordt door *evapotranspiratie*.

De afschermingsplaten die de monolietstapels overkappen, zorgen ervoor dat de waterinsijpeling in de modules boven de monolieten a priori *afgeleid* wordt naar de ruimtes tussen de monolietstapels. De waterstroming gaat voornamelijk doorheen deze tussenruimten en doorgaande scheuren en in mindere mate doorheen de matrix.

Het is aanvankelijk onzeker of het *onderste deel* van de module doorgaande scheuren vertoont:

- wanneer dit niet het geval is, verloopt de waterstroming langs het ABS in de ondersteunende plaat naar het opvulmateriaal van de inspectieruimte en het ABS in de verbindingstunnels. Via de voeg in de verbindingstunnel wordt het water afgevoerd naar de zandcementophoging;
- wanneer dit wél het geval is, kan het water ook uit de module worden afgevoerd naar de zandcementophoging langs doorgaande scheuren in de ondersteunende plaat en de funderingsplaat.

Het transport zal naar verwachting *advectiegedomineerd* verlopen in de tussenruimten tussen de monolietstapels, de netwerken van doorgaande scheuren, het ABS in de ondersteunende plaat, het opvulmateriaal van de inspectieruimte, het ABS in de verbindingstunnels en de zandcementophoging. Radionucliden die vanuit doorgaande scheuren of het ABS in de ondersteunende plaat naar het opvulmateriaal van de inspectieruimte migreren, kunnen zich daar verspreiden (dispersie) alvorens door advectie verder te migreren in doorgaande scheuren van de funderingsplaat of het ABS in de verbindingstunnels.

In de matrix van het modulebeton tussen netwerken van doorgaande scheuren, verwachten we echter *diffusiegedomineerd* transport. Radionucliden in de matrix diffunderen ook in de richting van doorgaande scheuren, waarna ze verder aan advectief transport onderhevig zijn. Het relatieve belang van beide twee transportmodi en de sorptie in scheuren is onzeker.

14.3.2.8.3 Afwijkingen

Het beschreven evolutionaire pad impliceert dat alle kunstmatige barrières effectief blijven en/of zich gedragen in overeenstemming met hun beoogde performantie voor de verschillende fasen die hier in overweging zijn genomen. Lokale *afwijkingen* van de beoogde performantie van het afval en van de kunstmatige barrières kunnen niet worden uitgesloten en zullen naar verwachting aanleiding geven tot een niet-lineaire evolutie van het bergingssysteem.

14.3.3 Voorzienbare FEP's die de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden

Mogelijk initiërende FEP's, die de werking van het bergingssysteem en/of het radionuclidentransport kunnen beïnvloeden, worden geïdentificeerd volgens de methodologie beschreven in §14.2.3.3.2.1. 36 FEP's uit de cAtFEP-lijst worden als 'mogelijk initiërend' aangemerkt. De beschrijving van de effecten van de mogelijk initiërende FEP's op de performantie van SSC's, radiologische impact en/of migratiewegen van radionucliden wordt gedocumenteerd in Annex 2 van [OD-014].

Tabel 14-6 geeft een overzicht van de mogelijk initiërende FEP's die na significantie-screening van deze effecten (stap 3 uit het screeningproces van §14.2.3.3.2.1) niet verder beschouwd dienen te worden, met een beknopte samenvatting van de redenen.

Tabel 14-6: Lijst van mogelijk initiërende FEP's die op basis van de significantie-screening niet meegenomen worden als initiërende FEP's. Voor verdere details verwijzen we naar Annex 2 van [OD-014].

FEP ID	Mogelijk initiërende FEP	Argumenten voor uitsluiting in significantie-screening
1.1.04.02	Inadequate backfill of inter-monolith space (<i>Inadequate opvulling van tussenruimte tussen monolietstapels</i>)	De mogelijke lokale mechanische (aardbevingsbestendigheid) of hydraulische (afvoer van insijpelend water) effecten zijn niet significant.
1.1.05.02	Poor closure (<i>Gebrekkige sluiting</i>)	Gebrekkige sluiting ^(S) kan ertoe leiden dat de drainagebuizen niet opgevuld worden, of dat de zettingsvoegen in de verbindingstunnels niet verwijderd of doorboord worden. Dit heeft echter geen significante gevolgen. Verifieerbare QA/QC maatregelen maken andere aspecten van gebrekkige sluiting (te lage hydraulische geleidbaarheid van het opvulmateriaal van de inspectieruimte of het zandcement van de inspectiegalerij of de verbindingstunnels, aanwezigheid van grote niet-gedetecteerde spleten/openingen in het opvulmateriaal van de inspectieruimte) uiterst onwaarschijnlijk.
2.1.03.01	Material defects (caisson) (<i>Materiaaldefecten aan de caisson</i>)	Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden. Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.
2.1.04.01	Non-perfect backfilling of monoliths (<i>Onvolledige opvulling van monolieten</i>)	Effecten op de prestatie zijn uiterst onwaarschijnlijk door verifieerbare QA/QC maatregelen (volume vulmortel; visuele inspectie – DR24 'lege ruimtes in de bergingsverpakking beperken' in §7.4.2.1 [HS-7]).
2.1.04.02	Material defects (mortar) (<i>Materiaaldefecten aan de vulmortel</i>)	Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden. Door het QA/QC programma (§7.5.3 [HS-7]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.
2.1.05.01.1	Material defects (multi-layer cover) (<i>Materiaaldefecten aan de afdekking</i>)	Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden. Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.
2.1.05.02.1	Material defects (module roof) (<i>Materiaaldefecten aan het moduledak</i>)	Detecteerbare non-conformiteiten aan de structurele topplaat of de afschermingsplaten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden. Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.
2.1.06.01.4	Material defects (module base) (<i>Materiaaldefecten aan de modulebasis</i>)	Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden. Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.

FEP ID	Mogelijk initiërende FEP	Argumenten voor uitsluiting in significantie-screening
2.1.06.02.3	Material defects (foundations) (Materiaaldefecten aan de funderingen)	<p>Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden.</p> <p>Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.</p>
2.1.06.03.1	Material defects (walls) (Materiaaldefecten aan de modulewanden)	<p>Detecteerbare non-conformiteiten zullen volgens de geldende procedures behandeld worden.</p> <p>Door het QA/QC programma (§8.8 [HS-8]) is het onwaarschijnlijk dat niet-gedetecteerde problemen tot significante effecten zouden leiden.</p>
2.1.07.05	Clogging (Dichtslibben)	<p>Lokale effecten zijn niet significant door de aanwezige redundantie in de mogelijke routes voor waterstroming tussen de verschillende monolietstapels en in de drainagepunten.</p> <p>Globale effecten zijn uiterst onwaarschijnlijk door het QA/QC programma (onder andere proeven ter verificatie van de granulometrie – DR5.f 'voldoende drainage van water tussen de monolietstapels' in §8.5.1.2 [HS-8]).</p>
2.1.09.02	Chemical weathering (Chemische verwerking)	<p>In geval van afwijkingen van de beoogde performantie zijn de gevolgen van chemische verwerking ondergeschikt aan andere effecten en dus afgedekt door de verwachte evolutie.</p> <p>Door strenge eisen met betrekking tot de sulfaatconcentratie (pyrietgehalte) in de klei van de aarden afdekking (DR10 'compatibele materialen gebruiken' in §8.5.7.2 [HS-8]) en de keuze voor het type cement en betonsamenstelling voor de ondoorlatende topplaat die rekening houdt met zuurresistentie (§5.5.1.1 [HS-5]), worden de onderliggende barrières beschermd tegen externe sulfaataantasting (§5.3.2.2.1 [HS-5]).</p>
2.1.09.03	Metallic corrosion (Corrosie van metaal)	<p>De gasgeneratie door anaerobe corrosie van metalen is relatief zwak en heeft geen significant effect.</p> <p>Mechanische effecten worden volledig afgedekt binnen de verwachte evolutie vanaf fase IV:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) geen corrosieschade, behoudens lokale effecten, tijdens fase IV (§14.3.2.7); 2) vorming van doorgaande scheuren door opbouw van corrosieproducten vanaf fase V (§14.3.2.6).
2.1.10.01	Microbiological processes (Microbiologische processen)	<p>Significante microbiële activiteit is onwaarschijnlijk in afwezigheid van nutriënten en bij hoge pH.</p> <p>Er konden geen omstandigheden geïdentificeerd worden waarbij lokale microbiologische processen significante effecten hebben.</p>
2.1.12	Gas sources and effects (in waste and EBS) (Bronnen en effecten van gasvorming in afval en SSC's)	<p>Onder normale omstandigheden is er geen water (nodig als solvent of reagens) beschikbaar tot de start van fase V.</p> <p>Vanaf de degradatie, wanneer water beschikbaar wordt, zal gas via de scheuren geëvacueerd worden waardoor er geen drukopbouw is. De effecten zijn dan ook niet significant.</p>
2.2.06.04	Settlements (Zettingen)	<p>Statische en dynamische zettingen (zowel in de verzadigde als de niet-verzadigde grondlagen) zullen de structurele integriteit van de verschillende SSC's of de veiligheidsfuncties die zij vervullen niet aantasten. Het zettingsproces is dan ook niet significant voor de langetermijnveiligheid (zie §8.3.3.2 [HS-8]).</p>

FEP ID	Mogelijk initiërende FEP	Argumenten voor uitsluiting in significantie-screening
3.1.05	Organics and potential for organic forms (Organische stoffen en mogelijke organische verbindingen)	Organische stoffen in de aarden afdekking hebben in het algemeen geen significant effect omdat deze niet op de migratieweg van de radionucliden ligt, maar kunnen met insijpelend water naar de modules getransporteerd worden. Het stabiliserende effect van organische stoffen op eventuele colloïden werd in rekening gebracht bij de evaluatie van FEP 3.2.04. Effecten van organische stoffen in het afval zijn niet significant, met uitzondering van cellulose (FEP 2.1.01.03) en andere complexvormende agentia (FEP 3.2.05) die als initiërende FEP's worden meegenomen (Tabel 14-7).
3.2.04	Colloids, contaminant interactions and transport with (Interacties en transport van contaminanten met colloïden)	Colloïden zullen geen significant negatief effect hebben op de sorptie en migratie van radionucliden, omdat (§5.3.2.13 [HS-5]) <ul style="list-style-type: none"> ▪ de vorming van colloïden beperkt is; en ▪ indien er toch colloïden gevormd worden, deze waarschijnlijk niet stabiel zullen blijven in de cementomgeving, zelfs in aanwezigheid van (stabiliserende) organische stoffen (zie FEP 3.1.05).

^(S) Het (gedeeltelijk) uitblijven van sluiting wordt mogelijk geacht als onzekerheid gelinkt aan sociaal-politieke factoren en wordt daarom als contextuele onzekerheid beschouwd binnen de risicoanalyse (§2.9 [HS-2]).

Op basis van het screeningproces worden uiteindelijk 18 FEP's als 'initiërend' aangemerkt (Tabel 14-7). Hierbij merken we op dat:

- de crash van een groot passagiersvliegtuig (FEP 1.4.14.01) de enige relevante bedreiging vormt voor de *afzonderingscapaciteit* door niet verwachte maar mogelijke gebeurtenissen en processen. Er kan immers geen erosietype (FEP 2.3.07) optreden waardoor erosie van de ondoorlatende topplaat of de modulewanden mogelijk is over de relevante tijdschalen (zie ook Tabel 14-7);
- de effecten van een aantal mogelijk initiërende FEP's (FEP's 1.1.04.02, 1.1.05.02, 2.1.07.05 en 2.2.06.04 uit Tabel 14-6) op de *migratiewegen van radionucliden* niet significant zijn door aanpassingen in het ontwerp met betrekking tot het tegengaan van het badkuipeffect. Er werden dus geen verstoringen geïdentificeerd die aanleiding kunnen geven tot een bypass van de modulebasis of de fundering. Enkel de FEP 1.4.14.01 kan, in het geval van de crash van een groot passagiersvliegtuig, aanleiding geven tot mogelijke bijkomende migratiewegen van radionucliden via een rechtstreekse verspreiding van het afval in de biosfeer (zie hoger);
- een essentieel onderdeel van het monitoringprogramma gericht is op het detecteren en mitigeren van schade aan de afdekking (§16.5.5 [HS-16]). Tijdens de nucleaire reglementaire controlefase (*fase III*) zal actief onderhoud verricht worden aan de afdekking zodat eventuele schade hersteld zal worden. Enkel in het geval van een aardbeving die groter is dan de ontwerpaardbeving voor de betonnen SSC's of de crash van een passagiersvliegtuig, kan er structurele schade zijn aan de modules en monolieten tijdens fase III – in dat geval zal de schade aan de aarden afdekking en mogelijke schade aan de ondoorlatende topplaat en modules geanalyseerd worden en kan er beslist worden om de afdekking plaatselijk af te graven en eventuele schade te herstellen;

- initiërende FEP's die hun oorsprong vinden in het afval en een effect⁵¹ kunnen hebben op de R1 en/of R3-functie, vanaf fase III beschouwd worden. Echter zijn tijdens fase III geen significante effecten te verwachten, aangezien
 - ▶ de hoeveelheid complexanten die ontstaan door degradatie van componenten in het afval nog zeer beperkt zal zijn (zeer trage verouderingsprocessen, zie §14.3.2.4.5);
 - ▶ de invloed van mogelijke complexvorming of sorptiereductie pas voelbaar zal zijn wanneer waterinsijpeling mogelijk is in het systeem, wat niet het geval is tijdens fase III (diffusiegecontroleerd radionuclidentransport).

De ontwikkeling van AES'en uitgaande van de initiërende FEP's wordt beschreven in §14.6.2.1.

Tabel 14-7: Lijst van initiërende FEP's. Voor de details van de effectbeschrijving verwijzen we naar Annex 2 van [OD-014]. Significante effecten zijn vet gedrukt.

	FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
1	1.1.03.01	Poor quality construction (Constructie van gebrekkige kwaliteit)	<p>Globale effecten zijn onwaarschijnlijk, aangezien ze vermeden of opgemerkt zullen worden door toepassing van het QA/QC programma en in casu behandeld volgens de van toepassing zijnde procedure (§8.8 [HS-8]).</p> <p>Lokale constructieproblemen die onopgemerkt zouden blijven, zullen niet leiden tot effecten die niet beschouwd zijn in de verwachte evolutie (afwijkingen van de beoogde prestatie – §14.3.2.7).</p> <p>Enkel zeer kleinschalige constructieproblemen, zoals kleinschalige grindnesten of problemen met de dichtheid of oriëntatie van de vezels in vezelversterkt beton, kunnen onopgemerkt blijven:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ kleinschalige grindnesten hebben een verwaarloosbaar effect op de mechanische eigenschappen en enkel een beperkt lokaal effect op de duurzaamheid (transporteigenschappen en carbonatatiesnelheid). Het ontwerp bevat voldoende veiligheidsmarges om dit op te vangen. De gevolgen zijn dan ook niet significant; ▪ problemen met de dichtheid of oriëntatie van de vezels zouden kunnen leiden tot een beperkt verlies aan weerstand tegen aardbevingen.
2	1.1.12	Accidents and unplanned events (Ongevallen en onvoorziene gebeurtenissen)	<p>Ongevallen en onvoorziene gebeurtenissen tijdens de periode na sluiting die een effect kunnen hebben op de prestatie of de veiligheid, zijn:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ wind en tornado's (met inbegrip van valwind). Omvallende bomen kunnen aanleiding geven tot versnelde erosie; ▪ brand. Dit kan leiden tot het tijdelijk wegvallen van de vegetatie en dus een versnelde erosie. Aangezien de vegetatie zich snel zal herstellen, is dit effect niet significant; en ▪ projectielen, door structureel of mechanisch falen van installaties in de omgeving. Deze zouden slechts tot lokale degradatie van de aarden afdekking leiden.

⁵¹ Een effect op R1 en/of R3 wordt vermeld indien het sorptiegedrag van radionucliden of de sorptiecapaciteit van een SSC rechtstreeks geïmpliceerd wordt (effect op K_d). Scheuren kunnen eveneens een impact hebben op R3 indien ze leiden tot een bypass waardoor de sorptiecapaciteit van een SSC onderbenut zal blijven. Dergelijke mogelijke effecten van initiërende FEP's, inclusief geïmpliceerde FEP's, worden op een omhullende manier in rekening gebracht bij de scenario-ontwikkeling (§14.6.2.1).

	FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
3	1.2.03	Seismicity (Seismische activiteit)	<p>De mogelijke effecten zijn afhankelijk van de magnitude en het tijdstip van optreden van de aardbeving:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ voor een aardbeving met een terugkeerperiode van meer dan 1 225 jaar (referentie-aardbeving met terugkeerperiode 8 575 jaar) kan er schade optreden aan de bovenste lagen van de ophoging aan de zijdes (§8.5.7.3 [HS-8]), wat een versnelde erosie kan teweegbrengen. De betonnen SSC's weerstaan aan deze aardbeving. Een dergelijke aardbeving is dus initiërend voor de aarden afdekking, maar niet voor de betonnen SSC's. <ul style="list-style-type: none"> ○ tijdens fase III zal schade hersteld worden, waardoor er geen effect is; ○ tijdens fase IV kunnen afschuivingen van de ophoging aan de zijdes, met inbegrip van de bio-intrusie laag, leiden tot een vervroegde blootstelling van de modulewanden en ondoorlatende topplaat aan atmosferische carbonatatie en vries-dooicycli en bijgevolg vroegere degradatie van het bergingssysteem (inclusief de monolieten); ○ tijdens fase V worden de gevolgen afgedekt door de verwachte evolutie (§14.3.2.6). ▪ bij een aardbeving met een terugkeerperiode van meer dan 8 575 jaar, zoals de referentie-BDBE (terugkeerperiode 20 000 jaar), zou de aarden afdekking falen, wat aanleiding kan geven tot versnelde erosie. Afschuivingen van de ophoging aan de zijdes leiden tot een vervroegde blootstelling van de modulewanden en ondoorlatende topplaat aan atmosferische carbonatatie en vries-dooicycli. In extreme gevallen kan dit leiden tot (lokale) <i>blootlegging</i> van de betonnen SSC's. <ul style="list-style-type: none"> ○ tijdens fase III zal schade aan de afdekking hersteld worden. Een deel van de onderliggende betonstructuren kan schade hebben opgelopen door de aardbeving, met lokaal vroegere degradatie tot gevolg. Dit wordt afgedekt door de verwachte evolutie (afwijkingen van de beoogde performantie – §14.3.2.7); ○ tijdens fase IV en V zou een zware aardbeving leiden tot het falen van de aarden afdekking en ophoging aan de zijdes en schade aan de betonnen SSC's (ondoorlatende topplaat, afschermingsplaten en monolieten). Dit betekent een vroegere, snellere en grotere degradatie van een deel van, of het volledige, bergingssysteem.
4	1.3.03	Climate change, regional and local (Regionale en lokale klimaatverandering)	<p>Door de mogelijke klimaatverandering zal de waarschijnlijkheid van optreden van extreme regenval toenemen, met mogelijk versnelde erosie.</p> <p>Toename van de CO₂-partiedruk in de atmosfeer kan leiden tot een iets verhoogde carbonatatiesnelheid (fase III en IV). De betondekking is voldoende om dit op te vangen, waardoor er geen significant effect is.</p> <p>Grondwaterschommelingen kunnen aanleiding geven tot bijkomende zettingen, die echter niet significant zijn (zie FEP 2.2.06.04 in Tabel 14-6).</p>

	FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
5	1.4.14	Explosions and crashes (Ontploffingen en crashes)	<p>De scope van deze FEP wordt beperkt tot explosies; crashes worden beschouwd onder FEP 1.4.14.01.</p> <p>De aarden afdekking kan plaatselijk beschadigd raken door projectielwerking geassocieerd met een explosie of schade aan eventuele bomen op de afdekking.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ tijdens fase III zal deze schade hersteld worden; ▪ vanaf fase IV zou schade aan de aarden afdekking kunnen leiden tot versnelde erosie, en vroegtijdige degradatie van een aantal modules.
6	1.4.14.01	Plane crash (Vliegtuigcrash)	<p>Een vliegtuigcrash zou leiden tot kratervorming met gedeeltelijke tot volledige vernieling van de aarden afdekking en mogelijk structurele schade aan de onderliggende ssc's. Ook zou zich een kerosinebrand voordoen. De directe effecten zullen na sluiting tot lagere impacts leiden dan bij een vliegtuigval tijdens de exploitatiefase Ia (zonder aarden afdekking).</p> <p>De magnitude van de effecten is afhankelijk van het beschouwde type vliegtuig.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ In het geval van een crash van een militair vliegtuig wordt verwacht dat de diepte van de impactkrater beperkt blijft: uit militaire statistieken blijkt dat slechts zelden een krater dieper dan 1 m geslagen wordt [R14-77]. Wat betreft mogelijke schade aan onderliggende structuren, werd de hoogste pseudo-seismische belasting geschat als equivalent aan een aardbeving met terugkeerperiode van 8 575 jaar [OD-172]. Aangezien de betonnen ssc's door hun ontwerp hertegen bestand zijn, wordt geen schade aan de modules of monolieten verwacht. <ul style="list-style-type: none"> ○ Tijdens fase III mag verondersteld worden dat eventuele schade aan de afdekking hersteld wordt; ○ Vanaf fase IV zou een crash van een militair vliegtuig lokale schade aan de afdekking kunnen veroorzaken die niet hersteld wordt en die zou leiden tot een vroegere degradatie van de onderliggende barrières. ▪ Een crash van een passagiersvliegtuig zou kunnen leiden tot een grotere schade aan de aarden afdekking en de modules. De grootste gerapporteerde^s krater van een quasi-verticale crash van een Boeing 737-200 is ongeveer 18 m × 16 m breed en 9 m diep. Voor een Boeing 767-400 Er werd een pseudo-seismische belasting op de modules berekend die overeenkomt met 10 keer de belasting van de aardbeving met een terugkeerperiode van 8 575 jaar [OD-172]. De effecten zijn afhankelijk van het beschouwde tijdvak. <ul style="list-style-type: none"> ○ Tijdens fase III zal de schade aan de afdekking hersteld worden en er zullen maatregelen genomen worden om de gevolgen van schade aan modules en monolieten te milderen. Er wordt enkel een directe radiologische impact beschouwd via een atmosferische 'plume and puff release' en kerosinebrand, waarbij radionucliden rechtstreeks in de biosfeer terechtkomen; ○ Vanaf fase IV worden tevens uitgestelde effecten beschouwd: <ul style="list-style-type: none"> ○ vroegere, snellere en grotere degradatie van de geïmpacteerde modules, als gevolg van de impactkrater en structurele schade aan onderliggende betonnen ssc's. De andere modules zouden door de schokgolf eveneens vroeger kunnen degraderen dan in de verwachte evolutie;

FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
		<ul style="list-style-type: none"> ○ gelet op de diepte van de impactkrater en de schade veroorzaakt aan de ondoorlatende topplaat en de modules, waardoor een lokale blootlegging optreedt, kan afval hierbij rechtstreeks vrijkomen in de biosfeer. Er wordt blootstelling beschouwd van personen in de impactkrater.
7	2.1.01.03 Presence of non-allowed non-radioactive components (Aanwezigheid van niet-toegelaten niet-radioactieve bestanddelen)	<p>Grootschalige non-conformiteiten zijn onwaarschijnlijk door toepassing van conformiteitscriteria [HS-15] en controles hierop.</p> <p>In geïsoleerde gevallen kan niet uitgesloten worden dat een compatibiliteitsprobleem niet wordt opgemerkt (bijvoorbeeld door een menselijke fout of door technische beperkingen). Grootschalige non-conformiteiten zijn onwaarschijnlijk, met uitzondering van niet in aanmerking genomen cellulose (zie FEP 2.1.09.06).</p>
8	2.1.02.03 Material defects (waste) (Materiaaldefecten in het afval)	<p>Grootschalige effecten van materiaaldefecten in het afval worden uitgesloten door de toepassing van conformiteitscriteria [HS-15] en controles hiervan. Geïsoleerde gevallen van niet-gedeteteerde non-conformiteiten kunnen mogelijk leiden tot</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ een expansieve reactie in het afval, met scheurvorming in het afval en/of de monoliet. Deze effecten zullen lokaal zijn en daarom niet significant; ▪ reductie van de sorptie in het afval.
9	2.1.07 Mechanical processes and conditions (in waste and EBS) (Mechanische processen en omstandigheden in afval en SSC's)	<p>Mogelijke mechanische belastingen worden beschouwd onder FEP's 2.1.09.03 en 2.2.06.04 in Tabel 14-6; en FEP's 1.2.03, 1.4.14.01, 2.1.02.03 en 2.1.08.02 in deze tabel.</p>
10	2.1.07.03 Subsidence/collapse (Verzakkingen / instortingen)	<p>Gegeven de beperkte open ruimtes in het bergingssysteem zijn geen significante veranderingen in de globale geometrie van het bergingssysteem mogelijk door een verlies aan mechanische ondersteuning.</p> <p>Verzakkingen en instortingen kunnen zich voordoen als gevolg van andere FEP's, in het bijzonder</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ een aardbeving met een terugkeerperiode van meer dan 8 575 jaar (zie FEP 1.2.03); ▪ vliegtuigcrash (zie FEP 1.4.14.01); ▪ gebrekkige constructie (zie FEP 1.1.03.01), wat onwaarschijnlijk wordt geacht; ▪ FEP's waardoor de carbonatie versnelt of vervroegt – deze effecten zijn niet significant.
11	2.1.07.04 Fracturing (Scheurvorming)	<p>Scheurvorming kan zich voordoen ten gevolge van andere FEP's, in het bijzonder</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ een aardbeving met een terugkeerperiode van meer dan 8 575 jaar (zie FEP 1.2.03); ▪ een vliegtuigcrash (zie FEP 1.4.14.01); ▪ verwering door vorst (zie FEP 2.1.08.02) na degradatie van de aarden afdekking door bijvoorbeeld erosie; ▪ materiaaldefecten aan het afval – in dit geval zijn de effecten lokaal en niet significant (zie FEP 2.1.02.03); ▪ corrosie van metalen – wat beschouwd wordt binnen de verwachte evolutie (FEP 2.1.09.03 in Tabel 14-6); ▪ zettingen (effecten zijn niet significant – zie FEP 2.2.06.04 in Tabel 14-6).
12	2.1.08.02 Frost weathering (Verwering door vorst)	<p>In het geval van ernstige erosie (zie FEP 2.3.07) kan verwering door vorst bijdragen tot de degradatie van beton.</p>

FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
13	2.1.09.06 Cellulosic degradation (Degradatie van cellulose)	De aanwezigheid van niet-gedetecteerde en niet toegelaten hoeveelheden cellulose in het afval kan tot twee types effecten leiden: <ul style="list-style-type: none"> ▪ productie van isosaccharinezuur (ISA) dat complexeert met een aantal radionucliden en als zodanig de sorptie op cementgebonden materiaal kan verminderen (zie FEP 3.2.05); ▪ generatie van gasvormige degradatieproducten, die echter geen significant effect hebben.
14	2.1.09.07 Introduced complexing agents due to cellulose (Door cellulose geïntroduceerde complexanten)	Zie FEP 2.1.09.06.
15	2.3.05.02 Extremes of precipitation, snow melt and associated flooding (Extreme neerslag, smeltwater van sneeuw en resulterende overstromingen)	Erosie ten gevolge van hevige regens kan leiden tot het verlies van belangrijke hoeveelheden bodem en geulvorming: <ul style="list-style-type: none"> ▪ tijdens fase III zal schade aan de aarden afdekking hersteld worden; maar ▪ vanaf fase IV kan ernstiger erosie door geulvorming ten gevolge van extreme neerslag zich vooral voordoen wanneer de vegetatie op de aarden afdekking tijdelijk afwezig zou zijn.
16	2.3.07 Erosion and deposition (Erosie en afzettingen)	<p>Versnelde en verhoogde erosie ten opzichte van de verwachte evolutie kan zich voordoen ten gevolge van extreme gebeurtenissen die krachtig genoeg zijn om de bio-intrusie laag aan te tasten, bijvoorbeeld een aardbeving groter dan de aardbeving beschouwd in de verwachte evolutie, of andere onverwachte gebeurtenissen zoals valwinden en tornado's, extreme regenval met een grotere terugkeerperiode dan 1 225 jaar en explosies. Hierbij bestaat de mogelijkheid dat de bio-intrusie laag vroeger gedegradeerd is, wat kan leiden tot (lokale) blootlegging van de modulewanden en ondoorlatende topplaat en vervroegde blootstelling aan atmosferische carbonatatie en vries-dooicycli.</p> <p>Het geval van extreme erosie en (lokale) blootlegging van betonnen SSC's kan (in ieder geval tijdelijk – zie [R14-60]), door een verminderde evapotranspiratie, aanleiding geven tot een verhoogde drainage doorheen de restanten van de aarden afdekking. De waterstroming in de modules zal echter niet toenemen zolang de ondoorlatende topplaat geen doorgaande scheuren vertoont. Aangezien de degradatieprocessen van de betonnen SSC's dezelfde blijven als in de verwachte evolutie, namelijk progressieve delaminatie als gevolg van vries-dooicycli en degradatie door carbonatatie (§14.3.2.6), wordt geen versnelde, maar enkel een vervroegde degradatie verwacht ten gevolge van erosie, waardoor het tijdelijke effect van verhoogde drainage geminimaliseerd wordt.</p> <p>Extreme omstandigheden zoals kusterosie en glaciële erosie kunnen voor de site in Dessel en voor de tijdschalen relevant voor de evaluatie van AES'en, uitgesloten worden:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ kusterosie ten gevolge van een significante stijging van de zeespiegel zou als alternatieve evolutie pas kunnen optreden binnen 6 000 à 10 000 jaar (§4.2.2 van [OD-077]). Over dergelijke tijdschalen zijn de onzekerheden op de evolutie van het bergingssysteem al van die aard dat penalisierende scenario's beschouwd worden (§14.2.2.1); ▪ de meest pessimistische klimaatscenario's met betrekking tot het optreden van ijstijden gaan uit van een vroege ijstijd binnen 53 000 jaar (§4.3 van [OD-077]), wat buiten de evaluatieperiode valt (§14.2.2.2).

	FEP ID	Initiërende FEP	Effectbeschrijving
17	2.3.07.02	Denudation (Blootlegging)	Een volledige blootlegging van de ondoorlatende topplaat en alle modules is onwaarschijnlijk. Lokale blootlegging is mogelijk in het geval van (een combinatie van) processen en gebeurtenissen die tot extreme erosie leiden (zie FEP 2.3.07).
18	3.2.05	Chemical complexing agents, effects on contaminant speciation/transport (Effecten van chemische complexvormende agentia op speciatie en transport van contaminanten)	De niet-gedetecteerde aanwezigheid van complex- of chelaatvormende agentia in het afval kan het radionuclidentransport versnellen door een verlaging van de sorptie op cementgebonden materiaal: <ul style="list-style-type: none"> ▪ aanwezigheid van cellulose: zie FEP 2.1.09.06; ▪ aanwezigheid van chloor: de chloride-inhoud is sterk afhankelijk van de herkomst van het afval en dus controleerbaar, waardoor niet-gedetecteerde non-conformiteiten onwaarschijnlijk zijn; ▪ degradatie van PVC, waarvan de effecten niet significant zijn (§5.3.2.10.4 [HS-5]).

^s <http://avherald.com/h?article=45de4d1f>

14.3.4 Verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen na enkele duizenden jaren (fase VI)

Na enkele duizenden jaren wordt het moeilijk om het oppervlaktebergingssysteem en zijn mogelijke evolutie(s) eenduidig af te lijnen wegens de groeiende onzekerheid en toenemende heterogeniteit in deze evolutie. Er zijn echter geen karakteristieken, processen of gebeurtenissen die aanleiding kunnen geven tot het plotselinge en volledige vrijkomen van radionucliden die nog in het systeem aanwezig zijn na enkele duizenden jaren.

Hier wordt een overzicht gegeven van de karakteristieken, processen en gebeurtenissen die op lange termijn bepalend zijn voor

- de evolutie van de insluitingscapaciteit van het bergingssysteem (§14.3.4.1);
- het potentieel voor direct contact tussen mens en afval (afzondering – §14.3.4.2).

14.3.4.1 Evolutie van de insluitingscapaciteit

Karakteristieken, processen en gebeurtenissen die de evolutie van de insluitingscapaciteit van het bergingssysteem op lange termijn bepalen omvatten

- erosie van de aarden afdekking;
- flora en fauna agressies;
- degradatie van de vezelversterkte ondoorlatende topplaat en afschermingsplaten en klassiek gewapende betonnen modules en caissons door vries-dooi cycli;
- degradatie van de topplaat, modules, afschermingsplaten, caissons, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de zandcementophoging door carbonatatie;
- degradatie van het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de zandcementophoging door uitloging;
- lokale insijpeling van zuurstofrijk water in de modules;
- lokale blootstelling aan atmosferische omstandigheden binnen de modules;

- lokale afschuivingen van resterende gedeeltes van de aarden afdekking en degradaties van betonnen barrières door aardbevingen;
- variabiliteit in termen van niet-gesatureerde waterstroming in het systeem door
 - ▶ variabiliteit van de waterinsijpeling doorheen de resterende gedeeltes van de aarden afdekking,
 - ▶ variabiliteit van de grootte en oriëntatie van blokken uitgeharde matrix, aggregaten, scheuren, opvulmateriaal tussen de monolietstapels,
 - ▶ variabiliteit van de poriëngrootte in zand, intacte matrix, gecarbonateerde matrix en uitgeloopte matrix,
 - ▶ configuraties van doorgaande en niet-doorgaande scheurpatronen,
 - ▶ variabiliteit van de opening van scheuren;
- chemische degradatieprocessen van het afval;
- variabiliteit in termen van het vrijkomen van radionucliden uit het afval omdat dit in sommige afvaltypes snel gebeurt en in andere afvaltypes traag (§14.3.1.2);
- diffusief transport van radionucliden in stukken betonmatrix en advectief transport in netwerken van doorgaande scheuren, afvalmatrix van sommige afvaltypes, conductief materiaal in de tussenruimte tussen de monolietstapels, het conductieve sorberende materiaal in de inspectieruimten en dat van de zandcementophoging;
- niet verwachte maar mogelijke gebeurtenissen en processen die een belangrijk effect kunnen hebben op het bergingssysteem of op de migratiewegen van radionucliden uit het bergingssysteem (de initiërende FEP's uit §14.3.3) en die aan de basis liggen van verdere erosie, afschuivingen van resterende gedeeltes van de aarden afdekking en degradaties van betonnen barrières.

Deze karakteristieken, processen en gebeurtenissen alsook hun koppelingen zorgen ervoor dat de evolutie niet-lineair zal zijn en van plaats tot plaats binnen het bergingssysteem kan verschillen.

Het geheel van afval, monolieten, modules en afdekking zal uiteindelijk verworpen tot een vermenging van brokstukken met onzekere configuratie en heterogene chemische toestand. Zelfs onder die omstandigheden verwachten we nog steeds *chemische retentie* door de kunstmatige barrières in die componenten waar diffusie van radionucliden mogelijk is, of die een voldoende hoge permeabiliteit hebben om advectie toe te laten (§14.3.2.6.4).

De chemische toestand van beton, de vulmortel, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en het zandcement van de ophoging wordt op zeer lange termijn bepaald door *carbonatatie*, en ook *uitloging*. Achter het carbonatie- of uitlogingsfront bevinden de kunstmatige barrières zich in toestand IV (calciet). In het resterende deel, voor het front, bevinden de materialen zich in hun oorspronkelijke chemische toestand I (beton, opvulmateriaal van de inspectieruimte, sommig afval), II (afval, zandcementophoging) of het begin van toestand III (vulmortel van de monolieten). Uit archeologische artefacten blijkt dat C-S-H ook na duizenden jaren in het systeem aanwezig kan zijn [R14-70]. We verwachten dan ook een *heterogeen chemisch systeem* waarin op sommige plaatsen nog portlandiet en C-S-H aanwezig zijn (toestand I, II of III) en op andere plaatsen uitsluitend calciet (toestand IV) resulterend uit de aggregaten en carbonatatie en uitloging van beton [R14-65][R14-71][R14-72].

14.3.4.2 Evolutie van het potentieel voor direct contact tussen mens en afval (afzondering)

Karakteristieken, processen en gebeurtenissen die het potentieel voor direct contact tussen de mens en de restanten van het radioactieve afval kunnen verhogen, omvatten

- erosie van de aarden afdekking (verminderde dikte van de afdekking);
- flora en fauna agressies;
- degradatie van de vezelversterkte ondoorlatende topplaat en afschermingsplaten en klassiek gewapende betonnen modules en caissons door vries-dooi cycli;
- degradatie van de topplaat, modules, afschermingsplaten en caissons door carbonatatie;
- chemische degradatieprocessen van het afval;
- lokale afschuivingen van resterende gedeeltes van de aarden afdekking en degradaties van betonnen barrières door aardbevingen;
- niet verwachte maar mogelijke gebeurtenissen en processen die een belangrijk effect kunnen hebben op het bergingssysteem of op de migratiewegen van radionucliden uit het bergingssysteem (de initiërende FEP's uit §14.3.3) en die aan de basis liggen van verdere erosie, afschuivingen van resterende gedeeltes van de aarden afdekking en degradaties van betonnen barrières.

Deze karakteristieken, processen en gebeurtenissen alsook hun koppelingen leiden ertoe dat het geheel van afval, monolieten, modules en afdekking zal uiteindelijk verworden tot een vermenging van brokstukken met onzekere configuratie en activiteitsconcentratie. Daardoor kan *direct contact* tussen radionucliden uit het afval en de mens gefaciliteerd worden over tijdschalen van enkele duizenden jaren.

14.3.5 Identificatie van mogelijke routes waarlangs blootstelling kan optreden

Radiologische impacts zijn een gevolg van het vrijkomen van radionucliden uit het bergingssysteem in de biosfeer. Dit kan gebeuren door

- 1) uitlogging naar het grondwater (§14.3.5.1);
- 2) direct contact tussen mens en afval (§14.3.5.2);
- 3) rechtstreeks vrijkomen van contaminatie in de biosfeer vanuit de berging (§14.3.5.3);
- 4) gasvormige vrijzetting (§14.3.5.4).

14.3.5.1 Uitlogging naar het grondwater

De mogelijke transfer- en blootstellingswegen ten gevolge van uitlogging naar het grondwater zijn afhankelijk van de beschouwde *biosfeerreceptoren* (zie ook §4.11.2 [HS-4]). De leidraad 'biosfeer' [R14-15] stipuleert dat voor de periode na sluiting

- de *voornaamste* biosfeerreceptoren geïdentificeerd moeten worden (RBIO -1);
- voor elke geïdentificeerde voornaamste biosfeerreceptor, de *representatieve personen* (potentieel meest blootgestelde groep), bepaald moeten worden (RBIO-2); en

- voor elke geïdentificeerde voornaamste biosfeerreceptor en zijn geassocieerde potentieel meest blootgestelde groep, alle *transfer- en blootstellingswegen* geïdentificeerd en geëvalueerd moeten worden (RBIO-3).

De mogelijke biosfeerreceptoren en hun locatie worden bepaald door het mogelijke beïnvloedingsgebied van de contaminatie. Dit bevindt zich ten noorden van de bergingsite, zoals beschreven in §4.6.2.8 [HS-4]. Drie types van interfaces tussen de geosfeer en de biosfeer komen in aanmerking (hoofdstuk 3 van [OD-030]):

- een waterput (privégebruik of industriële drinkwaterwinning) – §14.3.5.1.1;
- oppervlaktewateren (rivieren of vijvers) – §14.3.5.1.2;
- bodems, waar de grondwaterstanden hoog zijn (kwelgebieden) of contaminatie van de vaste fase optreedt – §14.3.5.1.3.

14.3.5.1.1 Waterput

14.3.5.1.1.1 Waterput voor privégebruik

In de omgeving van de bergingsite is het niet ongebruikelijk dat landbouwers of andere bewoners beschikken over een waterput in de *bovenste aquifer*. Omdat de toekomstige positie van een dergelijke waterput niet gekend is (§14.3.6.3.7), wordt de meest ongunstige plaats gekozen (§14.4.6.1): aan de voet van een tumulus op de plaats waar de hoogste concentraties worden berekend.

In lijn met §5.1.7 van de leidraad ‘biosfeer’ [R14-15] behoren de met de waterput geassocieerde representatieve personen tot een *in zichzelf voorzienende* landbouwgemeenschap die

- noch voedsel noch water betreft van regio’s buiten het beschouwde gebied; en
- de waterput gebruikt om te voorzien in haar jaarlijkse waterbehoefte (drinkwater, irrigatie, drenken van vee).

De beschrijving van de *transfer- en blootstellingswegen* in de biosfeer gebeurt in het kader van de biosfeermodelontwikkeling in §14.4.7.1.3.

14.3.5.1.1.2 Industriële drinkwaterwinning

Drinkwater wordt voornamelijk gewonnen uit de *onderste aquifer* (§4.3.3.4.1 [HS-4]). De contaminatie hiervan blijft beperkt door de aanwezigheid van de Kasterlee Klei tussen de bovenste en onderste aquifers.

Extractie van water wordt afgedekt door de beschouwing van een waterput voor privégebruik in de (sterker gecontamineerde) *bovenste aquifer* (§14.3.5.1.1.1), waarvan het water onder andere als drinkwater wordt aangewend. Daarom wordt een industriële drinkwaterwinning niet beschouwd als één van de voornaamste biosfeerreceptoren.

14.3.5.1.2 Gebruik van oppervlaktewateren

Radionucliden die getransporteerd worden via het grondwater kunnen uiteindelijk in de lokale oppervlaktewateren (meren en vijvers, rivieren) terecht komen.

14.3.5.1.2.1 Meren en vijvers

Binnen het beïnvloedingsgebied van de contaminatiepluim (§4.6.2.8 [HS-4]) bevinden zich een aantal (kunstmatige) meren en vijvers, die respectievelijk het gevolg zijn van het beëindigen van de zandwinning en het steken van turf (§4.3.3.4.3 [HS-4]). Deze laatste worden gevoed door de aquifer.

In vergelijking met de rivieren komt slechts een kleine fractie van de bronflux in deze vijvers en meren terecht (§14.4.5.5.1.2 en §14.4.5.5.2.2 – zie ook §2.2.3.2 en §4.3.4.1 van [OD-026]), waardoor de rivierreceptor (§14.3.5.1.2.2) als omhullend kan worden beschouwd. Deze meren en vijvers worden daarom niet beschouwd als één van de voornaamste biosfeerreceptoren.

14.3.5.1.2.2 Rivieren

De contaminatiepluim migreert in de richting van de waterlopen (*Witte Nete* en *Kleine Nete*), vanwaar zij opwaarts naar het oppervlaktewater migreert (§4.6.2.8 [HS-4]) en hierin aan verdunning onderhevig is. Antropogeen gebruik van de rivieren betreft vandaag vooral het drenken van vee, irrigatie en recreatief vissen.

In lijn met §5.1.7 van de leidraad ‘biosfeer’ [R14-15] behoren de met de rivierreceptor geassocieerde representatieve personen tot een in zichzelf voorzienende landbouwgemeenschap die

- noch voedsel noch water betreft van regio’s buiten het beschouwde gebied; en
- rivierwater gebruikt om te voorzien in haar jaarlijkse waterbehoefte (drinkwater, irrigatie, drenken van vee).

De beschrijving van de *transfer- en blootstellingswegen* in de biosfeer gebeurt in het kader van de biosfeermodelontwikkeling in §14.4.7.1.4.

14.3.5.1.3 Bodems

14.3.5.1.3.1 Kwelgebieden

Bij hoge grondwaterstanden (minder dan 50 cm onder het maaiveld) is er opwaartse grondwaterstroming tot in de wortelzone door capillariteit. Hierdoor kunnen de bodems besmet geraken. Onder het huidige klimaat zijn locaties met een ondiepe grondwaterstand meestal gelegen nabij de overgang van de Witte in de Kleine Nete (Figuur 14-76 in §14.4.5.5.1.3) en dus in het beïnvloedingsgebied van de contaminatiepluim (§4.6.2.8 [HS-4]).

Hoewel de grondwaterstanden naar verwachting zullen dalen onder de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden (zie §14.4.5.4.3), blijven er op basis van de uitgevoerde simulaties locaties met hoge grondwaterstanden mogelijk binnen het beïnvloedingsgebied van de contaminatiepluim (Figuur 14-78 in §14.4.5.5.2.3).

In lijn met §5.1.7 van de leidraad ‘biosfeer’ [R14-15] behoren de met de kwelgebieden geassocieerde representatieve personen tot een in zichzelf voorzienende landbouwgemeenschap die

- noch voedsel noch water betreft van regio’s buiten het beschouwde gebied; en
- een lokale waterput aanwendt om te voorzien in haar jaarlijkse drinkwaterbehoefte.

De beschrijving van de *transfer- en blootstellingswegen* in de biosfeer gebeurt in het kader van de biosfeermodelontwikkeling in §14.4.7.1.5.

14.3.5.1.3.2 Vaste fase van de aquifer

Zandwinning (Mol Zand) is een belangrijke industriële activiteit in de omgeving van de bergingsite (§4.3.3.1.1 [HS-4]). Het risico op contaminatie van de vaste fase van de (bovenste) aquifer wordt beperkt door de lage sorptie op de zandlagen in de omgeving van de bergingsite, door de zeer beperkte fractie glauconiet en zeer lage klei-inhoud van de betrokken lagen (§4.8.1.2 [HS-4] en §7.1.3 van [OD-051]; zie ook §1 van Annex 2 aan [OD-037]). Hoewel werknemers tijdens verschillende stappen in contact kunnen komen met het zand, blijft het blootstellingspotentieel zeer beperkt (§3.3.2.2 van [OD-030]).

Omdat zowel het risico op contaminatie als de eventuele resulterende blootstelling laag zijn en de contaminatie van bodem door opstijgend grondwater of irrigatie met put-of rivierwater omhullend zal zijn in termen van contaminatie van de vaste fase, wordt de vaste fase van de aquifer niet beschouwd als één van de voornaamste biosfeerreceptoren.

14.3.5.2 Direct contact tussen mens en afval

In het geval van direct contact tussen mens en afval is de receptor rechtstreeks gelinkt aan het afval waarmee de representatieve personen in contact komen en bijgevolg scenario-specifiek.

Direct contact tussen mens en afval kan zich in de eerste plaats voordoen ten gevolge van *menselijke intrusie* (aantasting van de afzonderingscapaciteit). In dit geval worden zowel de uitvoerder(s) van de intrusie, die de directe effecten ondergaan, als de naburige bevolking, die de uitgestelde effecten ondergaat, blootgesteld. Dit wordt verder uitgewerkt in §14.7, §14.8 en §14.9.

Ook in penalisierende omstandigheden is er, bij een minimale afzonderingscapaciteit, een potentieel voor direct contact tussen mens en afval (penalisierend grondscenario). Dit wordt uitgewerkt in §14.12.

14.3.5.3 Rechtstreeks vrijkomen in de biosfeer

Grondwater als transportmedium komt niet tussen indien *erosie* rechtstreeks aanleiding zou geven tot het vrijkomen van radionucliden in de biosfeer. In de verwachte evolutie blijft erosie echter beperkt tot oppervlakkige lagen (§14.3.2.6). Niet verwacht, maar wel mogelijk, is de versnelde en verhoogde erosie door externe gebeurtenissen die krachtig genoeg zijn om de bio-intrusielaag aan te tasten (Tabel 14-7 in §14.3.3). Dit blijft echter een scenario van geleidelijke uitloging, aangezien er geen contaminanten rechtstreeks vrijkomen in de biosfeer.

Enkel in het onwaarschijnlijke geval van een *crash van een groot passagiersvliegtuig* zou er door de diepte van de impactkrater een directe migratieweg mogelijk kunnen zijn tussen afval en biosfeer (Tabel 14-7 in §14.3.3; §14.6.2.3).

Extreme omstandigheden zoals kusterosie en glaciale erosie, in welk geval het volledige bergingssysteem onderhevig zou kunnen zijn aan erosie, kunnen voor de site in Dessel en de tijdschalen relevant voor de verwachte en niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem uitgesloten worden (Tabel 14-7 in §14.3.3). In het geval van kusterosie, dat pas als alternatieve evolutie zou kunnen optreden binnen 6 000 à 10 000 jaar (§4.2.2 van [OD-077]), zijn het penalisierende grondwaterscenario en het penalisierende grondscenario, waarin blootstelling het gevolg is van landbouwactiviteit die weinig waarschijnlijk is in de onmiddellijke omgeving van de kustlijn, in ieder geval omhullend in termen van radiologische impact. Het geval van glaciale erosie, dat zich onder de meest pessimistische

klimaatscenario's met betrekking tot het optreden van ijstijden pas binnen 53 000 jaar zou kunnen voordoen, valt buiten de tijdschalen relevant voor de veiligheidsevaluatie (§14.2.2.2.4).

14.3.5.4 Gasvormige vrijzetting

Bepaalde radionucliden die in het afval aanwezig zijn, of hun dochters, kunnen in de gasfase vrijkomen⁵² uit het bergingssysteem. Via de afdekking komen zij terecht in de atmosfeer om vervolgens met de wind getransporteerd worden naar locaties in de omgeving van bergingssite.

De Amerikaanse NRC beveelt aan een *screening* uit te voeren om na te gaan of gasvormige vrijzetting van radionucliden een belangrijke bijdrage kan leveren tot de impact voor de representatieve personen in de omgeving van de bergingssite (§3.3.5.7 van [R14-78]). Hierbij kan aangenomen worden dat

- alle colli/monolieten simultaan falen (zogenaamde 'puff release'); en
- de volledige bronterm aan radionucliden die in de gasfase kunnen vrijkomen, inderdaad beschikbaar zijn voor gasvormige vrijzetting binnen een conservatief korte periode (bijvoorbeeld 1 jaar).

In de screeningberekeningen werd deze mogelijkheid beschouwd (hoofdstuk 5 en Annex 7 van [OD-114]). Atmosferische dispersie werd hierbij gemodelleerd met een tweedimensionaal Gaussiaans pluimmodel. Aangezien gasvormige vrijzetting aanleiding geeft tot radionuclidenconcentraties in de lucht, zijn de relevante blootstellingswegen beperkt tot inhalatie van gassen en externe bestraling door submersie.

De maximale impact onder deze uiterst conservatieve onderstellingen bedraagt enkele μSv per jaar. Bovendien blijkt de impact van gasvormige vrijzetting voor alle radionucliden ettelijke grootteordes lager dan voor uitloging naar het grondwater in geval van acuut vrijkomen (zie ook §14.3.1.4).

Op basis van deze resultaten kan gesteld worden dat het niet nodig is gedetailleerde modellen voor gasvormige vrijzetting van radionucliden in de biosfeer te ontwikkelen voor de radiologische impactberekeningen in de veiligheidsanalyse.

14.3.6 Identificatie en karakterisering van onzekerheden

14.3.6.1 Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie(s)

14.3.6.1.1 Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar

Tot ongeveer 1 000 jaar kan de algemeen verwachte evolutie van het bergingssysteem door middel van één enkel evolutionair pad afgedekt worden, rekening houdend met de onzekerheden, zoals beschreven in §14.3.2.2 tot en met 14.3.2.5.

De onzekerheden met betrekking tot de algemeen verwachte evolutie(s) na 1 000 jaar worden groter en zijn beschouwd in §14.3.2.6 op basis van *twee extreme* evolutionaire paden, waarbinnen de evolutie van het systeem zich situeert.

⁵² Processen die zouden kunnen resulteren in de gasvormige vrijzetting van radionucliden uit het bergingssysteem zijn bijvoorbeeld corrosie van metalen, microbiële degradatie van organisch materiaal, verdamping, radioactief verval en radiolyse.

14.3.6.1.2 Onzekerheid over hoe snel de beperking van de waterinsijpeling in de modules verdwijnt na de start van de degradatie van het bergingssysteem

Verwacht wordt dat de ontwikkeling van *netwerken van doorgaande scheuren* in de ondoorlatende topplaat honderden jaren kan duren, daar (§14.3.2.6)

- carbonatatie van vezelversterkt beton pas tot een toename van de waterinsijpeling zal leiden eens (nagenoeg) de volledige dikte gecarbonateerd is;
- vries-dooicycli aanleiding geven tot een progressieve delaminatie.

Na de start van de degradatie van het bergingssysteem zal de *beperking van de waterinsijpeling* tot in de modules lokaal beginnen te verdwijnen tussen

- nul jaar; en
- enkele honderden jaren

door ontwikkeling van *netwerken van doorgaande scheuren* in de ondoorlatende topplaat. In eerste instantie wordt een niet-uniforme waterinsijpeling in het systeem verwacht waarbij (delen van de) modules aanvankelijk niet aan insijpelend water worden blootgesteld. De waterinsijpeling evolueert in het gedegradeerde gedeelte van het systeem van aanvankelijk 0% tot uiteindelijk 100% van de drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde aarden afdekking (§14.3.6.1.9).

14.3.6.1.3 Onzekerheid op de spreiding in de tijd van de degradatie van modules en monolieten

Zoals gesteld in §14.3.2.6 verwachten we geen abrupt verlies van mechanische eigenschappen maar wel een toenemende heterogeniteit in de evolutie van het bergingssysteem, met een geleidelijke degradatie door scheurvorming in de modules en monolieten.

De monolieten en modules zullen niet in een kortere tijdsspanne dan enkele honderden jaren in totaliteit gedegrademd zijn. Een bovengrens van de degradatieduur is niet gekend.

14.3.6.1.4 Onzekerheid op het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie

Lokale *afwijkingen* van de beoogde performantie kunnen niet formeel worden uitgesloten (§14.3.2.7).

- Het effect daarvan zou zijn dat het bergingssysteem lokaal vroeger dan vanaf 1 000 jaar kan degraderen: vanaf enkele honderden jaren na de nucleaire reglementaire controlefase. De onzekerheidsrange voor de *start* van lokale degradatie: [350 jaar + enkele honderden jaren, 1 000 jaar].
- Omdat het over lokale effecten gaat, wordt niet verwacht dat meer dan 25% van de modules vroeger degradeert door *lokale* afwijkingen van de beoogde performantie. De ondergrens is dat er geen degradatie zou zijn door afwijkingen aan de beoogde performantie (0% van de modules).

14.3.6.1.5 Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie

De configuratie van *netwerken van doorgaande scheuren* in het bergingssysteem na degradatie is niet kwantificeerbaar, dus zijn de onzekerheden erop ook niet exact gekend.

14.3.6.1.6 Onzekerheid op de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie

In het licht van de (ontwerp)maatregelen beschreven in §14.3.2.6.1.2 die ervoor zorgen dat insijpelend water hoofdzakelijk *tussen de monolietstapels* zal stromen, kan een transmissiviteitsverhouding van 25 : 1 voor de waterstroming doorheen de tussenruimten tussen de monolietstapels ten opzichte van die doorheen de scheuren in de monoliet als een redelijke ondergrens beschouwd worden. Als bovengrens kan gesteld worden dat alle water doorheen de tussenruimten tussen de monolietstapels stroomt.

14.3.6.1.7 Onzekerheid op de redoxomstandigheden

Reducerende en oxiderende omstandigheden zullen waarschijnlijk naast elkaar bestaan (tijds- en plaatsafhankelijk en –variabel, zie §14.3.2.1.2). Na 1 000 jaar zouden de redoxomstandigheden moeten evolueren van anoxische naar meer *oxische* omstandigheden (§14.3.2.6.2).

De redoxomstandigheden kunnen bijgevolg variëren van reducerend tot oxiderend.

De heersende redoxomstandigheden in het bergingssysteem beïnvloeden de *sorptie* van een aantal redoxgevoelige elementen (Np, Pa, Pu, Se, Tc en U) op cementgebonden materialen (zie verder §14.3.6.1.18). In geoxideerde toestand is de sorptie van deze elementen over het algemeen lager dan in gereduceerde toestand.

14.3.6.1.8 Onzekerheid op de saturatiegraad

De initiële saturatiegraad van de betonnen componenten (ondoorlatende topplaat, module, afschermingsplaten, caisson) en van de vulmortel van de monoliet bedraagt ongeveer 80% (§14.3.2.2.2). De interne saturatiegraad van beton kan variëren tussen 60% en 100% [OD-063].

De verwachte evolutie(s) en de distributie van de saturatiegraad in het bergingssysteem werd besproken in §14.3.2 voor de verschillende beschouwde fasen. De saturatiegraad van de *monolieten en modules* na 1 000 jaar is heterogeen (Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2), begrepen tussen ongeveer 80 en 100% en zal uiteindelijk evolueren naar een bijna gesatureerde toestand (§14.3.2.6.1.1) .

Het poreuze materiaal in de *tussenruimten tussen de monolietstapels* kan geen saturatiegraad dicht bij één bereiken in aanwezigheid van het omliggende beton (sterke suctie) en in aanwezigheid van het ABS. Er wordt verwacht dat dit materiaal vrij droog zal blijven dicht bij het residuele watergehalte (~3% voor een zand in Tabel 1 van [OD-269]). Tijdelijk kan er bij toenemende waterinsijpeling eventueel lokaal een hogere saturatiegraad zijn, totdat er doorslag optreedt en het water draineert. Op basis van de van Genuchten-Mualem parameters en de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid voor zand uit Tabel 1 van [OD-269] zou de effectieve hydraulische geleidbaarheid bij een effectieve saturatie van 80% ongeveer 10^{-5} m/s bedragen, wat de drainage van al het insijpelende water toelaat. De effectieve saturatiegraad is begrepen tussen ~0% en (tijdelijk) 80%.

Als *opvulmateriaal van de inspectieruimte* wordt een poreuze, permeabele grout vooropgesteld met een minimale hydraulische geleidbaarheid van $\sim 10^{-6}$ m/s (conformiteitscriterium Mod07, DR6.a ‘voldoende hoge hydraulische geleidbaarheid’ in §8.5.1.2 [HS-8])). Dergelijk materiaal kan geen saturatiegraad dicht bij één bereiken in aanwezigheid van de andere componenten van het ABS en/of doorgaande scheurnetwerken in de modulebasis. Op basis van de van Genuchten-Mualem parameters uit Tabel 1 van [OD-269] en bij een range van negatieve hydraulische potentiaal tussen -0,1 en -0,6 m (zie §3.3 en Figuur

13 van [OD-269]), leidt de van Genuchten vergelijking tot een range van saturatiegraden tussen (afgerond) 5% en 80%.

In het zandcement in de *ophoging* stemt de evenwichtstoestand overeen met een saturatiegraad van 35% (Figuur 14-12 in §14.3.2.1.1). Zodra het systeem gedegraded is, zou men een iets hogere waarde kunnen verwachten (hogere waterstroming). Zo neigt de rand van de zandcementlaag, waar er minder negatieve hydraulische potentiaal heerst, eerder naar 50% (Figuur 14-12 en Figuur 14-13 in §14.3.2.1.1).

14.3.6.1.9 Onzekerheid op de drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde aarden afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in begroeiing

We verwachten gedurende de volledige periode relevant voor de evaluatie van de veiligheid op lange termijn, na sluiting van de bergingsinrichting, een warmere klimaattoestand dan vandaag. De onzekerheden met betrekking tot klimaat hebben niet zozeer betrekking op de aard van de klimaattoestand dan wel op de grootte van de temperatuur- en neerslagrespons. Eén van de effecten van wijzigende klimaten is een wijziging in de *langjarig gemiddelde drainage* doorheen de aarden afdekking.

Op basis van de informatie in §4.4.3.2 [HS-4] worden over de relevante tijdschalen voor de verwachte evolutie van het oppervlaktebergingsysteem in Dessel drie *mogelijke klimaattoestanden* beschouwd:

- een Cs-klimaat (subtropisch met droge zomers),
- een Cs-klimaat met stijging van de zeespiegel,
- een DO-klimaat.

Een range van mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden wordt gedefinieerd op basis van de CCI-HYDR studies [R14-19] (§4.4.3.3 [HS-4]).

De drainage doorheen de aarden afdekking hangt ook af van het *type van begroeiing*:

- tot 350 jaar is grasland de verwachte vegetatie (§5.2.2.1.3 [HS-5]);
- na 350 jaar kan men een (semi)natuurlijke begroeiing (grasland, bos) verwachten (§14.3.2.5.1). Lokaal kan er ten gevolge van erosie tijdelijk weinig/schrale begroeiing aanwezig zijn.

De effecten van klimaatwijzigingen en van verschillende mogelijke vegetaties (gras, loofbos, heide als proxy voor schrale begroeiing) op de drainage doorheen de aarden afdekking zijn aan de hand van modellering gekarakteriseerd (§7.2.2.3 van [OD-077]; afgeronde waarden):

- gemiddeld CCI-HYDR klimaatscenario (Cr): 290 mm/a (loofbos) – 420 mm/a (heide);
- laag CCI-HYDR klimaatscenario (DO): 250 mm/a (loofbos) – 360 mm/a (heide);
- hoog CCI-HYDR klimaatscenario (Cs): 360 mm/a (loofbos) – 480 mm/a (heide).

14.3.6.1.10 Onzekerheid op de insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet

De verwachte evolutie van de afvalcolli binnen monolieten van type I en II tijdens de fases III en IV wordt beschreven in §14.3.2.4.5 en §14.3.2.5.5:

- de primaire colli, die over het algemeen in *goede staat* zijn bij berging, bieden een hoge insluitingsgraad voor radionucliden zolang ingegraven omstandigheden heersen;
- het staal van de afvalverpakkingen is gepassiveerd in contact met de vulmortel, waardoor er een *geometrische beperking* blijft op het vrijkomen (Tabel 14-3 in §14.3.1.2).

Het is niet uitgesloten dat er *geïsoleerde gevallen* kunnen zijn waarbij de insluitingscapaciteit van de colli aangetast zou zijn tijdens fase III en/of IV; in voorkomend geval zouden de consequenties zeer lokaal zijn. Op het einde van fase IV zullen hoogstens enkele procenten van de radionucliden niet langer binnen de colli ingesloten zijn, in afwezigheid van afwijkingen van de beoogde performantie. Onzekerheidsrange: [0 – 5%].

14.3.6.1.11 Onzekerheid op de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval

De snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval wordt bepaald door verscheidene processen die verschillen naargelang het afvaltype zoals beschreven in §14.3.1.2. De onzekerheden op snelheid van vrijkomen zijn niet in detail gekend.

De snelheid van vrijkomen kan afhankelijk van het type afval variëren tussen

- ogenblikkelijk vrijkomen na degradatie (afspoeling van oppervlaktebesmetting); en
- traag vrijkomen over een totale periode van grootteorde 1 000 jaar (corrosie van geactiveerd staal).

14.3.6.1.12 Onzekerheid op de grootte van spleten en openingen/holtes

De spleten en openingen/holtes in het bergingssysteem worden beschreven in §5.17 [HS-5].

- Er zijn horizontale spleten aanwezig *tussen de monolieten* van een stapel. Met uitzondering van de onderste monoliet in een stapel, steunt het ondervlak van een monoliet op de *wanden* van de onderliggende. Bij type I/II monolieten is het deksel 21 mm verzonken ten opzichte van de caissonwanden, bij type III monolieten is dit 48 mm (§5.17.1 [HS-5]). Bij type III monolieten zal de vulmortel over het deksel vloeien; de uiteindelijke breedte van de spleet zal dus variëren en kleiner zijn dan 48 mm.

Onzekerheidsrange voor type I/II: [0 – 21 mm] ; onzekerheidsrange voor type III: [0 – 48 mm].

- Bij de sluiting van de installatie wordt een maximale opvulgraad van de *inspectieruimte* nagestreefd, maar
 - ▶ bovenaan is de aanwezigheid van een spleet niet uit te sluiten. Een minimale opvulratio van 98% wordt beoogd (conformiteitscriterium Mod02, DR3 ‘aanwezigheid van chemische retentie’ in §8.5.1.2 [HS-8]), waardoor de maximale niet-opgevulde ruimte bovenaan de inspectieruimte beperkt wordt tot de grootteorde van 1 cm.

Onzekerheidsrange [0 – 1 cm];

- ▶ autogene krimp van het opvulmateriaal zou er toe kunnen leiden dat er een spleet ontstaat tussen het opvulmateriaal en de kolommen en/of de wanden van de inspectieruimte.

Onzekerheidsrange [0 – 0,3 cm] (de krimp van omwikkelde vulmortel van de monoliet die voor een voorlopige samenstelling ongeveer 0,2 cm/m was [R14-79] wordt hier genomen als benadering).

- Mogelijke *openingen en holtes* binnen de monolieten:

- ▶ de lucht die zich onder de bodem van een afvalcollo bevindt wanneer het in de caisson geplaatst wordt, zal niet allemaal ontsnappen tijdens het aanbrengen van de vulmortel. Bijgevolg kan er zich onder elk afvalcollo een holte bevinden.

Onzekerheidsrange: [0 – 3 cm] (voor standaard 400-litercolli ligt de onderkant van de bodem van het collo 1,6 à 2,3 cm boven de steunvlakken aan de mantel [R14-80]).

- ▶ in een monoliet met colli geconditioneerd afval, moet de hoeveelheid vulmortel groter zijn dan of gelijk zijn aan 90 vol% van de ruimte bestaande uit het interne volume van de caisson minus het externe volume van de colli geconditioneerd afval (conformiteitscriterium Mon 30, zie Bijlage 2 van [HS-15]).

Onzekerheidsrange [0 – 10 vol%].

- ▶ bij bulkafval is het niet uitgesloten dat lokaal kleine luchtinsluitingen achterblijven op moeilijk bereikbare plaatsen bij afval met concave vormen.

Onzekerheidsrange [0 – enkele dm³].

- ▶ binnen colli met heterogeen gecementeerd afval is het niet uitgesloten dat er lokaal kleine luchtinsluitingen rondom het afval achterblijven. Voor een collo heterogeen in een cementmatrix geconditioneerd afval, mag de hoeveelheid mortel niet kleiner zijn dan 85 vol% van de ruimte bestaande uit het interne volume van het vat minus het externe volume van het ruwe en/of verwerkte radioactieve afval (zie §15.3.2.2 [HS-15]).

Onzekerheidsrange [0 – 15 vol%].

14.3.6.1.13 *Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid*

De *initiële* waarden van de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van beton en vulmortel en de onzekerheden erop, worden besproken in [HS-5]. De hydraulische geleidbaarheid en de onzekerheden erop zijn daar vastgelegd aan de hand van

- labometingen op de betonmengsels van de monolietprototypes uit 2010;
- literatuurwaarden van labometingen op betonmengsels; en
- literatuurgegevens met betrekking tot opschaling om rekening te houden met heterogeniteit en bouwimperfecties.

Onzekerheidsranges *initiële gesatureerde* hydraulische geleidbaarheid:

- beton van de modules: [2×10^{-14} – 4×10^{-13} m/s] (zie §5.3.1.2.2, §5.3.1.2.3 en §5.3.1.2.5 [HS-5]);
- beton van de caissons: [1×10^{-14} – 2×10^{-13} m/s] (zie §5.3.1.2.2, §5.3.1.2.4 en §5.3.1.2.5 [HS-5]);

- vulmortel van de monoliet: [$1 \times 10^{-14} - 2 \times 10^{-13}$ m/s] (zie §5.4.1.2.1 [HS-5]);
- vezelversterkt beton van de afschermingsplaten: [$1 \times 10^{-14} - 2 \times 10^{-13}$ m/s] (§5.5.1.2.1 [HS-5]);
- vezelversterkt beton van de ondoorlatende topplaat: [$2 \times 10^{-14} - 4 \times 10^{-13}$ m/s] (§5.5.1.2.1 [HS-5]);
- materiaal tussenruimte tussen de monolietstapels: [10^{-4} m/s – $> 10^{-4}$ m/s] (conformiteitscriterium Mod06, DR5.f ‘voldoende drainage van water tussen de monolietstapels’ in §8.5.1.2 [HS-8]);
- opvulmateriaal in de inspectieruimten [10^{-6} m/s – $> 10^{-4}$ m/s] (conformiteitscriterium Mod07, DR6.a ‘voldoende hoge hydraulische geleidbaarheid’ in §8.5.1.2 [HS-8]);
- zandcement in de ophoging en inspectiegalerij [10^{-6} m/s – $> 10^{-4}$ m/s] (conformiteitscriteria Fun03, DR20 ‘een anti-badkuipsysteem moet geïnstalleerd worden’ in §8.5.4.2 [HS-8] en Gda03, DR6.a ‘een voldoende hoge hydraulische geleidbaarheid hebben in de modulebasis’ in §8.5.5.2 [HS-8]).

Op lange termijn wordt door *carbonatatie*

- voor CEM I-gebaseerde materialen (caissons, modules, afschermingsplaten) een vermindering van de hydraulische geleidbaarheid verwacht (§5.3.1.3.1 [HS-5]); en
- voor CEM III-gebaseerde materialen (vulmortel) een toename (§5.4.1.3 [HS-5]).

De samenstelling van het vezelversterkte beton voor de ondoorlatende topplaat is nog in ontwikkeling (§5.5 [HS-5]), maar de effecten van carbonatatie op de hydraulische geleidbaarheid zijn hoe dan ook verwaarloosbaar over tijdschalen tot 1 000 jaar (§14.3.2.5.1, §5.5.1.3 [HS-5]).

In aanwezigheid van doorgaande *scheuren* kan de (effectieve) hydraulische geleidbaarheid niet langer betrouwbaar gekwantificeerd worden en dienen de betonmatrix en de scheuren apart beschouwd te worden.

14.3.6.1.14 Onzekerheid op de porositeit η [-]

De fenomenologische basis voor de porositeit⁵³ η [-] van de verschillende componenten van het bergingssysteem wordt samengevat in Tabel 14-8. Verdere details kunnen gevonden worden in hoofdstuk 8 van [OD-108].

Het belangrijkste proces voor de evolutie van de porositeit op lange termijn is *carbonatatie*, wat aanleiding zou geven tot (lokale) vermindering van de porositeit met enkele procenten (§5.3.1.3.3, §5.3.2.6 en §5.4.1.3.3 [HS-5]).

Tabel 14-8: Fenomenologische basis voor de porositeit η [-] van de verschillende componenten van het bergingssysteem.

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
Afval	niet gekend – “educated guess” 0,20 à 0,30 (zie Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3)			Er zijn geen meetgegevens beschikbaar. Er heerst een grote heterogeniteit tussen verschillende afvalfamilies.

⁵³ De porositeit η stemt overeen met de volumetrische waterinhoud onder bijna-saturatie.

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
Beton	0,07	0,10	0,12	Zie §5.3.1.2.6 en §5.5.1.2.2 [HS-5]. De waarden zijn gebaseerd op gerapporteerde experimenten voor beton met een water-cementverhouding tussen 0,4 en 0,5 (§8.2.2 van [OD-108]). BE en onzekerheden blijven coherent met metingen op kernen genomen in de demonstratieproef [R14-81].
Vulmortel	0,07	0,10	0,12	Zie §5.4.1.2.2 [HS-5]. De waarden zijn gebaseerd op metingen op voorlopige samenstellingen van de vulmortel.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	0,43	niet gekend	0,55	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.6.1 [HS-5]). De porositeit η [-] kan bepaald worden uit de bulkdichtheid ρ_b [kg/m ³] (zie §14.3.6.1.15) en de deeltjesdichtheid ρ_s [kg/m ³]: $\rho_b = (1 - \eta) \times \rho_s$. De deeltjesdichtheid ρ_s bedraagt ongeveer 2 650 kg/m ³ , zie bijvoorbeeld [R14-82].
Opvulmateriaal inspectieruimte	0,40	0,55	0,60	Zie §5.8.1.2 [HS-5]. De waarden zijn gebaseerd op literatuurdata voor grout [R14-83][R14-84] (afgeronde waarden).
Ophoging (zandcement)	0,29	niet gekend	0,35	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.10.1 [HS-5]). De porositeit kan bepaald worden uit $1 - CR/100 \times \rho_{d,max} / \rho_s$ [R14-85]. De technische specificaties schrijven een compactiegraad (CR) van 95 tot 98,5% voor. Op basis van literatuurgegevens voor kwartzand en cement bedraagt de gemiddelde specifieke eenheidsmassa (deeltjesdichtheid ρ_s) van het zandcement 2 670 kg/m ³ . Voor sterk gecompacteerd zand bedraagt de droge dichtheid ($\rho_{d,max}$) 1 800 à 1 900 kg/m ³ .

14.3.6.1.15 Onzekerheid op de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³]

De fenomenologische basis voor de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] van de verschillende componenten van het bergingssysteem wordt samengevat in Tabel 14-9. Verdere details kunnen gevonden worden in hoofdstuk 9 van [OD-108].

Op lange termijn zal de evolutie van de bulkdichtheid de evolutie van de porositeit volgen, daar beide sterk verbonden zijn.

Tabel 14-9: Fenomenologische basis voor de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] van de verschillende componenten van het bergingssysteem.

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
Afval	1 000	2 250	3 750	Op basis van een histogram van de massa van ongeveer 30 000 bestaande 400-litercolli – waarbij het verzamelbereik op de x-as de maximale massa binnen dat bereik voorstelt (er zijn bijvoorbeeld 10 017 colli met een massa tussen 800 en 900 kg) – concluderen we dat de meeste colli (ongeveer 2/3) een massa hebben tussen de 800 en 1 000 kg.

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
<p style="text-align: center;">Histogram massa 400-litercolli</p>				
				<p>Uitgaande van een gemiddelde massa van 900 kg en een volume van 0,4 m³ komt men tot een bulkdichtheid van 2 250 kg/m³ (BE).</p>
Beton	2 310	2 313	2 330	Zie §5.3.1.2.7 en §5.5.1.2.3 [HS-5]. De waarden zijn gebaseerd op experimenten op beton voor de modules en caissons.
Vulmortel	2 210	2 220	2 230	Zie §5.4.1.2.3 [HS-5]. De waarden zijn gebaseerd op metingen op een voorlopige mortelsamenstelling.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	1 200	niet gekend	1 500	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.6.1 [HS-5]). De waarden zijn gebaseerd op literatuurdata [R14-86], waar een range van 1 400 à 1 500 kg/m ³ wordt gegeven. Omdat de verdichting mogelijks niet perfect zal zijn en geen 100% opvulling geëist wordt, wordt de ondergrens verlaagd naar 1 200 kg/m ³ .
Opvulmateriaal inspectieruimte	1 000	1 190	1 600	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.8.1.2 [HS-5]). De waarden zijn gebaseerd op literatuurdata voor grout met 350 kg/m ³ cement plus toeslagstoffen [R14-83][R14-87].
Ophoging (zandcement)	1 710	niet gekend	1 875	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.10.1 [HS-5]). De bulkdichtheid kan bepaald worden uit CR/100 * ρ _{d,max} [R14-85]. De technische specificaties schrijven een compactiegraad (CR) van 95 tot 98,5% voor. Voor sterk gecompacteerd zand bedraagt de droge dichtheid (ρ _{d,max}) 1 800 à 1 900 kg/m ³ .

14.3.6.1.16 Onzekerheid op de dispersiviteit α [m]

De fenomenologische basis voor de longitudinale dispersiviteit α_L [m] van de verschillende componenten van het bergingssysteem, op basis van literatuurgegevens voor materialen met voldoende analogie, wordt samengevat in Tabel 14-10. Verdere details kunnen gevonden worden in hoofdstuk 7 van [OD-108].

De transversale dispersiviteit α_T [m] is lager dan de longitudinale dispersiviteit bij advectiegedomineerd transport. Veelal wordt een factor 10 voorgesteld voor de verhouding van beide [R14-88].

Tabel 14-10: Fenomenologische basis voor de longitudinale dispersiviteit α_L [m] van de verschillende componenten van het bergingssysteem.

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
Afval	niet gekend – 0,01 tot 1 m voor een poreus en permeabel materiaal (naar analogie met de zandcementophoging)			Geen gegevens beschikbaar – grote heterogeniteit tussen verschillende afvalfamilies.
Beton/vulmortel	niet gekend			Er zijn geen studies gevonden betreffende dispersiviteit van beton of mortel (§5.3.1.2.8, §5.4.1.2.4 en §5.5.1.2.4 [HS-5]). Gelet op het feit dat in de matrix van beton en vulmortel te allen tijde diffusiegedomineerd transport verwacht wordt (§14.3.2.6.4), is de dispersie niet relevant in vergelijking met de diffusie.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	0,01	0,1	1	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.6.1 [HS-5]). De dispersiviteit van het grind in de tussenruimte tussen de monolietstapels wordt benaderd door laboratoriumwaarden voor poreuze media (grond) uit de literatuur, naar analogie met de zandcementophoging.
Opvulmateriaal inspectieruimte	0,01	0,1	1	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.8.1.2 [HS-5]). Het opvulmateriaal van de inspectieruimte is een poreus en permeabel materiaal. De dispersiviteit wordt benaderd door laboratoriumwaarden voor poreuze media (grond) uit de literatuur, naar analogie met de zandcementophoging.
Ophoging (zandcement)	0,01	0,1	1	Er zijn geen meetgegevens beschikbaar (§5.10.1 [HS-5]). De dispersiviteit van de zandcementophoging wordt benaderd door laboratoriumwaarden voor poreuze media (grond) uit de literatuur.

14.3.6.1.17 Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s]

De fenomenologische basis voor de poriëndiffusiecoëfficiënt⁵⁴ D_p [m²/s] voor de verschillende componenten van het bergingssysteem wordt samengevat in Tabel 14-11. De poriëndiffusiecoëfficiënt is elementafhankelijk en hangt ook af van de saturatiegraad en de omgevingstemperatuur. Verdere details kunnen gevonden worden in hoofdstuk 6 van [OD-108].

Het belangrijkste proces voor de evolutie op lange termijn is *carbonatatie*. Bij gebruik van een CEM I (beton) zou carbonatatie kunnen leiden tot een verlaging van de poriëndiffusiecoëfficiënt ten opzichte van niet-gecarbonateerd materiaal; bij een CEM III (mortel) zou de poriëndiffusiecoëfficiënt echter kunnen verhogen door carbonatatie [R14-89] (zie ook §6.4.1 van [OD-108]).

Tabel 14-11: Fenomenologische basis voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] van de verschillende componenten van het bergingssysteem in gesatureerde omstandigheden (RN = radionuclide).

Component	Range			Verantwoording
	min	BE	max	
Afval	niet gekend (RN-afhankelijk)			Geen gegevens beschikbaar – grote heterogeniteit tussen verschillende afvalfamilies.

⁵⁴ D_p is een maat voor de diffusie in poriënwater en verhoudt zich tot de diffusiecoëfficiënt in vrije oplossing D_0 door middel van de tortuositeit ξ : $D_p = D_0 \times \xi$.

Component	Range		Verantwoording
	min	BE max	
Beton	RN-afhankelijk		In de geraadpleegde literatuur werd enkel voor Cl, Cs, H, I en Sr een redelijk aantal gegevens gevonden (§6.2.4 van [OD-108]). Tabel 14-12 geeft de waarden voor Cl (zie ook §5.3.1.2.11 en §5.5.1.2.8 [HS-5]).
Vulmortel	RN-afhankelijk		In de geraadpleegde literatuur werd enkel voor Cl, Cs, H, I en Sr een redelijk aantal gegevens gevonden (§6.2.4 van [OD-108]). Tabel 14-12 geeft de waarden voor Cl (zie ook §5.4.1.2.7 [HS-5]).
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	niet gekend (RN-afhankelijk)		Geen gegevens beschikbaar (§5.6.1 [HS-5]).
Opvulmateriaal inspectieruimte	niet gekend (RN-afhankelijk)		Geen gegevens beschikbaar (§5.8.1.2 [HS-5]).
Ophoging (zandcement)	niet gekend (RN-afhankelijk)		Geen gegevens beschikbaar (§5.10.1 [HS-5]).

Tabel 14-12: Literatuurwaarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m^2/s] van Cl voor beton en vulmortel in gesatureerde omstandigheden bij 25°C.

Component	min	BE	max
Beton	$1,30 \times 10^{-13}$	$2,11 \times 10^{-11}$	$2,11 \times 10^{-11}$
Vulmortel	$4,07 \times 10^{-12}$	$4,07 \times 10^{-12}$	$8,40 \times 10^{-11}$

De experimentele waarden uit Tabel 14-12 voor beton en vulmortel werden bepaald in laboratoriumomstandigheden. Een *opschaling* naar de schaal / heersende omstandigheden in het bergingssysteem dient te gebeuren, rekening houdend met (§6.3 van [OD-108]):

- de heersende *saturatiegraad* S_w [-], die bij een waarde van 0,8 (zie §14.3.6.1.8) aanleiding geeft tot een correctiefactor van 0,59 volgens het model van Millington en Quirk [R14-90] (met η [-] de porositeit en θ [-] de volumetrische waterinhoud):

$$f(S_w) = \frac{D_{p,unsat}}{D_{p,sat}} = \left(\frac{\theta}{\eta}\right)^{7/3} = S_w^{7/3} \quad \text{Vergelijking 4}$$

- de gemiddelde *omgevingstemperatuur* (10°C in de bergingsinstallatie (§14.3.2.3.4) versus 25°C in laboratoriumomstandigheden), die aanleiding geeft tot een correctiefactor van 0,47;
- het effect van *hydratatie* van cement, dat aanleiding geeft tot een correctiefactor van 0,70 voor beton en 0,81 voor mortel;
- de eventuele aanwezigheid van *initiële scheurtjes* met een opening > 100 μm , die aanleiding geeft tot een correctiefactor van de orde 2 (min) tot 10 (BE, max).

Gelet op de mogelijke meetonzekerheid en het ontbreken van een hogere waarde dan de BE waarde voor beton in de literatuur (Tabel 14-12), wordt de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing

($D_0 = 2,03 \times 10^{-9}$ m²/s bij 25°C [R14-91]) als basis gebruikt om een *maximale waarde* te bepalen. Deze D_0 -waarde wordt herschaald met:

- een factor 0,46 voor een porositeit η [-] van 0,10 (BE uit Tabel 14-8 in §14.3.6.1.14) volgens het model van Millington en Quirk [R14-90]:

$$D_{p,sat} = D_0 \times \eta^{1/3} \quad \text{Vergelijking 5}$$

- een factor 0,59 bij een saturatiegraad van 0,8 volgens Vergelijking 4;
- een factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C (zie §14.3.2.3.1).

De herschaalde waarden voor $D_{p,CI}$ worden gegeven in Tabel 14-13 en Tabel 14-14, respectievelijk bij een saturatiegraad van 0,8 en bijna-saturatie. De waarden werden afgerond tot één beduidend cijfer.

De diffusiviteit in vrije oplossing kan ook gebruikt worden om een bovengrens te bepalen voor de range van mogelijke D_p -waarden voor het afval, het grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels, het opvulmateriaal van de inspectieruimten en de zandcementophoging. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 14-14.

Tabel 14-13: Opgeschaalde waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] van CI voor beton en vulmortel bij een saturatiegraad van 80%. ^(*) De maximale waarde voor beton is een uiterste waarde gebaseerd op de diffusiviteit in vrije oplossing $D_0 = 2,03 \times 10^{-9}$ m²/s [R14-91].

Element	min	BE	max
Beton	5×10^{-14}	4×10^{-11}	$3 \times 10^{-10 (*)}$
Vulmortel	2×10^{-12}	9×10^{-12}	2×10^{-10}

Tabel 14-14: Overzicht van de fenomenologische basis voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] van CI van de verschillende componenten van het bergingssysteem in bijna gesatureerde omstandigheden. ^(*) Waarde gebaseerd op de diffusiviteit in vrije oplossing $D_0 = 2,03 \times 10^{-9}$ m²/s [R14-91].

Component	min	Range BE	max	Verantwoording
Afval		$< 6 \times 10^{-10 (*)}$		Herschaling (zie §14.4.3.7.6) met <ul style="list-style-type: none"> ▪ factor 0,63 voor een porositeit van 0,25; ▪ factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C.
Beton	9×10^{-14}	7×10^{-11}	$4 \times 10^{-10 (*)}$	Zie tekst.
Vulmortel	3×10^{-12}	2×10^{-11}	3×10^{-10}	Zie tekst.
Grind (tussenruimte monolietstapels) 2/8		$< 7 \times 10^{-10 (*)}$		Herschaling (zie §14.4.3.7.6) met <ul style="list-style-type: none"> ▪ factor 0,77 voor een porositeit van 0,45; ▪ factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C.
Opvulmateriaal inspectieruimte		$< 8 \times 10^{-10 (*)}$		Herschaling (zie §14.4.3.7.6) met <ul style="list-style-type: none"> ▪ factor 0,82 voor een porositeit van 0,55; ▪ factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C.
Ophoging (zandcement)		$< 7 \times 10^{-10 (*)}$		Herschaling (zie §14.4.3.7.6) met <ul style="list-style-type: none"> ▪ factor 0,69 voor een porositeit van 0,33; ▪ factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C.

14.3.6.1.18 Onzekerheid op de sorptie binnen het bergingssysteem

De waarden van de *distributieverhoudingen* (R_d) voor HCP (toestanden I, II en III) en calciëet (toestand IV) en hun onzekerheden werden verzameld en beoordeeld door een internationaal panel van deskundigen [OD-038] [OD-107] [OD-270]. Daarbij werd er een beroep gedaan op relevante experimentele gegevens uit de literatuur voor HCP en calciëet (zie ook §5.3.1.2.9 [HS-5]). De sorptiewaarden voor toestand III werden bij conventie onder de betrokken deskundigen beschouwd bij een voor deze toestand intermediaire pH van ongeveer 11 in standaardomstandigheden (§2.7 van [OD-038]).

Zoals beschreven in §5.3.1.3.2 [HS-5] kunnen voor *gecarbonateerd beton* de sorptiewaarden toegepast worden die gemeten zijn bij carbonaatmineralen, en in het bijzonder bij calciëet. Deze benadering houdt geen rekening met de potentiële bijdrage van amorfe silicagel.

Waar er onvoldoende gegevens beschikbaar waren om beste schattingswaarden en/of een range te bepalen, werden door het panel van deskundigen zogenaamde *aanvullende waarden* beschouwd. Deze worden meestal niet ondersteund door een grote hoeveelheid goed onderbouwde literatuurgegevens, maar zijn gebaseerd op chemische analogie en interpretatie van experts.

Door een gebrek aan experimentele gegevens, met inbegrip van een gebrek aan analogen, bleven er echter hiaten aanwezig. In deze gevallen werden zogenaamde *afgeleide waarden* beschouwd (Tabel 20 in §10.2.2 van [OD-108]).

Een overzicht van de beschouwde waarden wordt gegeven in Tabel 14-15.

Specifiek voor de *vulmortel* van de monolieten bestaat er, zoals aangestipt in §14.3.2.2.5 en §5.4.1.2.5 [HS-5] onzekerheid met betrekking tot de *chemische toestand* waarin deze zich zal bevinden. Door de keuze voor een CEM III/C met toevoeging van silica fume zal de pH (in standaardomstandigheden) al op relatief korte termijn evolueren naar waarden lager dan 12,45 (wat representatief is voor toestand II). De vulmortel zal zich dan ook in toestand III bevinden, aan het begin van de pH-daling die kenmerkend is voor deze toestand. In afwezigheid van significante effecten van uitloging – dat door zijn langzame kinetiek niet als een belangrijk degradatieproces wordt beschouwd (§14.3.2.6.3) – zullen de sorptiewaarden slechts beperkt gevarieerd zijn ten opzichte van die van toestand II. De meest representatieve sorptiewaarden voor de opvulmortel blijven dan ook die van toestand II (bij een pH van 12,45) en niet die van toestand III (bij conventie bepaald voor een pH van ongeveer 11).

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Tabel 14-15: Onzekerheidsrange voor $R_{d,i}$ -waarden [m^3/kg] in toestanden I, II, III (HCP) en IV (calciet). ^(§) aanvullende waarden; ^(§) afgeleide waarden.

	$R_{d,i,min}$ [m^3/kg]				$R_{d,i,BE}$ [m^3/kg]				$R_{d,i,max}$ [m^3/kg]			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Ag	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-3}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-3}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-3}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-2}$ ^(§)
Am	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$
Be	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>
C	$7,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^0$	$2,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$2,00 \times 10^1$	$8,00 \times 10^0$ ^(§)	<i>niet gekend</i>
Ca	$2,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-2}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$2,30 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-1}$
Cl	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$2,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$0,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$0,00 \times 10^0$
Cm	$1,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$3,00 \times 10^0$ ^(§)	$3,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^1$ ^(§)	$1,00 \times 10^1$ ^(§)	$1,00 \times 10^1$ ^(§)	$1,00 \times 10^1$ ^(§)	$5,00 \times 10^3$ ^(§)	$5,00 \times 10^3$ ^(§)	$5,00 \times 10^3$ ^(§)	$5,00 \times 10^3$ ^(§)
Cs	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	<i>niet gekend</i>	$2,00 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-1}$	$0,00 \times 10^0$ ^(§)
H	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
I	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-1}$	$4,00 \times 10^{-3}$
Mo	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$3,30 \times 10^{-2}$	$3,30 \times 10^{-2}$	$3,30 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-4}$
Nb	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^0$
Ni	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-4}$ ^(§)	$6,50 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-1}$	$4,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$7,30 \times 10^{-1}$	$4,50 \times 10^0$	$4,50 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-2}$ ^(§)
Np(IV)	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^1$
Np(V)	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	<i>niet gekend</i>	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)
Pa(IV)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$3,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)
Pa(V)	$5,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^4$	$1,00 \times 10^4$	$1,00 \times 10^4$	$1,00 \times 10^1$
Pd	$1,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$1,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$2,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$3,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$3,00 \times 10^0$ ^(§)	$3,00 \times 10^1$ ^(§)	$8,00 \times 10^{-1}$ ^(§)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^1$ ^(§)	$1,00 \times 10^2$ ^(§)	$2,00 \times 10^0$ ^(§)
Pu(IV)	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^1$
Pu(VI)	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$ ^(§)	$3,00 \times 10^{-2}$ ^(§)	$2,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)	$1,00 \times 10^3$ ^(§)
Ra	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$8,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$8,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$8,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$
Se(+IV)	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^0$	$6,00 \times 10^0$	$6,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-2}$
Se(+VI)	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-4}$
Se(-II)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)	$0,00 \times 10^0$ ^(§)
Sn	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-4}$ ^(§)	$3,00 \times 10^{-4}$ ^(§)	$2,00 \times 10^1$	$2,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-3}$ ^(§)	$3,00 \times 10^{-3}$ ^(§)	$2,00 \times 10^2$	$2,00 \times 10^2$	$2,00 \times 10^2$ ^(§)	$3,00 \times 10^2$ ^(§)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

	$R_{d,i,min}$ [m ³ /kg]				$R_{d,i,BE}$ [m ³ /kg]				$R_{d,i,max}$ [m ³ /kg]			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Sr	$3,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$
Tc(IV)	$7,00 \times 10^{-1}$	$7,00 \times 10^{-1}$	$7,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-4} (^S)$	$3,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-3} (^S)$	$2,00 \times 10^1$	$2,00 \times 10^1$	$2,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^{-2} (^S)$
Tc(VII)	$1,00 \times 10^{-4} (^S)$	$1,00 \times 10^{-4} (^S)$	$1,00 \times 10^{-4} (^S)$	$1,00 \times 10^{-4} (^S)$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2} (^S)$	$1,00 \times 10^{-2} (^S)$	$1,00 \times 10^{-2} (^S)$	$1,00 \times 10^{-2} (^S)$
Th	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$
U(IV)	$1,00 \times 10^0 (^S)$	$1,00 \times 10^0 (^S)$	$1,00 \times 10^0 (^S)$	$3,00 \times 10^{-2} (^S)$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^3 (^S)$	$1,00 \times 10^3 (^S)$	$1,00 \times 10^3 (^S)$	$1,00 \times 10^3 (^S)$
U(VI)	$4,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^2$	$3,00 \times 10^2$	$5,00 \times 10^{-1}$
Zr	$1,00 \times 10^{-1} (^S)$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-4} (^S)$	<i>niet gekend</i>	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^2$	<i>niet gekend</i>	$1,00 \times 10^2 (^S)$	$1,00 \times 10^2$	$5,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3 (^S)$

14.3.6.1.19 Onzekerheid op de oplosbaarheid van Ca in het afval

Voor de meeste radionucliden in het categorie A-afval vormt de oplosbaarheid geen belangrijk *immobilisatiemechanisme*, omdat de concentraties te laag zijn. Een uitzondering is echter ⁴¹Ca: de oplosbaarheidslimiet beschrijft de oplosbaarheid van alle Ca isotopen, met inbegrip van het stabiele ⁴⁰Ca aanwezig in de cementconditioneringsmatrix van het afval (zie §14.3.1.1).

Het vrijkomen van ⁴¹Ca uit de afvalvorm is dan ook *oplosbaarheidsgelimiteerd* – dit betekent dat de concentratie aan ⁴¹Ca in oplossing bepaald wordt door

- de verhouding tussen radioactief en totaal Ca; en
- de *oplosbaarheid* van Ca, die op haar beurt bepaald wordt door de samenstelling van de cementfasen. De beste schattingswaarde van 21,2 mol/m³ voor toestand II⁵⁵ is gebaseerd op het state of the art model CEMDATA07 (Tabel 25 van [OD-039]).

De geschatte waarde van de oplosbaarheid van Ca wordt beïnvloed door *onzekerheden* op de thermodynamische eigenschappen van cement en het geochemische model voor de cement/betonevolutie. Ook experimentele gegevens duiden op onzekerheid in termen van oplosbaarheid. Onzekerheidsrange (§11.2.1 van [OD-108]): [19,0 – 22,5 mol/m³].

14.3.6.2 Onzekerheden op het bergingssysteem buiten de verwachte evolutie

14.3.6.2.1 Niet verwachte maar mogelijke evoluties

Onzekerheden die gelinkt zijn aan de intensiteit en de waarschijnlijkheid van verstoringen, aan de gevolgen van de verstoring en aan de mogelijkheid van verschillende migratiewegen worden beschreven in de effectbeschrijvingen van *mogelijk* initiërende FEP's (Annex 2 van [OD-014]).

Niet verwachte maar mogelijke evoluties betreffen vroegere, snellere en grotere degradaties van het bergingssysteem ten opzichte van de verwachte evolutie (§14.3.3). Meer specifiek vertalen de verschillende verstoringen zich in het vroeger optreden van scheuren en in extreme gevallen bijkomende scheuren doorheen het afval (§14.3.6.1.5) en een gewijzigde (lagere) transmissiviteitsverhouding (§14.3.6.1.6). In het geval van aanwezige complexanten kan bovendien de sorptie verlagen (§14.3.6.1.18).

Omdat verder dezelfde geometrie, processen en parameters tussenkomen als in de verwachte evolutie, blijven verder de in §14.3.6.1 beschouwde ranges van toepassing.

14.3.6.2.2 Onzekerheden op de evolutie tijdens fase VI

Voor de verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen en daarmee verbonden onzekerheden na enkele duizenden jaren verwijzen we naar §14.3.4.

14.3.6.2.3 Onzekerheden op de types van onopzettelijke menselijke intrusie in de toekomst

Het is onmogelijk om op een precieze en betrouwbare manier de types van onopzettelijke menselijke intrusie in de toekomst in te schatten; daarom wordt een beperkt aantal *gestileerde* intrusiescenario's beschouwd die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke *schalen* van intrusie en

⁵⁵ Toestand II wordt beschouwd voor de afvalvorm omdat

- een groot deel van het afval in type I monolieten in de CILVA-installatie wordt geconditioneerd met een CEM III-gebaseerde mortel; en
- de vulmortel in type III monolieten CEM III/C-gebaseerd is, met silica fume, waardoor deze zich in het begin van toestand III zal bevinden. De oplosbaarheid van Ca is naar verwachting *lager* in toestand III.

verschillende mogelijke *acties* van de indringer (§14.2.3.3.3). De beschouwde blootstellingswegen zijn afhankelijk van het geëvalueerde scenario (§14.7.3.1, §14.8.3.1, §14.9.3.1 en §14.10.3.3).

14.3.6.3 Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie

14.3.6.3.1 Onzekerheden op de langjarig gemiddelde regionale infiltratie ten gevolge van toekomstige mogelijke klimaatomstandigheden en wijzigingen in landgebruik

De langjarig gemiddelde infiltratie in de ondergrond van en rondom de bergingssite is functie van de heersende klimaatomstandigheden. Een range van mogelijke omstandigheden wordt gedefinieerd op basis van de CCI-HYDR studies [R14-19] (§4.4.3.3 [HS-4]).

De effecten van *klimaatwijzigingen* op de langjarig gemiddelde infiltratie voor *grasland* zijn aan de hand van modellering gekarakteriseerd (§8.2.2.2 van [OD-077]):

- gemiddeld CCI-HYDR klimaatscenario (Cr): 190 mm/a;
- laag CCI-HYDR klimaatscenario (DO): 162 mm/a;
- hoog CCI-HYDR klimaatscenario (Cs): 210 mm/a.

Wijzigingen in landgebruik (type *begroeiing*) kunnen eveneens aanleiding geven tot wijzigingen in de infiltratie, daar zij typisch de verhouding tussen afstroming (run-off), evapotranspiratie en drainage wijzigen. Onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario geeft dit (§8.2.2.3 van [OD-077], afgeronde waarden):

- 160 mm/a voor naaldbos;
- 210 mm/a voor loofbos;
- 300 mm/a voor akkerland/maïs;
- 340 mm/a voor heide.

Verdere onzekerheden op de langjarig gemiddelde infiltratie houden verband met de *karakteristieken* van de begroeiing en van de bodem. De onzekerheden bedragen (§8.2.2.3 van [OD-077]):

- ±20 mm/a voor de karakteristieken van de begroeiing;
- ±60 mm/a voor de karakteristieken van de bodem.

14.3.6.3.2 Onzekerheid op het al dan niet optreden in de toekomst van belangrijke extracties van grondwater in de omgeving van de berging

De aanwezigheid van waterputten met een hoog pompdebiet in de bovenste aquifer kan het *stromingsveld* lokaal beïnvloeden. De onttrekkingskegel die zich rond pompputten vormt, leidt tot grotere gradiënten die op hun beurt de grondwaterstroming stroomopwaarts van de extractie kunnen versnellen. Stroomafwaarts kan de extractie echter leiden tot een tragere grondwaterstroming. Dit terwijl de richting van de grondwaterstroming slechts weinig verandert in de buurt van de extracties (§4.6.2.7.4 [HS-4]).

14.3.6.3.3 Onzekerheden op de toekomstige geometrie van rivieren en kanalen

De geometrie van het huidige rivierenetwerk is het resultaat van menselijke activiteit. Oorspronkelijk meanderden de rivieren meer in de buurt van de site. Het integrale waterbeleid van de Vlaamse overheid

pleit voor een terugkeer van de geometrie van oppervlaktewateren naar een meer natuurlijke toestand, met inbegrip van het opnieuw creëren van meanders (§4.6.1.2.5 [HS-4]).

De onzekerheid met betrekking tot de geometrie van het kanaal *Bocholt-Herentals* wordt afgedekt door de onzekerheid op lekken vanuit het kanaal (§14.3.6.3.4).

14.3.6.3.4 Onzekerheden op de lekken vanuit het kanaal en de conductantie van rivierbeddingen

De aan- of afwezigheid van het kanaal *Bocholt-Herentals* – al dan niet in zijn huidige toestand (waterlek aan sas 6) – en de conductantie van de Hooibeek en andere rivierbeddingen nabij de site, geven al dan niet aanleiding tot een *hydraulisch verband* tussen deze gegevens en het grondwater en kunnen dus de grondwaterstroming beïnvloeden (§4.6.2.7.4 [HS-4]).

14.3.6.3.5 Onzekerheden op de toekomstige zandwinningen

Er zijn verschillende grote *zandputten* aanwezig ten oosten van het gebied bestreken door het lokale grondwaterstromingsmodel (§14.4.5.2.1). Sommige worden nog ontgonnen (§4.3.3.1.1 [HS-4]). De zandputten op de grens tussen Mol en Lommel hebben een belangrijke invloed op de lokale hydrogeologie [R14-92]. In Dessel, tegenover de site van Belgoprocess, zou de zandwinning volgens planning lopen tot 2049. Op dat ogenblik zal de maximale grootte van de zandput worden bereikt (§4.6.2.7.4 [HS-4]).

14.3.6.3.6 Onzekerheid op de hydraulische geleidbaarheid

In §4.6.2.6.2 [HS-4] worden de onzekerheden op de gemeten waarden van de *hydraulische geleidbaarheid* K [m/d] gekwantificeerd aan de hand van een breed scala aan metingen in de buurt van de site.

Voor de bovenste 15 meter van de aquifer in de buurt van de berging, die relevant is voor de berekening van de GTF voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus (§4.6.2.5 [HS-4]), bedraagt de range van waarden [5,5 – 55 m/d], met een geometrisch gemiddelde van 17 m/d.

14.3.6.3.7 Onzekerheden op de positie van de waterput beschouwd als biosfeerreceptor, de diepte en lengte van de filter en verdunningseffecten door pompen in de waterput

Voor de evaluatie van de radiologische impact is een hypothetische waterput nabij de berging een mogelijke biosfeerreceptor (§14.3.5.1.1.1). De positie van de waterput, de diepte en lengte van de filter en het verdunningseffect door pompen in de waterput zijn onzeker.

14.3.6.3.8 Onzekerheden op sorptie in de ondergrond

Er wordt een beperkte sorptie in de ondergrond verwacht op de site door de aanwezigheid van *glauconiet*, maar de onzekerheden op de sorptie zijn niet gekarakteriseerd.

14.3.6.4 Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer

14.3.6.4.1 Onzekerheden op biosfeerreceptoren en representatieve personen

De verschillende mogelijke biosfeerreceptoren en representatieve personen worden beschreven in §14.3.5.1. Binnen een gezin zijn verschillende leeftijdsgroepen mogelijk (§14.2.4.1).

De *karakteristieken en gewoonten* van de representatieve personen worden vertaald in *parameters* gebruikt in de biosfeermodellen, zoals beschreven in hoofdstuk 4 van [OD-043]. Een samenvatting van de

herkomst en onzekerheden rond deze parameters wordt hieronder gegeven (§14.3.6.4.1.1 tot en met §14.3.6.4.1.7). De waarden en ranges kunnen gevonden worden in §14.19.2.1 in Bijlage 14-1.

Inname door en blootstelling van representatieve personen worden naar stralingsdoses omgezet door gebruik van leeftijdsafhankelijke *dosiscoëfficiënten* (§14.3.6.4.1.8 en [OD-042]). De waarden kunnen gevonden worden in §14.19.2.6 in Bijlage 14-1.

14.3.6.4.1.1 *Consumptiehoeveelheden (water, voedingsgewassen, dierlijke producten, vis)*

Eetgewoonten en dus consumptiehoeveelheden variëren sterk, afhankelijk van verschillende factoren. Eén van die factoren is de leeftijd van het individu, maar ook het inkomen, beroep en het leefgebied (kustgebied of binnenland) beïnvloeden de eetgewoonten.

In 2004 werd een voedselconsumptiepeiling uitgevoerd bij de *volwassen* Belgische bevolking [R14-93]. De onzekerheden op de consumptiehoeveelheden werden hierbij gekarakteriseerd door een standaardafwijking te beschouwen op de gemiddelde consumptie. Bij de parameterbepaling werden de gemiddelde waarden vergeleken met data ontleend aan andere studies en de aanbevolen consumptiehoeveelheden gebaseerd op de voedingsdriehoek [R14-94] (§4.1.1.1 van [OD-043]).

Voor kinderen en jonge kinderen zijn er weinig gegevens beschikbaar met betrekking tot eetgewoonten (§4.1.1.2 en §4.1.1.3 van [OD-043]); daarom werden de consumptiehoeveelheden

- voor *jonge kinderen* (1 jaar) bepaald op basis van beschikbare buitenlandse gegevens en Vlaamse aanbevelingen; en
- voor *kinderen* (10 jaar) bepaald op basis van beschikbare buitenlandse gegevens.

De ICRP stelt dat het in een deterministische benadering wenselijk is de karakteristieken van de representatieve personen te baseren op de ‘*gemiddelde*’ gewoonten van een beperkt aantal individuen en niet op extreme/ongebruikelijke gewoonten [R14-25]. In dit licht houden de te beschouwen *onzekerheden* op de consumptiehoeveelheden verband met de gemiddelde consumptiehoeveelheden en wordt de range bepaald door, enerzijds, de gemiddelde consumptiehoeveelheden en, anderzijds, de aanbevolen consumptiehoeveelheden (Tabel 14-110 in Bijlage 14-1).

14.3.6.4.1.2 *Inname van grond*

Er zijn weinig gegevens beschikbaar met betrekking tot de (onopzettelijke) inname van grond (§4.1.2 van [OD-043]). Relevante data werden verzameld door het Amerikaanse EPA (Hoofdstuk 4 van [R14-95]) en hebben geleid tot (Tabel 14-110 in Bijlage 14-1)

- de aanbeveling om, gemiddeld over een jaar, een waarde van 100 mg/d te beschouwen voor *volwassenen*;
- een conservatief gemiddelde van 200 mg/d voor *jonge kinderen*, vanwege het grotere blootstellingspotentieel door inname van grond door contact met de ondergrond tijdens hun spel en hun neiging om voorwerpen naar hun mond te brengen. Voor *oudere kinderen* neemt de inname van grond af naarmate zij opgroeien.

De onzekerheden op deze waarden zijn niet verder gekarakteriseerd.

14.3.6.4.1.3 Inhalatiedebiet

Het inhalatiedebiet $Q_{a,inh}$ [m³/h] van een individu varieert naargelang zijn activiteitsniveau, leeftijd, gewicht, geslacht en algemene conditie (§4.2.2 van [OD-043]).

Leeftijds-, geslachts- en inspanningsafhankelijke waarden voor de zogenaamde ‘reference man’ worden voorgesteld door de ICRP [R14-96][R14-97]. Landbouw en spel gelden als lichte inspanning. Waarden voor mannelijke individuen worden beschouwd (Tabel 14-110 in Bijlage 14-1). De onzekerheden zijn niet verder gekarakteriseerd.

14.3.6.4.1.4 Blootstellingsduur

Gebaseerd op Europese aanbevelingen wordt voor volwassenen een blootstellingsduur van 1500 h/a en voor kinderen en jonge kinderen een blootstellingsduur van 250 h/a ondersteld op *gecontamineerde grond* (§4.4.1 van [OD-043], Tabel 14-110 in Bijlage 14-1). De onzekerheden op deze waarden zijn niet verder gekarakteriseerd.

Voor de blootstellingsduur op *sediment* (rivierreceptor) wordt ondersteld dat volwassenen een deel van hun tijd vissen (500 h/a) en kinderen 3% van hun vrije tijd op de oevers spelen (30 h/a) (Tabel 14-110 in Bijlage 14-1). Deze keuzes zijn eerder arbitrair (§4.4.2 van [OD-043]) en de onzekerheden op deze waarden zijn niet verder gekarakteriseerd.

14.3.6.4.1.5 Afschermingsfactor voor externe bestraling

Buitenshuis zorgen topografie, vegetatie, dieren en voertuigen voor *afscherming* van een zekere fractie van de straling afkomstig van de gecontamineerde ondergrond (§4.3 van [OD-043], Tabel 14-111 in Bijlage 14-1).

- Landbouwers maken gebruik van tractoren en andere uitrusting. Een afschermingsfactor van 0,7 wordt beschouwd voor de *landbouwgrond*, wat een eerder arbitraire keuze is. De onzekerheden zijn niet verder gekarakteriseerd.
- Ook op de *sedimenten* op de rivieroevers is er enige afscherming en wordt een afschermingsfactor van 0,8 beschouwd. Opnieuw zijn de onzekerheden niet verder gekarakteriseerd.
- Voor de sedimenten wordt bovendien rekening gehouden met de beperkte *oeverbreedte* (factor 0,15 voor de Witte Nete en 0,2 voor de Kleine Nete).

14.3.6.4.1.6 Stofbelasting in de lucht

De stofbelasting in de lucht m_{sa} [kg/m³] is sterk afhankelijk van de *locatie*, de gemiddelde windsnelheid en de windrichting – zo heerst in industriegebieden typisch een hogere stofbelasting dan in meer landelijke gebieden (§4.2.1 van [OD-043]).

In de literatuur zijn meetgegevens beschikbaar van de stofbelasting onder diverse omstandigheden (Annex 4.5 van [OD-043]). De ranges bedragen (Tabel 14-111 in Bijlage 14-1):

- $[5,0 \times 10^{-8} - 5,0 \times 10^{-7} \text{ kg/m}^3]$ voor landbouwactiviteiten;
- $[5,0 \times 10^{-9} - 1,0 \times 10^{-7} \text{ kg/m}^3]$ voor verblijf buitenshuis (spel van kinderen).

14.3.6.4.1.7 Afzettingssnelheid van stofdeeltjes op huid

De huidbesmetting⁵⁶ wordt mede bepaald door de mate waarin stofdeeltjes in de lucht effectief op de huid worden afgezet (§4.2.3.2 van [OD-043]). De *afzettingssnelheid* van deeltjes is variabel en hangt onder andere af van de grootte van de stofdeeltjes, het vochtgehalte van de huid en beweging [R14-98]. Range van gemiddelde afzettingssnelheden afhankelijk van de deeltjesgrootte (Tabel 14-111 in Bijlage 14-1): $[4 \times 10^{-4} - 1 \times 10^{-2} \text{ m/s}]$.

14.3.6.4.1.8 Dosiscoëfficiënten voor de verschillende relevante blootstellingswegen

Dosiscoëfficiënten vertegenwoordigen specifieke biokinetische en dosimetrische modellen. *Effectieve* dosiscoëfficiënten⁵⁷ worden gebruikt voor⁵⁸ (Tabel 14-125 in Bijlage 14-1):

- *ingestie* – deze worden voor verschillende leeftijdsgroepen in de Belgische wetgeving opgelegd in Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2];
- *inhalatie* – deze worden voor verschillende leeftijdsgroepen in de Belgische wetgeving opgelegd in Tabel B (aerosolen) en Tabel F (gassen) van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2];
- *externe bestraling* – de EPA heeft een set van externe dosiscoëfficiënten voor blootstelling aan radionucliden in grond, lucht en water bepaald voor volwassenen in het Federal Guidance Report No. 12 [R14-99], die opgenomen zijn in de Radiological Toolbox van de NRC [R14-35]. In het biosfeermodel zijn de waarden voor externe bestraling vanuit grond gecontamineerd tot op oneindige diepte van toepassing (§7.1 van [OD-042]). De leeftijdsafhankelijkheid wordt beschouwd door middel van correctiefactoren van 1,32 voor jonge kinderen en 1,14 voor kinderen, gesuggereerd door UNSCEAR (Tabel 8 van [R14-100]).

Naast de hierboven vermelde effectieve dosiscoëfficiënten worden ook *equivalente huiddosiscoëfficiënten* gebruikt bij de berekening van de equivalente huiddosis. Hierbij wordt rekening gehouden met⁵⁹ (Tabel 14-126 in Bijlage 14-1)

- externe bestraling vanuit de *ondergrond* – waarden voor externe bestraling vanuit grond gecontamineerd tot op oneindige diepte uit de Radiological Toolbox van de NRC [R14-35];
- externe bestraling door *submersie* – waarden voor externe bestraling door submersie in gecontamineerde lucht uit de Radiological Toolbox van de NRC [R14-35]; en
- *huidbesmetting* – dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting zijn afhankelijk van de precieze situering van de stralingsgevoelige delen van de huid. De gebruikte dosiscoëfficiënten zijn ontleend aan een studie van Kocher en Eckerman [R14-101], voor een gemiddelde diepte van 7 mg/cm² onder het huidoppervlak zoals aanbevolen door de ICRP (§(64) van [R14-102]).

Zoals beschreven in §14.3.1.5 worden (zeer) kortlevende dochternucliden beschouwd door hun effecten op te nemen in de (gecorrigeerde) dosiscoëfficiënten voor de moedernuclide.

Onzekerheden met betrekking tot de dosiscoëfficiënten worden niet beschouwd in de veiligheidsevaluatie, waarin de geschatte doses veelal betrekking hebben op hypothetische blootstellingsituaties voor

⁵⁶ gebruikt in de evaluatie van de equivalente huiddosis (§14.5.5.2)

⁵⁷ bepaald volgens de conventie in ICRP Publicatie 60 [R14-31]

⁵⁸ zie §14.4.7.1.3, §14.4.7.1.4 en §14.4.7.1.5 voor de onderbouwing van de beschouwde relevante blootstellingswegen

⁵⁹ zie §14.5.5.2 voor de beschouwde relevante blootstellingswegen

referentie-individueen in de verre toekomst. De ingestie- en inhalatiedosiscoëfficiënten zijn bovendien vastgelegd in de Belgische wetgeving [R14-2].

Onzekerheden met betrekking tot de dosiscoëfficiënten worden *impliciet* beschouwd door het voorzichtig vaststellen van dosisbeperkingen en -referentiewaarden (§(48) van [R14-25]; §14.2.4.1).

14.3.6.4.2 Onzekerheden op de langjarig gemiddelde infiltratie en irrigatiehoeveelheden ten gevolge van toekomstige mogelijke klimaattoestanden

Over de betrokken tijdschalen is de aanname dat de *huidige omstandigheden* blijven voortbestaan moeilijk te verantwoorden. Een natuurlijke evolutie die zich met grote waarschijnlijkheid zal voordoen en een significante invloed zal hebben op de uiteindelijke blootstelling, is *klimaatverandering*. Een range van mogelijke omstandigheden wordt gedefinieerd op basis van de CCI-HYDR studies [R14-19] (§4.4.3.3 [HS-4]).

Voor de onzekerheden op de *langjarig gemiddelde regionale infiltratie* verwijzen we naar de bespreking in §14.3.6.3.1.

De benodigde *irrigatie* is afhankelijk van de meteorologische omstandigheden (temperatuur, neerslag), de bodemkarakteristieken en het type gewas. Het maandelijks *neerslagdeficit* (neerslag P [mm/maand] minus potentiële evapotranspiratie ET_0 [mm/maand]) kan als basis gebruikt worden om tot een ruwe schatting te komen van de toekomstige irrigatievraag (Tabel 14-16; §2.1.2 van [OD-043]):

- voor *voedingsgewassen* stemt een dergelijke schatting, gelet op de groeiperiode, overeen met het neerslagdeficit gedurende drie opeenvolgende maanden;
- voor *weiland* stemt een dergelijke schatting overeen met het neerslagdeficit gedurende twee niet-opeenvolgende maanden in een periode van drie maanden, gelet op de begrazing tussen de irrigatieperiodes door.

Tabel 14-16: Schatting van de irrigatiebehoefte [mm/a] onder verschillende mogelijke klimaattoestanden op basis van het neerslagdeficit in de drie droogste opeenvolgende maanden (juni, juli, augustus).

	Irrigatiebehoefte $I_{r,v}/T_{ir,v}$ [mm/a]		
	CCI-HYDR laag	CCI-HYDR gemiddeld	CCI-HYDR hoog
Voedingsgewassen	230	200	360
Weiland	150	130	230

14.3.6.4.3 Onzekerheden op de overige biosfeerparameters

De waarden en ranges voor sommige parameters werden verkregen uit veldmetingen in de regio, terwijl andere afgeleid werden uit de literatuur. De compilaties van de hieronder beschouwde data, met inbegrip van hun onzekerheidsranges, zijn gedocumenteerd in [OD-041] (elementafhankelijke parameters) en in hoofdstukken 2 en 3 van [OD-043] (elementonafhankelijke parameters).

Een overzicht van waarden kan gevonden worden in Bijlage 14-1, meer bepaald in §14.19.2.2 voor bodemgerelateerde parameters, in §14.19.2.3 voor gewasgerelateerde parameters, in §14.19.2.4 voor parameters met betrekking tot de veestapel en in §14.19.2.5 voor elementafhankelijke parameters voor de rivierreceptor.

14.3.6.4.3.1 Distributiecoëfficiënten in de bodem

De distributiecoëfficiënt $K_{d,i}$ [m^3/kg] beschrijft de verhouding van de massa (activiteit) van een opgeloste stof in de vaste fase per eenheidsmassa van de vaste fase tot de concentratie ervan in de vloeibare fase onder evenwichtsomstandigheden, waarbij een volledig omkeerbare en ogenblikkelijke uitwisseling wordt beschouwd (§2.2.1 van [OD-041]). Het is een *overkoepelende* parameter die de onderliggende processen abstraheert.

De distributiecoëfficiënt is afhankelijk van de bodemkarakteristieken en het beschouwde chemische element. De bodems in de omgeving van de bergingssite zijn zand- en lemig zandbodems – zie §4.3.2.3.2 [HS-4]; daarom wordt gefocust op representatieve waarden voor *zandbodems*.

De ranges zijn gebaseerd op een literatuurstudie en de *variabiliteit* is veelal groot: voor sommige elementen strekt de range zich uit over meer dan vier grootteordes. Bij deze literatuurstudie werden in eerste instantie criteria gedefinieerd door IAEA gehanteerd om bodems in de “zandgroep” in te delen, i.e. een zandfractie groter dan of gelijk aan 65% en een kleifraction kleiner dan 18% (Tabel 2 van [R14-103]). Hierdoor werden ook waarden die niet noodzakelijk representatief zijn voor de zandige bodems in de omgeving van de site in aanmerking genomen. Voor een aantal elementen werd de range van $K_{d,i}$ -waarden daarom verfijnd. De ranges van $K_{d,i}$ -waarden worden gegeven in Tabel 14-112 in Bijlage 14-1.

14.3.6.4.3.2 Bodem-plant transferfactoren

Bodem-plant transferfactoren $TF_{v,i}$ [$\text{kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$] beschrijven het verband tussen de concentratie van een element in de bodem en de concentratie van dit element in de (eetbare) droge massa van het gewas (§2.3.1 van [OD-041]). Het zijn gewas- en elementafhankelijke parameters die van toepassing zijn op chronische blootstelling van gewassen en idealiter in *evenwichtsomstandigheden* worden gemeten.

Bodem-planttransferfactoren zijn afhankelijk van de fysiologische eigenschappen van het beschouwde gewas, maar ook van de fysicochemische eigenschappen van het beschouwde element, het bodemtype, omgevingsomstandigheden en toegepast bodembeheer (bemesting, irrigatie,...).

De ranges van $TF_{v,i}$ -waarden worden gegeven in Tabel 14-116, Tabel 14-117 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1.

14.3.6.4.3.3 Transferfactoren voor dierlijke producten

Dierlijke producten omvatten melk(producten), vlees en eieren. De transferfactoren voor melk $F_{m,a,i}$ [d/L], vlees $F_{f,a,i}$ [d/kg] en $F_{egg,i}$ [d/kg] beschrijven het verband tussen de concentraties in voer, water en grond die door de dieren worden ingenomen en de dierlijke producten voor menselijke consumptie (§2.4.1 van [OD-041]).

De transfer wordt beïnvloed door een aantal factoren, zoals de chemische vorm van het element en de matrix waarin het zich bevindt (voer, water, bodem), de concentratie, de duur van de blootstelling, het blootstellingspatroon, synergetische of antagonistische effecten met andere elementen, voedselvraag van het dier, farmokinetische processen zoals gastro-intestinale absorptie,... Het belang van deze factoren is afhankelijk van het type radionuclide, de diersoort, het geslacht, de leeftijd, de melkproductie, de stoelgangproductie,...

Informatie rond transferfactoren naar dierlijke producten is vrij moeilijk te vinden in de literatuur, vooral voor andere elementen dan Cs en Sr en andere producten dan rundvlees en koemelk. Kleinere dieren

(lager gewicht) hebben veelal hogere transferfactoren dan rundvee, waarschijnlijk door hun snellere metabolisme.

Een overzicht van de waarden van de transferfactoren voor dierlijke producten wordt gegeven in Tabel 14-123 in Bijlage 14-1. Omdat de kwaliteit van de waarden voor transferfactoren voor dierlijke producten veel lager is dan voor andere parameters, zijn de onzekerheidsranges niet verder gekarakteriseerd.

14.3.6.4.3.4 Translocatiefactoren

De translocatiefactor $f_{t,v,i}$ [-] beschouwt de transfer van radionucliden die initieel worden afgezet op de aan de lucht blootgestelde gedeelten van een gewas naar de eetbare gedeelten van dit gewas (§2.5.1 van [OD-041]). Translocatie is vooral belangrijk voor wortel- en knolgewassen waarvan de eetbare gedeelten zich ondergronds bevinden.

Translocatie is afhankelijk van vele fysische (contaminanten, type gewas,...), chemische (speciatie) en biologische (tijd tussen contaminatie en oogst) factoren en hierdoor moeilijk te kwantificeren. De gegevens zijn dan ook schaars en vaak gestoeld op analogen. Een overzicht van de ranges wordt gegeven in Tabel 14-119 in Bijlage 14-1. Op basis van de (beperkte) onzekerheidsranges die beschouwd worden in §3.3 van [R14-103] wordt een onzekerheidsfactor van 50 toegepast om een minimale waarde te bepalen.

14.3.6.4.3.5 Elementafhankelijke parameters voor de rivierreceptor

De verdeling van radionucliden tussen water en gesuspendeerde materie wordt beschreven door de zoetwaterdistributiecoëfficiënten $K_{df,i}$ [m^3/kg]. Diverse kinetische processen spelen een rol in de uitwisseling tussen vloeibare en vaste fase (§2.6.1.2 van [OD-041]). Vrij grote ranges van waarden worden gevonden in de literatuur.

De depletiefactor voor sedimentatie k_i [m^{-1}] is het fractionele verlies van radionucliden vanuit de waterkolom per eenheidslengte van de rivier (§2.6.1.1 van [OD-041]). Er bestaat een correlatie met $K_{df,i}$, die wordt ingeroepen om waarden voor k_i te bepalen wegens gebrek aan gegevens (§2.6.2.1 van [OD-041]).

De concentratiefactor voor zoetwatervis $CF_{f,i}$ [$\text{L}/\text{kg}_{\text{fw}}$] is de verhouding van de radionuclidenconcentratie in vis per eenheid weefselgewicht tot deze in rivierwater bij evenwicht (§2.6.1.3 van [OD-041]). De concentratiefactoren zijn afhankelijk van het beschouwde element, de watersamenstelling, de vissoort en het beschouwde gedeelte van de vis (enkel het vlees wordt hier beschouwd). Voor vele elementen is de concentratie in vis veel hoger dan in het water door accumulatie-effecten.

Een overzicht van de ranges wordt gegeven in Tabel 14-124 in Bijlage 14-1. Door de schaarste aan beschikbare gegevens was het niet in alle gevallen mogelijk de onzekerheid te karakteriseren.

14.3.6.4.3.6 Tijdscharacteristieken irrigatie

Bij de beschouwing van irrigatie komen niet alleen irrigatiehoeveelheden tussen (§14.3.6.4.2) maar moet ook de tijdsafhankelijkheid beschouwd worden in termen van (§2.1.3 van [OD-043]):

- de totale duur van de irrigatieperiode $T_{ir,v}$ [a];
- de duur van externe afzetting op de geïrrigeerde gewassen t_e [a];
- het tijdsbestek tussen het einde van de irrigatieperiode en de oogst van gewassen $t_{h,v}$ [a].

Een overzicht van deze tijdscharacteristieken wordt gegeven in Tabel 14-114 in Bijlage 14-1. De onzekerheden zijn niet verder gekarakteriseerd.

14.3.6.4.3.7 Bodemkarakteristieken

Tabel 14-113 in Bijlage 14-1 geeft een overzicht van de ranges voor de elementonafhankelijke bodemkarakteristieken, met name (§2.2 van [OD-043]):

- de *diepte* van de wortelzone $d_{s,v}$ [m] die niet veel variabiliteit vertoont in functie van het bodemtype, maar wel in functie van het type gewas. Ranges:
 - ▶ [0,15 – 0,60 m] voor voedingsgewassen,
 - ▶ [0,075 – 0,30 m] voor gras;
- de *volumetrische waterinhoud* van de bodem θ_s [m], die theoretisch een waarde tussen 0 (uitdroging) en de totale porositeit van de bodem kan aannemen (saturatie). De waarde is afhankelijk van de bodemtextuur. Range: [0,12 – 0,45];
- de *bulkdichtheid* van de bodem ρ_s [kg/m³] die functie is van de fractie organisch materiaal en de bodemtextuur. Bewerken van de bodem (ploegen/spitten) werkt verlagend op de bulkdichtheid. Range: [860 – 1760 kg/m³].

Gassen in de lucht zijn de resultante van *ontsnapping* uit de bodem:

- de radonconcentratie in de buitenlucht verhoudt zich tot de radiumconcentratie in de bodem door de *conversiefactor voor radonexhalatie* $K_{Rn/Ra}$ [kg/m³]: bij metingen in Olen bleek dat voor iedere Bq/kg ²²⁶Ra in de bodem, 0,009 Bq/m³ ²²²Rn vrijkwam in de open lucht (§5.4.1.2 van [OD-042]). De onzekerheden zijn niet gekarakteriseerd;
- de ¹⁴CO₂-concentratie in de lucht is functie van de *evasieconstante* $\lambda_{ev,C-14}$ [a⁻¹], die op haar beurt functie is van de bodemtextuur en vochthuishouding (§5.3 van [OD-041]). Range: [0,0032 – 22 a⁻¹].

14.3.6.4.3.8 Contaminatie van gewassen

De in §14.3.6.4.3.2 besproken bodem-planttransferfactoren worden uitgedrukt in droog gewicht van de gewassen; consumptiehoeveelheden (§14.3.6.4.1.1) in vers gewicht – de *fractie drooggewicht* DW_v [-] laat toe de omzetting te maken. De waarden van DW_v zijn sterk afhankelijk van het beschouwde gewas (§2.3.1 van [OD-043]), met waarden van enkele % voor bladgroenten (zoals sla) tot bijna 90% voor granen. De onzekerheidsranges zijn beperkt (Tabel 14-114 in Bijlage 14-1).

De contaminatie van gewassen door *uitwendige depositie* van contaminatie wordt beïnvloed door volgende processen/parameters:

- de fractie die wordt opgenomen door de plant; dit wordt uitgedrukt door de *massieke interceptiefactor* R_v/Y_v [m²/kg_{fw} of m²/kg_{dw}], die afhankelijk is van het type gewas, de manier waarop de afzetting gebeurt en het ontwikkelingsstadium van het gewas. Een overzicht van de ranges wordt gegeven in Tabel 14-114 in Bijlage 14-1; en
- verwerking, bepaald door elementafhankelijke (oplosbaarheid, hechting aan het oppervlak,...) en biologische factoren. Verschillende processen leiden tot verwerking (afspoeling, vervorming door de

wind, veroudering, val van bladeren, evaporatie,...). De totale verliezen door verwerking worden uitgedrukt in de *halfwaardetijd voor verwerking* $T_{w,v}$ [a], i.e. de tijd nodig om het niveau van contaminatie tot de helft van de initiële waarde terug te brengen. Een overzicht van de ranges wordt gegeven in Tabel 14-115 in Bijlage 14-1; en

- in het geval van weiland, ook de *groeiperiode* t_{gr} [a] (maart tot oktober – Tabel 14-114 in Bijlage 14-1).

14.3.6.4.3.9 Inname door dieren

De hoeveelheden voer, water en grond die door de dieren worden ingenomen zijn afhankelijk van verschillende factoren, waaronder uiteraard de diersoort en haar gewicht, maar ook de fysiologische toestand van het dier (§2.4 van [OD-043]). Het type voer (vers gras of hooi,...) beïnvloedt de benodigde inname van water.

Een overzicht van de ranges wordt gegeven in Tabel 14-120, Tabel 14-121 en Tabel 14-122 in Bijlage 14-1. De onzekerheid is relatief beperkt.

14.3.7 Analyse naar relevantie voor de veiligheid van onzekerheden

14.3.7.1 Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie

Tabel 14-17 geeft aan welke onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie (§14.3.6.1) relevant zijn voor de veiligheid en dus verder behandeld worden in de veiligheidsevaluaties, binnen het EES (§14.4.4). Voor de onzekerheden die *niet* relevant zijn voor de veiligheid, bevat Tabel 14-17 tevens de onderbouwing hiervoor.

Tabel 14-17: Relevantie voor de veiligheid van onzekerheden met betrekking tot de verwachte evolutie van het bergingssysteem. Onzekerheden op een lichtgrijze achtergrond zijn aantoonbaar niet relevant voor de veiligheid op basis van fenomenologische overwegingen.

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar (§14.3.6.1.1)	—	Ja
Onzekerheid over hoe snel de beperking van de waterinsijpeling in de modules verdwijnt na de start van de degradatie van het bergingssysteem (§14.3.6.1.2)	—	Ja
Onzekerheid op de spreiding in de tijd van de degradatie van modules en monolieten (§14.3.6.1.3)	—	Ja
Onzekerheid op het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.6.1.4)	—	Ja
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5)	—	Ja

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheid op de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie (§14.3.6.1.6)	—	Ja
Onzekerheid op de redoxomstandigheden (§14.3.6.1.7)	Er is een mogelijke invloed op de sorptie binnen het bergingssysteem.	Ja
Onzekerheid op de saturatiegraad (§14.3.6.1.8) van monolieten en modules	<p><u>Periode vóór degradatie:</u> Gelet op de beperkte verandering van poriëndiffusiecoëfficiënt voor saturatiegraden van 0,6 en 1 ten opzichte van de beste schatting van 0,8 (ongeveer factor 2 verhoging/verlaging), en gelet op de beperkte uitgestrektheid van het saturatiefront (Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2) is het effect van de onzekerheid op de saturatiegraad zeer beperkt (zie ook §14.4.3.5.1.1) en in ieder geval afgedekt door de onzekerheidsrange van de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17).</p> <p><u>Periode vanaf degradatie:</u> Gelet op het kleine verschil tussen de waarden van de poriëndiffusiecoëfficiënt bij een saturatiegraad van 0,8 en 1 zal het effect van de onzekerheid op de saturatiegraad zeer beperkt blijven (zie ook §14.4.3.5.1.1) en in ieder geval afgedekt worden door de onzekerheidsrange van de diffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17).</p>	Neen
Onzekerheid op de saturatiegraad (§14.3.6.1.8) van materiaal in de tussenruimten tussen de monolietstapels	Transport van radionucliden is advectief in deze component (§14.3.2.6.4). De saturatiegraad heeft een invloed op de effectieve poriënwatersnelheid (hogere effectieve snelheid bij lagere saturatiegraad voor eenzelfde globale flux). Bij een hogere effectieve poriënwatersnelheid vermindert de kans op teruggdiffusie vanuit dit materiaal naar de aangrenzende caissons, maar de teruggdiffusie is altijd zeer beperkt gegeven enerzijds de hoge stroomsnelheden en hoge diffusie in het grind in de tussenruimten en anderzijds de zeer lage stroomsnelheden en lage diffusie in de betonmatrix.	Neen
Onzekerheid op de saturatiegraad (§14.3.6.1.8) van opvulmateriaal in de inspectieruimtes	Een verhoging van de saturatiegraad zal leiden tot een iets lagere dispersie omdat de effectieve poriënwatersnelheid afneemt. Dit effect wordt afgedekt door de grote onzekerheidsrange van de dispersiviteit (§14.3.6.1.16).	Neen
Onzekerheid op de saturatiegraad (§14.3.6.1.8) van zandcement	Een verhoging van de saturatiegraad zal leiden tot een iets lagere dispersie omdat de effectieve poriënwatersnelheid afneemt. Dit effect wordt afgedekt door de grote onzekerheidsrange van de dispersiviteit (§14.3.6.1.16).	Neen
Onzekerheid op de drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in begroeiing (§14.3.6.1.9)	—	Ja
Onzekerheid op de insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet (§14.3.6.1.10)	—	Ja
Onzekerheid op de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval (§14.3.6.1.11)	—	Ja

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheid op de grootte van spleten en holtes (§14.3.6.1.12) – horizontale spleten tussen de monolieten onderling	Het al dan niet beschouwen van de horizontale spleten tussen de monolieten in een stapel heeft geen significante invloed op het diffusiegecontroleerde vrijkomen van radionucliden uit de monolieten en dus uit het bergingssysteem zoals aangetoond met een ondersteunende berekening (zie §14.4.3.1.3.2).	Neen
Onzekerheid op de grootte van spleten en holtes (§14.3.6.1.12) – spleten en holtes in inspectieruimte	De eventuele aanwezigheid van dergelijke spleten heeft geen effect omdat het opvulmateriaal een conductief materiaal is.	Neen
Onzekerheid op de grootte van spleten en holtes (§14.3.6.1.12) – openingen/holtes binnen de colli en monolieten	—	Ja
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van monoliet en module	—	Ja
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	—	Ja
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	—	Ja
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van afval (Type I)	—	Ja
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van zandcement in de ophoging en in de inspectiegalerij	—	Ja
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) van beton en vulmortel	De porositeit komt voor radionucliden met een $K_{d,r} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor. Het effect van de beperkte onzekerheidsrange van de porositeit wordt afgedekt door de grotere onzekerheidsranges van de $K_{d,r}$ -waarden voor gesorbeerde radionucliden (§14.3.6.1.18).	Neen
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) van afval (Type I)	De porositeit van het afval komt tussen in de bepaling van de retardatiefactor voor radionucliden met een $K_{d,r} \neq 0$ en dus de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval. De (onzekerheid op de) porositeit van het afval is niet goed gekarakteriseerd en zeer heterogeen.	Ja
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	De porositeit komt voor radionucliden met een $K_{d,r} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor. Er is echter geen sortitie in de tussenruimten tussen de monolietstapels, dus is er geen effect van de porositeit op de migratie van radionucliden.	Neen
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte en zandcement	De porositeit komt tussen in de poriënwatersnelheid en voor radionucliden met een $K_{d,i} \neq 0$ in de retardatiefactor. Bij hogere porositeit is er enerzijds een hogere poriënwatersnelheid en dus minder dispersie en anderzijds een lagere retardatiefactor voor gesorbeerde radionucliden. De onzekerheidsrange van de porositeit is beperkt en wordt afgedekt door de veel grotere onzekerheidsranges van de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) en van de $K_{d,r}$ -waarden voor gesorbeerde radionucliden (§14.3.6.1.18).	Neen

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van beton en vulmortel	De bulkdichtheid komt voor radionucliden met een $K_{d,i} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor. De onzekerheid op de bulkdichtheid van beton en vulmortel is zeer beperkt en wordt afgedekt door de veel grotere onzekerheidsranges van de $K_{d,r}$ -waarden voor gesorbeerde radionucliden (§14.3.6.1.18).	Neen
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van afval (Type I)	De bulkdichtheid komt voor radionucliden met een $K_{d,i} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor en dus de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval. De bulkdichtheid van afval is zeer heterogeen.	Ja
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	De bulkdichtheid komt voor radionucliden met een $K_{d,i} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor. Er is echter geen sortitie in de tussenruimten tussen de monolietstapels, dus is er geen effect van de bulkdichtheid op de migratie van radionucliden.	Neen
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte en zandcement	De bulkdichtheid komt voor radionucliden met een $K_{d,i} \neq 0$ tussen in de retardatiefactor. De onzekerheidsrange van de bulkdichtheid is beperkt en wordt afgedekt door de veel grotere onzekerheidsranges van de $K_{d,r}$ -waarden voor gesorbeerde radionucliden (§14.3.6.1.18).	Neen
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van beton en vulmortel	Omdat het radionuclidentransport in de matrix van beton en vulmortel diffusiegecontroleerd is (§14.3.2.6.4), speelt de dispersiviteit geen rol (zie §14.4.3.7.5).	Neen
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van afval (Type I)	—	Ja
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	—	Ja
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	Door de beperkte breedte van de tussenruimten, de heersende hoge stroomsnelheid, de lage diffusie in de monolieten errond, de verspreiding van de radionucliden in het opvulmateriaal van de inspectieruimte en in de zandcementophoging zal de onzekerheid op de dispersiviteit van het materiaal in de tussenruimten geen significante invloed hebben.	Neen
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van zandcement	—	Ja
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van beton en vulmortel	—	Ja
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van afval	—	Ja
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	—	Ja
Onzekerheid op poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels en zandcement	Het transport van radionucliden in deze componenten is advectiegedomineerd (§14.3.2.6.4). De verspreiding van radionucliden wordt gedomineerd door dispersie en niet door diffusie. Er is daarom weinig invloed van onzekerheden op de poriëndiffusiecoëfficiënt.	Neen
Onzekerheid op de sortitie binnen het bergingssysteem (§14.3.6.1.18)	—	Ja
Onzekerheid op de oplosbaarheid van Ca in het afval (§14.3.6.1.19)	—	Ja

14.3.7.2 Onzekerheden op het bergingssysteem buiten de verwachte evolutie

14.3.7.2.1 Niet verwachte maar mogelijke evoluties

Bij de identificatie van de initiërende FEP's worden voor *mogelijk* initiërende FEP's de effecten beschreven op de performantie van SSC's, radiologische impact en/of migratiewegen. De effectbeschrijvingen van mogelijk initiërende FEP's beogen tevens alle plausible combinaties van defecten te identificeren door identificatie van geaffecteerde FEP's, die oorzaken of gevolgen van de beschouwde FEP kunnen zijn, of versterkende effecten kunnen hebben. Op basis van dit proces worden 18 initiërende FEP's geïdentificeerd (Tabel 14-7 in §14.3.3), die de voor de veiligheid relevante onzekerheden beschrijven gelinkt aan niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem en behandeld worden in de AES'en (§14.6).

Niet verwachte maar mogelijke evoluties betreffen vroegere, snellere en grotere degradaties van het bergingssysteem ten opzichte van de verwachte evolutie. Meer specifiek vertalen de verschillende verstoringen zich in het vroeger optreden van scheuren, en in extreme gevallen bijkomende scheuren doorheen het afval (§14.3.6.1.5) en een gewijzigde (lagere) transmissiviteitsverhouding (§14.3.6.1.6). In het geval van aanwezige complexanten kan bovendien de sorptie verlagen (§14.3.6.1.18).

Omdat verder dezelfde geometrie, processen en parameters tussenkomen als in de verwachte evolutie, blijven verder de onzekerheden die in §14.3.7.1 als relevant voor de veiligheid werden aangemerkt, ook relevant voor de veiligheid binnen de niet verwachte maar mogelijke evoluties.

14.3.7.2.2 Onzekerheden op de evolutie tijdens fase VI

De in §14.3.4 beschreven onzekerheden op de evolutie tijdens fase VI zijn relevant voor de veiligheid: ze dienen beschouwd te worden bij de ontwikkeling en argumentatie van het omhullende karakter van de PS'en (zie §14.11.7 en §14.12.5).

14.3.7.2.3 Onzekerheden op de types van onopzettelijke menselijke intrusie in de toekomst

De verschillende schalen en onzekerheden dienen beschouwd te worden bij de ontwikkeling van de gestileerde menselijke intrusiescenario's (HIS'en) en de argumentatie van hun omhullende karakter (zie §14.7.5, §14.8.5, §14.9.5 en §14.10.5).

14.3.7.3 Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie

Tabel 14-18 geeft aan welke onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie (§14.3.6.3) relevant zijn voor de veiligheid en dus verder behandeld worden in de veiligheidsevaluaties, binnen de hydrogeologische modellen (§14.4.6). Voor de onzekerheden die *niet* relevant zijn voor de veiligheid, bevat Tabel 14-18 tevens de onderbouwing hiervoor.

Tabel 14-18: Relevantie voor de veiligheid van onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie. Onzekerheden op een lichtgrijze achtergrond zijn aantoonbaar niet relevant voor de veiligheid.

Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheden op de jaarlijkse regionale infiltratie ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in landgebruik (§14.3.6.3.1)	—	Ja

Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheid op het al dan niet optreden in de toekomst van belangrijke extracties van grondwater in de omgeving van de berging (§14.3.6.3.2)	In de bovenste (Pliocene) aquifer zijn putten met een groot debiet weinig waarschijnlijk. Uit een ondersteunende berekening blijkt dat, bij belangrijke extracties in de omgeving van de berging, het effect op de snelheid en richting van de grondwaterstroming onder de tumuli beperkt is (§4.6.2.7.4 [HS-4]).	Neen
Onzekerheden op de toekomstige geometrie van rivieren en kanalen (§14.3.6.3.3)	De invloed van het opnieuw creëren van meanders in het rivierennetwerk in de omgeving van de bergingssite zal ter hoogte van de tumuli beperkt zijn, aangezien de bergingssite relatief ver van de oppervlaktewateren verwijderd is (§4.6.2.7.4 [HS-4]). De onzekerheid met betrekking tot de geometrie van het kanaal Bocholt-Herentals wordt afgedekt door de onzekerheid op lekken vanuit het kanaal (§14.3.6.3.4).	Neen
Onzekerheden op de lekken vanuit het kanaal en de conductantie van rivierbeddingen (§14.3.6.3.4)	—	Ja
Onzekerheden op de toekomstige zandwinnings (§14.3.6.3.5)	Bij de verwachte evolutie van de zandwinning in de regio wordt een beperkt effect ter hoogte van de bergingssite verwacht omdat de zandwinning zich situeert langs en voorbij de Witte Nete (§4.6.2.7.4 [HS-4]).	Neen
Onzekerheid op de hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.3.6)	—	Ja
Onzekerheden op de positie van de waterput beschouwd als biosfeerreceptor, diepte en lengte van de filter en verdunningseffecten door pompen in de waterput (§14.3.6.3.7)	Het conservatieve karakter van de onderstelde extractie van grondwater dient onderzocht te worden (§5.5.4 van de leidraad 'grondwater' [R14-14]).	Ja
Onzekerheden op sorptie in de ondergrond (§14.3.6.3.8)	—	Ja

14.3.7.4 Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer

Tabel 14-19 geeft aan welke onzekerheden met betrekking tot de biosfeer (§14.3.6.4) relevant zijn voor de veiligheid en dus verder behandeld worden in de veiligheidsevaluaties, binnen de biosfeermodellen (§14.4.8).

Of een parameter al dan niet kritiek is binnen de biosfeermodellering is afhankelijk van de bijdrage van de verschillende transfer- en blootstellingswegen tot de totale (effectieve) dosis en de onzekerheid rond de betreffende parameter.

Tabel 14-19: Relevantie voor de veiligheid van onzekerheden met betrekking tot de biosfeer.

Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	Argumentatie/analyse	Relevant voor de veiligheid?
Onzekerheden op biosfeerreceptoren (§14.3.6.4.1)	In §14.3.5.1 worden de volgende drie voornaamste biosfeerreceptoren geïdentificeerd, die dus a priori relevant zijn voor de veiligheid: <ul style="list-style-type: none"> ▪ een waterput voor privégebruik aan de voet van de oostelijke tumulus gebruikt door een zelfvoorzienend landbouwersgezin, ▪ rivier gebruikt door een zelfvoorzienend landbouwersgezin, ▪ kwelgebieden gebruikt door een zelfvoorzienend landbouwersgezin. 	Ja
Onzekerheden op representatieve personen (§14.3.6.4.1) – leeftijdsgroepen	De dosis opgelopen door de representatieve persoon wordt bepaald door drie leeftijdsgroepen: volwassenen, kinderen en jonge kinderen (§14.2.4.1)	Ja
Onzekerheden op representatieve personen (§14.3.6.4.1) – gewoonten: beschouwde gedragingen	—	Ja
Onzekerheden op representatieve personen (§14.3.6.4.1) – gewoonten: parameterwaarden	Onzekerheden op parameters met betrekking tot karakteristieken en gewoonten zijn relevant voor de veiligheid voor zover deze parameters tussenkomen in de evaluatie van de belangrijkste blootstellingswegen, met name ingestie en externe bestraling (zie §14.4.7.4.1).	Ja (voor parameters die de ingestie en externe bestraling beïnvloeden)
Onzekerheden op de langjarig gemiddelde infiltratie en irrigatiehoeveelheden ten gevolge van toekomstige mogelijke klimaattoestanden (§14.3.6.4.2)	—	Ja
Onzekerheden op de overige biosfeerparameters (§14.3.6.4.3)	Onzekerheden op parameters met betrekking tot karakteristieken en gewoonten zijn relevant voor de veiligheid voor zover deze parameters tussenkomen in de evaluatie van de belangrijkste blootstellingswegen, met name ingestie en externe bestraling (zie §14.4.7.4.1).	Ja (voor parameters die de ingestie en externe bestraling beïnvloeden)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.4 Het verwachte evolutiescenario (EES)

14.4.1 Inleiding en doelstellingen

Het verwachte evolutiescenario (EES) heeft tot doel om in de mate van het mogelijke een representatieve voorstelling te vormen van de fenomenologisch verwachte evolutie(s) en de onzekerheden binnen de verwachte evolutie(s) en dit over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 (§14.2.2.1).

In deze paragraaf wordt ingegaan op de verschillende modellen onderliggend aan het EES en zijn gebruik in de veiligheidsanalyse (zie §14.14 voor het gebruik van het EES in de performantieanalyse), waarbij

- de voor de veiligheid relevante onzekerheden beschouwd worden in gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses. De resultaten hiervan laten toe het referentiescenario (RS) te definiëren, dat de verwachte evolutie omhult in termen van impact (§14.5);
- de radiologische impact beschreven wordt in termen van de *effectieve dosis* [mSv/a] opgelopen door representatieve personen uit drie leeftijdsgroepen (§14.2.4.1) en voor de drie voornaamste biosfeerreceptoren (§14.3.5.1).

De effectieve dosis voldoet aan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a en wordt omhuld door de waarde berekend onder RS.

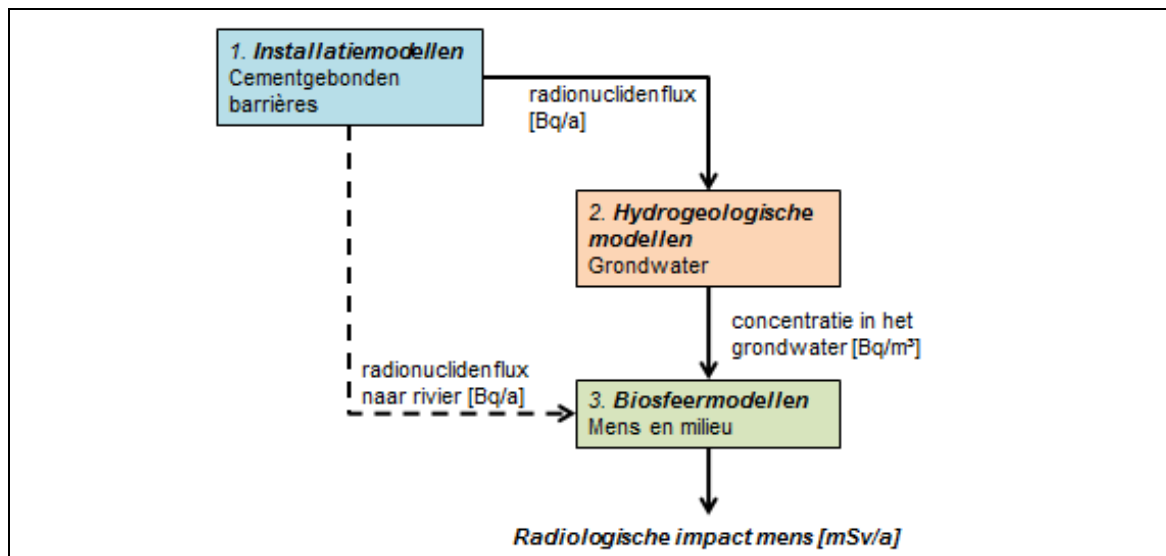
Ook voor de equivalente doses voor de huid en de ooglenzen, de bijkomende veiligheidsindicatoren (§14.2.4.2) en in termen van de bescherming van niet-menselijke biota (§14.2.4.3) worden de berekende waarden binnen de verwachte evolutie omhuld door de radiologische consequenties van het RS, beschreven in §14.5.7. Daarom worden deze niet afzonderlijk beschouwd voor het EES.

De modellering geassocieerd met het EES kan in drie stappen worden opgesplitst (Figuur 14-34):

- 1) de *installatiemodellen* (§14.4.3), waarmee de waterstroming en het radionuclidentransport doorheen het bergingssysteem worden berekend. De voornaamste indicatoren zijn *activiteitsfluxen* $Flux_{NF,i}$ [Bq/a] van de radionucliden i uit het bergingssysteem naar het grondwater;
- 2) de *hydrogeologische modellen* (§14.4.5), waarmee de grondwaterstroming en het transport van radionucliden in het grondwater worden berekend. De primaire output van de hydrogeologische modellen is
 - a) een *geotransferfactor* (GTF) die de verhouding weergeeft van de radionuclidenconcentratie [Bq/m³] in een biosfeerreceptor (waterput, kwelgebieden) tot de flux [Bq/a] uit het bergingssysteem naar het grondwater, dan wel
 - b) de *fractie van de bronflux* [%] die vanuit het grondwater in de betrokken rivier draineert in het geval van de rivierreceptor;
- 3) de *biosfeermodellen* (§14.4.7), waarmee de impact op een representatieve persoon [mSv/a] wordt berekend. De output van de biosfeermodellen bestaat uit radionuclidespecifieke *biosfeerconversiefactoren* (BCF_i) voor de voornaamste biosfeerreceptoren (§14.3.5.1), die de (effectieve) dosis [Sv/a] beschouwen per eenheidsconcentratie [Bq/m³] in de waterput- of kwelgebiedreceptor of per eenheidsflux [Bq/a] naar de rivierreceptor.

Binnen het modelleringsdomein vindt dus een *ontkoppeling* plaats tussen het bergingssysteem en de aquifer, wat mogelijk is omdat het grondwaterniveau geen invloed heeft op het bergingssysteem, daar:

- in de funderingen een drainagelaag aanwezig is, waardoor capillaire opstijging van grondwater wordt vermeden (DR19.c ‘vermijden van capillaire opstijging’ in §8.5.4.2 [HS-8]);
- zettingen ten gevolge van veranderingen in de watertafel naar verwachting geen gevolgen hebben voor de integriteit van de SSC’s en dus ook niet voor de veiligheidsfuncties die ze vervullen (§4.3 van [OD-120]).



Figuur 14-34: Berekening van de impact op representatieve personen onder het EES: installatiemodellen (bron), hydrogeologische modellen (transportroute) en biosfeermodellen (receptor).

De globale⁶⁰ jaarlijkse *effectieve dosis* voor de representatieve personen wordt berekend als

$$E(t) = \sum_i Flux_{NF,i}(t) \times GTF \times BCF_i \quad \text{Vergelijking 6}$$

door het gebruik van lineaire transportvergelijkingen in de installatiemodellering en de geosfeermodellering, alsook van een lineair biosfeermodel.

De ontwikkeling van modellen waarin de processen en gebeurtenissen binnen de verwachte evolutie beschouwd worden, brengt altijd *abstracties* en *vereenvoudigingen* met zich mee. Dit is a fortiori het geval wanneer geleidelijke processen beschouwd worden over tijdschalen in de verre toekomst (honderden tot duizenden jaren). Over dergelijke tijdschalen is het potentieel voor validatie beperkt – binnen het *QVV-proces* ligt dan ook veel nadruk op de componenten ‘kwalificatie’ en ‘verificatie’. Een overzicht wordt gegeven in Bijlage 14-2 (§14.20.2, §14.20.4 en §14.20.5 voor respectievelijk de installatiemodellen, de hydrogeologische modellen en de biosfeermodellen).

⁶⁰ gesommeerd over alle tussenkomende radionucliden *i*

14.4.2 Algemene beschrijving van het scenario en voornaamste hypothesen

Onder het EES evolueren het bergingssysteem en zijn omgeving volgens de verwachte evolutie. *Klimaatverandering* is een natuurlijke evolutie die zich met grote waarschijnlijkheid zal voordoen en wordt in het EES beschouwd door de hypothese dat

- zich voor de volledige relevante evaluatieperiode een Cs-klimaat instelt en handhaaft, volgens het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario*. De heersende klimaatomstandigheden beïnvloeden
 - ▶ de *drainage* doorheen de restanten van de aarden afdekking, die de (maximale) waterinsijpeling in het bergingssysteem bepaalt (§14.4.3.7.1);
 - ▶ de langjarig gemiddelde regionale infiltratie in de geosfeer (§14.4.5.4.1); en
 - ▶ de infiltratie en irrigatiebehoefte in de biosfeer (§14.4.7.1.1).

14.4.2.1 Bergingssysteem

De in het EES beschouwde evolutie van het bergingssysteem is gestoeld op de fenomenologisch verwachte evolutie, samengevat in §14.3.2.8, en de verwachte trajecten van waterstroming en radionuclidentransport op lange termijn zoals beschreven in §2.8.3 [HS-2].

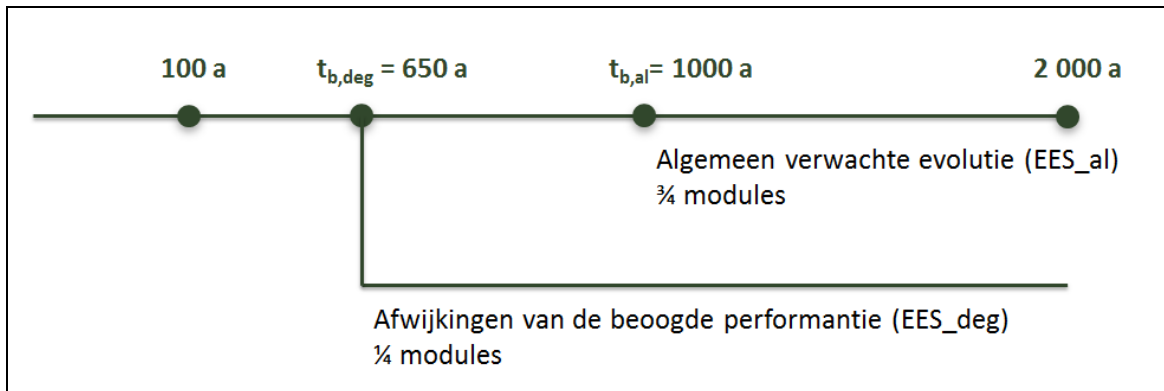
Hierbij wordt de *geometrie* van de verschillende SSC's conform het ontwerp ondersteld [HS-7][HS-8] en wordt aangenomen dat ze zich volgens hun beoogde performantie, beschouwd in het *veiligheidsconcept* voor de langetermijnveiligheid (§2.8.4 [HS-2]), gedragen.

In het EES wordt aangenomen dat

- de aarden afdekking haar *beschermende rol* vervult tot het einde van fase IV (~ 1000 jaar, §14.3.2.5.1);
- zich in het afval geen *reacties* voordoen die een globale negatieve invloed hebben op de kunstmatige barrières errond (§14.3.1.3);
- de cementgebonden SSC's hun beoogde performantie behouden tot minstens 1 000 jaar (verwachte *levensduur*; §14.3.2.5.1); maar
- lokale *afwijkingen van de beoogde performantie* niet kunnen worden uitgesloten (§14.3.2.7).

Degradatie van het bergingssysteem wordt in het EES dus pas beschouwd vanaf $t_0 + 1\ 000$ jaar (EES_al), behoudens lokale afwijkingen van de beoogde performantie. Hiermee wordt rekening gehouden door te onderstellen dat de degradatie van een beperkte fractie (in casu een kwart) van de modules begint vanaf enkele honderden jaren na het einde van de nucleaire controlefase, i.e. vanaf $t_0 + 650$ jaar (EES_deg; §14.4.3.6.4). Dit wordt schematisch voorgesteld in Figuur 14-35.

In afwezigheid van processen of gebeurtenissen die een abrupte degradatie zouden kunnen triggeren, wordt de degradatie van (verschillende delen van) het bergingssysteem binnen de evolutionaire paden EES_al en EES_deg *gespreid* over een periode van enkele honderden jaren (§14.4.3.6.4).



Figuur 14-35: Schematische voorstelling van het verwachte evolutescenario (EES), waarbij driekwart van de modules evolueert volgens de algemeen verwachte evolutie (EES_al) en één kwart onderhevig is aan afwijkingen van de beoogde prestatie (EES_deg). Dit wordt vertaald in een verschillend begintijdstip (t_b [a vanaf t_0]) van de progressieve systeemdegradatie.

Een schematisch overzicht van de in het EES beschouwde processen wordt gegeven in Tabel 14-20. Hierbij wordt, gelet op de verschillende evoluties in termen van radionuclidentransport (§14.3.2.4.5, §14.3.2.5.5 en §14.3.2.6.4), een onderscheid gemaakt tussen

- afval geconditioneerd in primaire afvalcolli, in type I/II monolieten; en
- bulkafval, rechtstreeks geconditioneerd in type III monolieten.

Tabel 14-20: Schematisch overzicht van de processen en voornaamste hypothesen beschouwd in het EES. EES_al en EES_deg onderscheiden zich door een verschillend tijdstip t_b [a vanaf t_0] voor de start van de degradatie (Figuur 14-35).

	100 a	t_b
Aarden afdekking	Verzekeren van ingegraven omstandigheden voor de modules en de ondoorlatende topplaat	(Gedeeltelijke) blootstelling van de onderliggende SSC's aan atmosferische omstandigheden door afschuivingen (ten gevolge van aardbevingen) en erosie van delen van de aarden afdekking
Relevante degradatiemechanismen van cementgebonden SSC's	Effecten van carbonatatie verwaarloosbaar onder ingegraven omstandigheden (§14.4.3.6.1.1)	Ontwikkeling van een gecarbonateerde laag in caissons (§14.4.3.6.1.2) en modulebasis (§14.4.3.6.1.3), door atmosferische carbonatatie
	Geen doorgaande scheuren in cementgebonden SSC's (§14.4.3.6.2.1)	Ontwikkeling van netwerken van doorgaande scheuren in monolieten en modules (§14.4.3.6.2.2 en 14.4.3.6.2.3), ten gevolge van carbonatatie, vries-dooicycli, actieve corrosie van de wapening van klassiek gewapende betonnen SSC's, of aardbevingen
Waterstroming	Gedeeltelijke saturatie van modules en monolieten (§14.4.3.5.1.1)	Saturatiegraad van modules en monolieten dicht bij één (§14.4.3.5.1.1)
	Afwezigheid waterstroming (§14.4.3.5.2.2)	Toename watersijpeling ten gevolge van niet-uniforme degradatie van de ondoorlatende topplaat (§14.4.3.6.3) tot de globale maximale drainage doorheen de restanten van de aarden afdekking (§14.4.3.7.1)

		100 a	t_b
			<p>Herverdeling insijpelend water naar conductieve tussenruimten tussen de monolietstapels, gefaciliteerd door de afschermingsplaten (§14.4.3.5.2.1)</p> <p>Waterstroming in tussenruimten tussen de monolietstapels, netwerken van doorgaande scheuren, componenten van het ABS (met inbegrip van het opvulmateriaal van de inspectieruimte) en zandcement (§14.4.3.5.2.2)</p>
Afval in primaire colli (type I/II)	Insluiting van radionucliden in primaire colli (§14.4.3.2.2.1)		<p>Ogenblikkelijke uitloging uit het afval zelf (§14.4.3.2.3)</p> <p>Traag vrijkomen uit de afvalvorm (§14.4.3.2.1) met</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ BE $K_{d,i}$-waarden [m^3/kg] (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2), herschaald voor de fractie HCP in de afvalvorm ▪ oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca met BE oplosbaarheid van Ca in het afval <p>Diffusiegecontroleerd transport van radionucliden in de afvalvorm, met hoge diffusie (§14.4.3.2.4)</p>
Bulkafval (type III)			<p>Ogenblikkelijke uitloging uit het afval zelf (§14.4.3.2.3)</p> <p>Traag vrijkomen uit de afvalvorm (§14.4.3.2.1) met</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ BE $K_{d,i}$-waarden [m^3/kg] (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2), herschaald voor de fractie HCP in de afvalvorm ▪ oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca met BE oplosbaarheid van Ca in het afval <p>Diffusiegecontroleerd transport van radionucliden in de afvalvorm (§14.4.3.2.2.2), met lage diffusie (§14.4.3.2.5 en §14.4.3.7.6)</p>
Radionucliden-transport	Diffusiegecontroleerd transport van radionucliden die mogelijks vrijkomen uit de afvalvorm (§14.4.3.5.3) met BE D_p -waarden [m^2/s] voor beton en vulmortel (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)		<p>Diffusiegecontroleerd transport van radionucliden in de matrix van de monolieten en van het beton van de modulebasis (§14.4.3.5.3), met BE D_p-waarden [m^2/s] voor beton en vulmortel (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)</p> <p>Advectiegecontroleerd transport van RN in tussenruimten tussen de monolietstapels, netwerken van doorgaande scheuren, componenten van het ABS (met inbegrip van het opvulmateriaal van de inspectieruimte) en zandcement</p> <p>Sorptie van radionucliden in cementgebonden SSC's (§14.4.3.7.7)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ waar diffusie mogelijk is, of ▪ met een voldoende hoge permeabiliteit om advectie toe laten <p>met BE $K_{d,i}$-waarden [m^3/kg] (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2), herschaald voor de fractie HCP van de betrokken SSC's (niet-gecarbonateerde SSC's, Tabel 14-29 in §14.4.3.7.7.3), of voor calciëet (gecarbonateerde SSC's)</p> <p>Afwezigheid van sorptie in scheuren (§14.4.3.6.2.3 en §14.4.3.7.7)</p> <p>Dispersie van radionucliden (§14.4.3.7.5) in</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ opvulmateriaal van de inspectieruimte (§14.4.3.6.2.3) ▪ zandcement
	Sorptie van deze radionucliden in cementgebonden SSC's met BE $K_{d,i}$ -waarden [m^3/kg] (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2)), herschaald voor de fractie HCP van de betrokken SSC's (Tabel 14-29 in §14.4.3.7.7.3)		

Hoe de *essentiële* parameters en hypothesen desgevallend verder zullen opgevolgd en/of gecontroleerd worden, wordt toegelicht in §14.13.

14.4.2.2 Geosfeer (hydrogeologie)

De uit het bergingssysteem uitgeloopte activiteit komt terecht in de aquifer onder de installatie, vanwaar ze verder getransporteerd wordt naar een biosfeerreceptor. Onder het EES worden de drie in §14.3.5.1 geïdentificeerde voornaamste biosfeerreceptoren beschouwd, i.e. een waterput voor privégebruik, een rivier en kwelgebieden.

Bij de modellering van het transport in het grondwater wordt rekening gehouden met de *grondwaterstroming* in de omgeving van de bergingssite, die op haar beurt gestoeld is op de lokale hydrologie en hydrogeologie beschreven in §4.6 [HS-4]. Daarnaast worden een aantal hypothesen bewust conservatief gekozen, rekening houdend met mogelijke toekomstige evoluties en verstoringen van de hydrogeologische omstandigheden (§5.5.4 van [R14-14]).

De voornaamste hypothesen met betrekking tot de *grondwaterstroming* in het EES zijn dat

- voeding van het grondwater afkomstig is van *infiltratie* van regenwater/bodemwater (§14.4.5.1.3 en §14.4.5.2.3);
- de interactie tussen grondwater en oppervlaktewateren beperkt is tot *drainage* (grondwater voedt de oppervlaktewateren; §14.4.5.4.2); en
- het *kanaal* Bocholt-Herentals niet langer aanwezig is (§14.4.5.4.2).

De voornaamste hypothesen met betrekking tot het *transport* van radionucliden in het grondwater zijn dat (Tabel 14-40 in §14.4.5.3.2)

- dit gecontroleerd wordt door *advectie*;
- er geen fysische *dispersie* optreedt;
- *reacties* (sorption op glauconiet en radioactief verval) in de aquifer niet beschouwd worden.

In het geval van de *waterputreceptor* wordt de referentieput aan de *voet* van de oostelijke tumulus ondersteld, op een afstand van ongeveer 70 m tot de modules, op de plaats waar de hoogste concentratie wordt berekend (§14.4.5.5.2.1).

In het geval van de *rivierreceptor* wordt aangenomen dat de fractie van de flux uit het bergingssysteem die uiteindelijk in de Kleine Nete terechtkomt, gelijk is aan één (Tabel 14-40 in §14.4.5.3.2; §14.4.5.5.2.2).

De *kwelgebiedreceptor* wordt beschouwd op de locatie met de hoogste berekende concentratie op plaatsen met *ondiep* grondwater binnen de contaminatiepluim (< 0,5 m diepte; Tabel 14-40 in §14.4.5.3.2; §14.4.5.5.2.3).

14.4.2.3 Biosfeer

Onder het EES wordt de contaminatie vanuit één van de voornaamste biosfeerreceptoren (waterput, rivier, kwelgebieden), al dan niet door tussenkomst van de mens, verspreid in de toegankelijke biosfeer, waardoor de representatieve personen blootgesteld worden. Een vereenvoudigde benadering wordt toegepast (*referentiebiosfeer*) en gerechtvaardigd tegenover de huidige biosfeer, teneinde zich ervan te verzekeren dat deze niet zou kunnen leiden tot een onderschatting van de radiologische impact (§5.1.4 van [R14-15]).

De voornaamste hypothesen voor de biosfeer onder het EES zijn dat

- de menselijke gewoontes gebaseerd zijn op de *huidige gedragingen* (§14.4.7);
- de representatieve personen behoren tot een *in zichzelf voorzienende* landbouwgemeenschap (volwassenen, kinderen, jonge kinderen) die noch voedsel noch water betreft van regio's buiten het gebied waar de hoogste radiologische effecten kunnen verwacht worden (§14.4.7). Dit betekent concreet dat zij
 - ▶ in het geval van de *waterputreceptor* (§14.4.7.1.3), water aan de put onttrekken als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drinken van hun vee;
 - ▶ in het geval van de *rivierreceptor*, water aan de rivier (Kleine Nete – §14.4.7.1.4) onttrekken als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drinken van hun vee;
 - ▶ in het geval van de *kwelgebiedreceptor* (§14.4.7.1.5), beschikken over een put in ondiep grondwater waaraan zij drinkwater onttrekken;
- irrigatie van gewassen en weiland (waterput- en rivierreceptor) via *berekening* gebeurt en niet via traditionele oppervlakte-irrigatie (§14.4.7.1.2);
- *blootstelling* optreedt door externe bestraling, ingestie en inhalatie (§14.4.7.1.3, §14.4.7.1.4 en §14.4.7.1.5).

Beste schattingswaarden worden aangewend voor de parameters die niet gerelateerd zijn met de heersende klimaatomstandigheden (§14.4.7.2).

14.4.3 Formulering en implementatie van de installatiemodellen

Met de *installatiemodellen* wordt de migratie van radionucliden vanuit het afval, doorheen de verschillende SSC's van het bergingssysteem en naar het grondwater, in kaart gebracht. De belangrijkste indicator is de tijdsafhankelijke *activiteitsflux* [Bq/a] uit het bergingssysteem. De totale fluxen worden geassembleerd uit de verschillende *deelmodellen*, die beschouwd worden om volgende aspecten in rekening te brengen:

- verschillende types monolieten (zie §14.4.3.1);
- afwijkingen van de beoogde performantie (zie §14.4.3.6.4).

Fluxen worden berekend voor de *voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden* uit Tabel 14-4 alsook hun *langlevende dochters* die de resultante zijn van ingroei (§14.3.1.5).

Op basis van de berekende activiteitsfluxen kunnen, zoals beschreven in §14.2.4.2.2, de *radiotoxiciteitsfluxen* als functie van de tijd alsook de *cumulatieve radiotoxiciteit* naar het grondwater worden bepaald, zoals beschouwd in §3 van Annex 2 van [OD-269].

Onderliggend aan de EES-installatiemodellen is de verwachte evolutie van het bergingssysteem zoals beschreven in §14.3.2. De *kwalificatie* van de installatiemodellen bestaat uit het beargumenteren

- dat de genomen hypothesen en gekozen parameterwaarden representatief zijn voor de verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem; of,

- waar ze dat niet zijn, wat de invloed is op het gemodelleerde systeemgedrag en de radionuclidenmigratie en hoe dit gejustifieerd wordt ten opzichte van de verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem;

en komt systematisch aan bod bij de beschrijving van de hypothesen en parametrisering van de EES-installatiemodellen in §14.4.3.1 tot en met §14.4.3.7.

De wiskundige en numerieke hertaling van de installatiemodellen, beschreven in §14.4.3.8 en §14.4.3.9, is het onderwerp van *verificatie* zoals beschreven in §14.20.2.2 (Bijlage 14-2). Elementen van *validatie* voor de modellering van de belangrijkste processen in het model worden samengevat in §14.20.2.3 (Bijlage 14-2).

14.4.3.1 Geometrie en dimensionaliteit

De installatiemodellen (Figuur 14-36) zijn tweedimensionaal. In de verticale richting bestaan ze uit een stapel monolieten, de modulebasis met opgevulde inspectieruimte en de zandcementophoging. In de horizontale richting bestaan de installatiemodellen uit een halve monoliet en aangrenzend aan de caissonwand de helft van de tussenruimte tussen de monolietstapels.

Om de heterogeniteit van het systeem – en de heterogeniteit van de waterstroming / het radionuclidentransport binnen het systeem – te kunnen conceptualiseren op het niveau van de monolieten (§14.4.3.1.2), de modulebasis (beton en opvulmateriaal van de inspectieruimte), de aanwezigheid van scheuren na degradatie (§14.4.3.6.2) en de tussenruimten tussen de monolietstapels, dringt zich a minima een *tweedimensionaal* model op. De verantwoording van de dimensionaliteit van de modellen stoelt op twee pijlers:

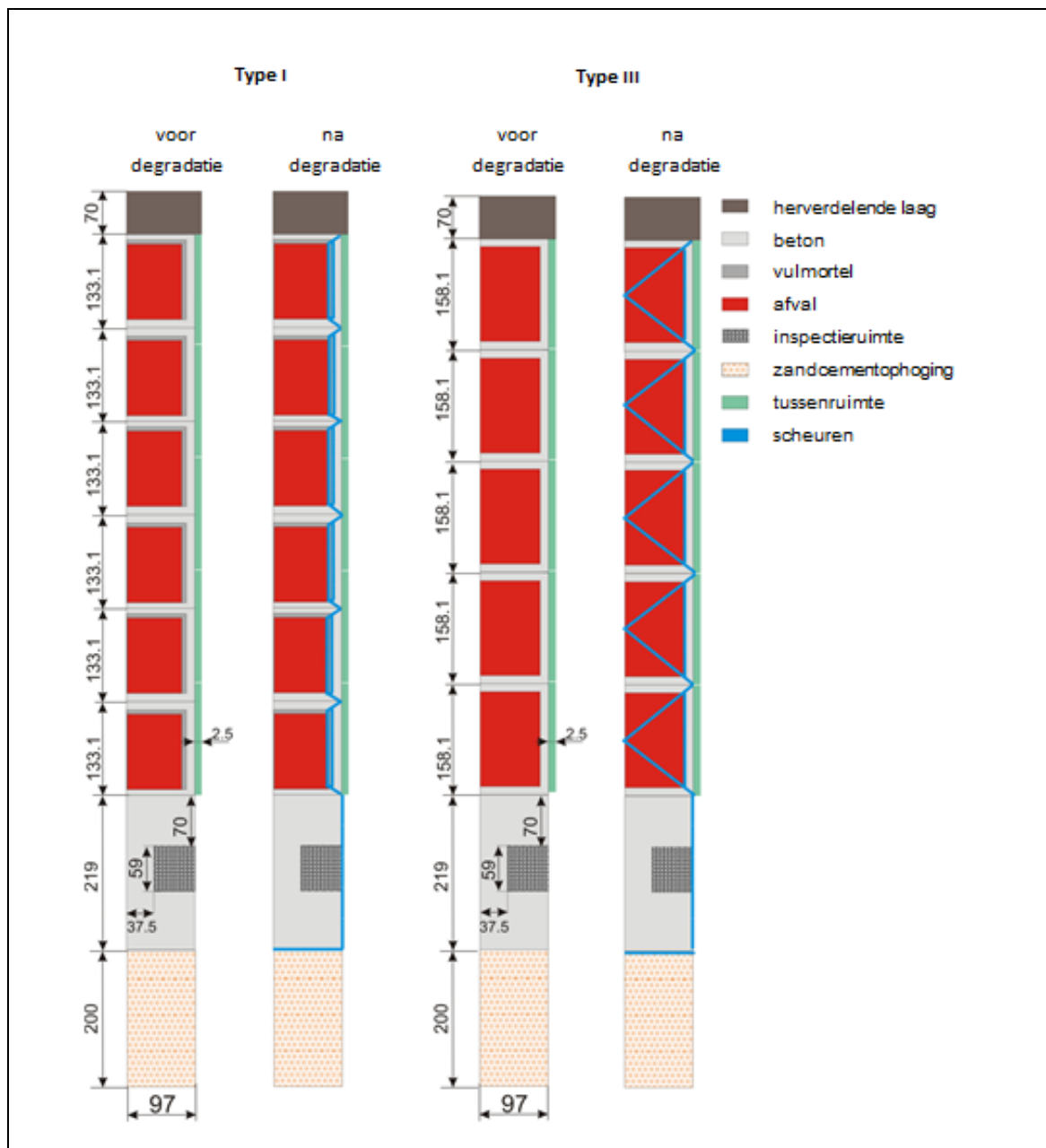
- de *initiële concentratie* in het afval (§3.9.1 van [OD-269]), die representatief (type I monolieten) tot enigszins omhullend (type III monolieten) is voor het reële driedimensionale equivalent; en
- de invloed op *waterstroming en radionuclidentransport*, waarbij door de vergelijking met een equivalent driedimensionaal model beargumenteerd wordt dat de piekfluxen uit een tweedimensionaal model *geen onderschatting* zullen vormen ten opzichte van een dergelijk (computationeel intensief) driedimensionaal equivalent (Appendix C van [OD-269]).

In de *verticale* richting kunnen de installatiemodellen beperkt worden tot volgende componenten (zie §14.4.3.1.1):

- stapel van 5 type III of 6 type I monolieten⁶¹;
- ondersteunende plaat (modulebasis);
- kolommen en opgevulde inspectieruimte (modulebasis);
- funderingsplaat (modulebasis); en
- zandcementophoging.

Bovenaan bevindt zich een laag met de gecombineerde dikte van de structurele topplaat en afschermingsplaten, die de *herverdeling* van insijpelend water faciliteert (zie §14.4.3.5.2.1).

⁶¹ Zie §14.4.3.2 voor de beschouwing van type II monolieten.



Figuur 14-36: Opbouw van de EES-installatiemodellen (dimensies in cm) voor type I monolieten (links) en type III monolieten (rechts). De geometrie wordt telkens getoond in de toestand vóór en na degradatie. De gecarbonateerde laag van de caissons en ondersteunende plaat na degradatie (zie §14.4.3.6.1) wordt hier niet getoond. Een detail van de monolieten wordt gegeven in §14.4.3.1.2. Hypothesen met betrekking tot spleten en openingen worden toegelicht in §14.4.3.1.3; met betrekking tot scheuren in §14.4.3.6.2.

De installatiemodellen kunnen in de *horizontale* richting beperkt worden tot één stapel type I of type III monolieten: omdat de modulewanden niet bepalend zijn voor de waterstroming en niet significant tussenkomen in de radionuclidenmigratie (zie §14.4.3.1.1) en de activiteit uniform⁶² verdeeld wordt, vormt het midden van de met grind gevulde tussenruimte tussen twee monolietstapels om symmetrieredenen een nulflux vlak.

Het niveau van complexiteit van de installatiemodellen is hoog en dergelijke berekeningen binnen een redelijke tijd uitvoeren is niet mogelijk met een driedimensionaal model, zelfs wanneer dit tot één stapel monolieten beperkt wordt. Daarom wordt de driedimensionale geometrie van het systeem in de installatiemodellen vereenvoudigd tot een *verticaal vlak* (met een hypothetische eenheidsdiepte van 1 m) loodrecht op de monolietwand en, voor een type I monoliet, doorheen het midden van een afvalcollo (linkerhelft van Figuur 14-36 en Figuur 14-37).

Om symmetrieredenen kan de tweedimensionale geometrie van een monoliet verder vereenvoudigd worden tot een *halve* monoliet: de verticale middellijn van de monoliet vormt een nulflux vlak. Naast de stapel halve monolieten bevindt zich de met grind gevulde tussenruimte tussen monolietstapels, eveneens op halve breedte (2,5 cm – Figuur 14-36).

Het *verlies van structurele integriteit* door scheurvorming na degradatie is geen instantaan, maar wel een heterogeen en geleidelijk proces (§14.4.3.6.2, §14.4.3.6.3 en §14.4.3.6.4). Omdat de aanwezigheid van lege ruimtes beperkt is, worden ook na degradatie geen significante wijzigingen in de globale geometrie van het bergingssysteem verwacht. Met uitzondering van de scheuren blijft de geometrie in de installatiemodellen bijgevolg onveranderd na degradatie.

14.4.3.1.1 Uitsluiting van SSC's uit de installatiemodellen

De ophoging aan de zijdes, modulewanden, ondoorlatende topplaat, aarden afdekking en opgevulde inspectiegalerij maken geen deel uit van de installatiemodellen.

Hoewel voornoemde componenten een 'M' rol vervullen in het veiligheidsconcept (zie §2.8.4 [HS-2]) en dus een rol spelen in de verwachte evolutie van het bergingssysteem, is het niet nodig ze expliciet op te nemen in de installatiemodellen.

Voor de **ondoorlatende topplaat en de aarden afdekking** wordt het niet expliciet beschouwen ervan ten opzichte van de verwachte evolutie gejustifieerd door

- 1) de waterinsijpeling in het systeem op te leggen als randvoorwaarde (§14.4.3.4.1). De ondoorlatende topplaat en aarden afdekking bepalen de waterinsijpeling in het systeem respectievelijk vóór en na degradatie (door scheurontwikkeling) van de ondoorlatende topplaat.
 - Zolang de ondoorlatende topplaat haar fysieke integriteit behoudt, is ze bepalend voor de waterinsijpeling in het systeem omdat de (gesatureerde) hydraulische geleidbaarheid ervan lager is dan die van de bovenliggende lagen van de aarden afdekking (§5.2.1.4 en §5.5.1.2.1 [HS-5]). In evenwicht wordt een waterinsijpeling van de orde van 10^{-13} m/s verwacht en wordt de waterhuishouding in het systeem bepaald door *capillaire suctie* tijdens de resaturatie

⁶² De OLI's en CLI's worden aangevuld met bijkomende regels die de spreiding van de activiteit over de modules garanderen (§14.16.5). Hierbij wordt rekening gehouden met de hypothesen voor de uitlogingsscenario's.

(§14.3.2.3.2). Het radionuclidentransport in het systeem is diffusiegedomineerd en als randvoorwaarde kan een flux van 0 m/s worden opgelegd.

- ▶ De ondoorlatende topplaat wordt verwacht te degraderen door scheurvorming (§14.3.2.6). Dit zou leiden tot een *niet-uniforme* waterinsijpeling, waarbij (delen van) de modules aanvankelijk niet aan insijpend water worden blootgesteld. In de installatiemodellen wordt een uniforme waterinsijpeling ondersteld die lineair toeneemt in de tijd (§14.4.3.6.3).
 - ▶ Na degradatie van de ondoorlatende topplaat en de gecompacteerd kleilagen in de aarden afdekking, zal de waterinsijpeling in het systeem bepaald worden door de neerslag en de *evapotranspiratieprocessen* die optreden in de resten van de aarden afdekking. De herverdeling van water in deze aarden lagen is onafhankelijk van de onderliggende module, omwille van de grote afstand tot de grondwatertafel. De drainage doorheen de aarden afdekking (§14.3.6.1.9; §14.4.3.7.1) kan dus onafhankelijk van de rest van het systeem bepaald worden en als randvoorwaarde worden opgelegd.
- 2) het feit dat *migratie* van radionucliden *naar de bovengrens* van de modules, i.e. naar de ondoorlatende topplaat en aarden afdekking, *verwaarloosbaar* is.

Het radionuclidentransport in het systeem verloopt diffusiegedomineerd zolang er geen (significante) waterinsijpeling is in het bergingssysteem. Diffusie wordt in alle richtingen gestuurd door concentratiegradiënten, dus ook in de richting van de afschermingsplaten, structurele topplaat en ondoorlatende topplaat, waardoor een opwaartse activiteitsflux uit het bergingssysteem kan optreden:

- ▶ voor *type I monolieten* is deze mogelijkheid niet van belang. Radionucliden kunnen pas uit de primaire colli diffunderen nadat zich scheurnetwerken hebben gevormd in de monolieten en de vaten sterk gecorrodeerd zijn (§14.4.3.2.2.1);
- ▶ voor *type III monolieten* werd een ondersteunende berekening uitgevoerd om de mogelijke invloed van opwaartse diffusie op het vrijkomen van radionucliden uit het bergingssysteem in kaart te brengen voor enkele karakteristieke radionucliden (§3.8.1 en §4.2.3 van [OD-269]). Op basis hiervan blijkt dat het negeren van opwaartse diffusie in de installatiemodellen geen significante invloed heeft op het gemodelleerde systeemgedrag, aangezien:
 - ▶ de *globale neerwaartse (piek)flux* (advectie + diffusie) van langlevende radionucliden in de periode na degradatie verschillende grootteordes hoger is dan de *opwaartse* diffusieve flux die optreedt in de periode vóór degradatie. Wel is de opwaartse diffusieve flux hoger dan de neerwaartse diffusieve flux in deze periode (kleinere afstand; hogere diffusiviteit in beton dicht bij saturatie boven de monolietstapels dan in niet-gesatureerd beton (monolieten en modulebasis) (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6));
 - ▶ de opwaartse flux voor radionucliden die tijdens hun transport doorheen het bergingssysteem sterk aan *verval* onderhevig zijn (bijvoorbeeld ¹³⁷Cs), relatief belangrijk is ten opzichte van de globale neerwaartse flux, maar in absolute termen niet significant.

Voor de **ophoging aan de zijdes en de modulewanden** wordt het niet expliciet beschouwen ervan gejustifieerd op basis van de overwegingen dat

- 1) deze componenten niet bepalend zijn voor de waterstroming in het bergingssysteem.

Zolang de ondoorlatende topplaat haar R2a-rol vervult, wordt de waterhuishouding in de modules en monolieten gekenmerkt door capillaire suctie en zal, gelet op de zeer lage hydraulische geleidbaarheid van het beton (zie §14.3.6.1.13 en §5.3.1.2.5 [HS-5]), de waterstroming zeer beperkt blijven.

Na degradatie verloopt de waterstroming in de modules voornamelijk via de tussenruimten tussen de monolietstapels (§14.3.2.6.1.2) en de scheurnetwerken (§14.3.2.6.4), terwijl de stroming door de matrix van de cementgebonden componenten zeer laag blijft, gelet op de zeer lage hydraulische geleidbaarheid van de betonmatrix die ook na carbonatatie gegarandeerd blijft (zie §5.3.1.3.1 [HS-5]). In hydraulisch evenwicht is er nauwelijks uitwisseling van water tussen de met grind gevulde ruimte naast de modulewand en de modulewand zelf (naar analogie met de zeer beperkte uitwisseling van water tussen scheur en matrixdomein in de simulaties in §6.4.3 en §6.7.6 van [OD-272]).

- 2) de transfer van radionucliden naar (en vanuit) de modulewanden uiterst laag is.

De lage saturatiegraad van de met grind gevulde ruimte tussen de modulewand en de eerste stapels monolieten (§14.3.6.1.8) zorgt ervoor dat deze een diffusiebarrière vormt zolang het radionuclidentransport in het systeem volledig door diffusie wordt gecontroleerd.

De beperkte wateruitwisseling tussen de met grind gevulde ruimte naast de modulewand en de modulewand zelf betekent ook dat de uitwisseling van radionucliden in het advectiongedomineerde systeem (na degradatie) uiterst laag blijft. De eventuele transfer van radionucliden naar de ophoging aan de zijdes wordt bepaald door diffusie doorheen de modulewanden, waardoor de hoeveelheid radionucliden hier a fortiori zeer beperkt zal blijven.

Het niet beschouwen van de **opgevulde inspectiegalerij** is gejustifieerd omdat (§14.3.2.1.114.3.2.1):

- bij significant radionuclidentransport in de richting van de opgevulde inspectiegalerij een equivalente transportweg wordt verzekerd ten opzichte van de afvoer via het ABS;
- mechanische degradatie ervan niet leidt tot instabiliteit van de bovenliggende barrières.

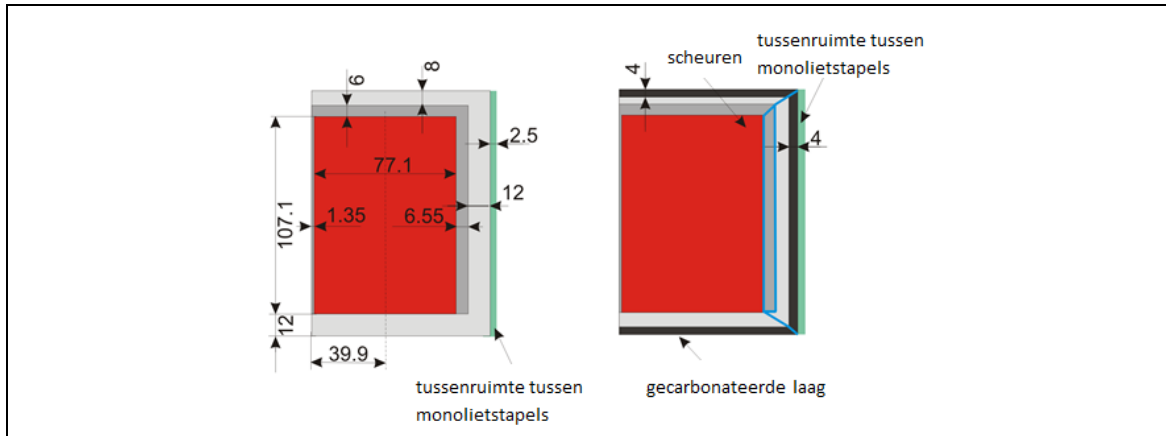
Op basis van bovenstaande kan gesteld worden dat het niet expliciet opnemen van de ophoging aan de zijdes, de modulewanden, de ondoorlatende topplaat, de aarden afdekking en de opgevulde inspectiegalerij in de installatiemodellen het gemodelleerde systeemgedrag niet beïnvloedt. Het gemodelleerde systeemgedrag is representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.1.2 Modelling van de monolieten

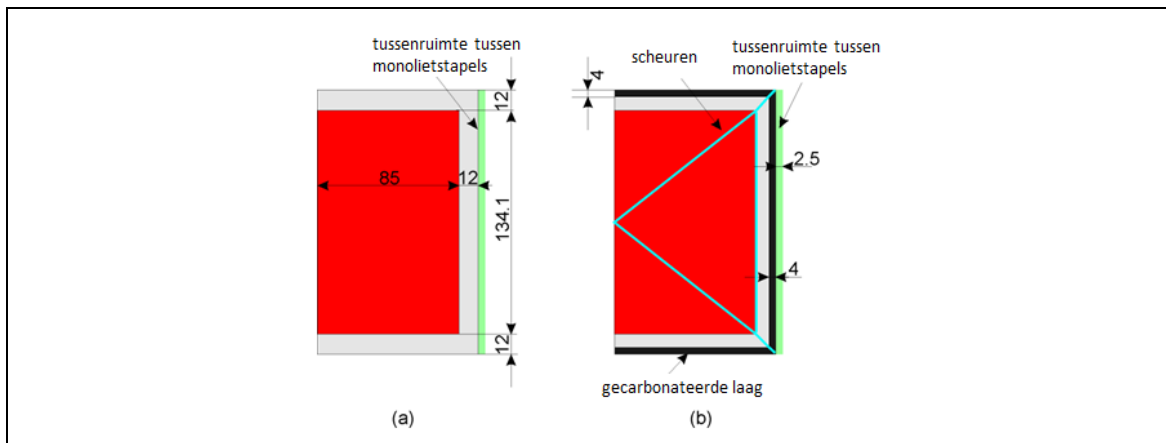
De verschillende componenten waaruit een monoliet is opgebouwd, worden expliciet onderscheiden in de installatiemodellen.

- Voor type I monolieten (Figuur 14-37) wordt onderscheid gemaakt tussen de caisson (beton), de vulmortel (mortel) en het GA (cementmatrix – zie §14.3.1.1). De afvalvorm wordt dus als een homogene entiteit gemodelleerd, waar deze in werkelijkheid, afhankelijk van het afvaltype, zeer heterogeen kan zijn. Deze abstractie wordt verder onderbouwd in §14.4.3.2.

- Voor *type III* monolieten (Figuur 14-38) wordt onderscheid gemaakt tussen de caisson (beton) en een mengsel van afval en vulmortel. Ook hier wordt de afvalvorm als een homogene entiteit gemodelleerd, waar deze opnieuw zeer heterogeen kan zijn (§14.4.3.2).



Figuur 14-37: Conceptualisering van een type I monoliet in de installatiemodellen (dimensies in cm). We onderscheiden beton van de caisson (lichtgrijs), vulmortel (donkergrijs), afval (rood), gecarbonateerd beton (zwart), een gestileerd scheurnetwerk (lichtblauw) en de aangrenzende tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).



Figuur 14-38: Conceptualisering van een type III monoliet in de installatiemodellen (dimensies in cm). We onderscheiden beton van de caisson (lichtgrijs), een homogene mengeling van afval en vulmortel (rood), gecarbonateerd beton (zwart), een gestileerd scheurnetwerk (lichtblauw) en de aangrenzende tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).

Figuur 14-37 en Figuur 14-38 tonen de conceptualisering van de monolieten op halve breedte in 2D telkens (a) vóór en (b) na degradatie (§3.2.1 van [OD-269]). Twee degradatieprocessen spelen een rol voor de modellering van monolieten: carbonatie en scheurvorming.

Een monoliet in gedegradeerde toestand wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van

- een 4 cm dikke *gecarbonateerde laag* aan de buitenkant van de caisson (§14.4.3.6.1.2); en
- een *gestileerd netwerk van doorgaande scheuren* dat in contact staat met de met grind gevulde tussenruimten tussen de monolietstapels (§14.4.3.6.2.3).

14.4.3.1.3 **Spleten en openingen / holtes**

14.4.3.1.3.1 *Openingen/holtes binnen de monolieten*

Openingen / holtes binnen de monolieten worden niet beschouwd.

De onzekerheden met betrekking tot de mogelijke aanwezigheid van openingen / holtes binnen de monolieten worden beschreven in §14.3.6.1.12. Ze worden buiten beschouwing gelaten in de installatiemodellen.

Zolang de modules en de ondoorlatende topplaat hun fysieke integriteit behouden, is de waterinsijpeling nagenoeg onbestaande, zodat dergelijke openingen en holtes nooit met water gevuld zullen worden. Zij zullen het systeemgedrag dan ook slechts marginaal beïnvloeden: ze kunnen aanleiding geven tot een verhoogde tortuositeit op het niveau van de monoliet. Omdat hun volume klein is (§14.3.6.1.12) in vergelijking met het totale volume van de monoliet, is dit effect minimaal.

Vanaf de start van degradatie worden scheurnetwerken ondersteld in de monolieten (zie §14.4.3.6.2.2 en §14.4.3.6.2.3). In dergelijke omstandigheden zijn eventueel aanwezige openingen en holtes equivalent aan scheuren in termen van waterstroming en radionuclidentransport.

De aanwezigheid van openingen en holtes binnen de monolieten wordt afgedekt door de beschouwde scheurnetwerken; het niet beschouwen ervan beïnvloedt het systeemgedrag niet.

14.4.3.1.3.2 *Horizontale spleten tussen de monolieten*

De horizontale spleten tussen de monolieten onderling binnen een stapel worden niet beschouwd.

Het deksel van een monoliet ligt verzonken ten opzichte van de bovenzijde van de caissonwanden waardoor horizontale spleten ontstaan tussen de monolieten in een stapel (§14.3.6.1.12). In de installatiemodellen worden deze spleten als geometrisch gegeven genegeerd, maar de monolieten worden in hoogte gereduceerd (20 mm voor type I, 40 mm voor type III monolieten – zie Figuur 14-36) teneinde de hoeveelheid cementgebonden materiaal (en dus het sorptiepotentieel) niet te overschatten.

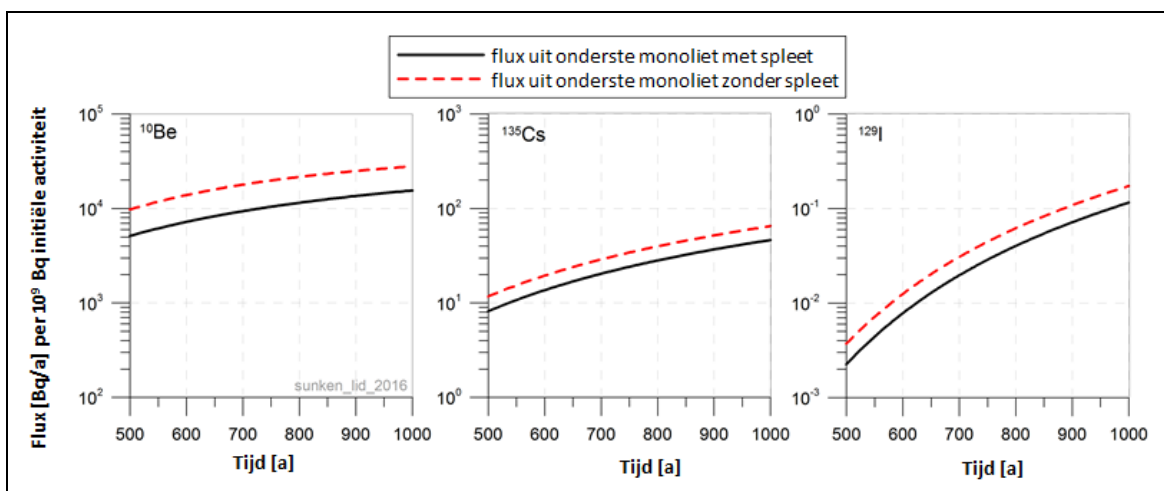
Bijgevolg is het *contactoppervlak* tussen monolieten veel groter in de installatiemodellen dan in de reële configuratie en wordt tijdens de periode vóór degradatie de functie van de horizontale spleet als diffusiebarrière genegeerd. De diffusie van radionucliden vanuit een monoliet naar de onderliggende monoliet en uiteindelijk de modulebasis kan dus overschat worden ten opzichte van de verwachte evolutie, waardoor de bypass door scheuren na degradatie op zijn beurt onderschat zou kunnen worden.

- Voor *type I* monolieten heeft het negeren van de horizontale spleten geen invloed, daar in lijn met de verwachte evolutie ondersteld wordt dat radionucliden pas uit de primaire colli kunnen diffunderen nadat zich scheurnetwerken hebben gevormd in de monolieten (zie §14.4.3.2.2.1).
- Voor *type III* monolieten werd een ondersteunende berekening uitgevoerd om de mogelijke diffusieve flux vanuit de op één na onderste monoliet naar de modulebasis te kwantificeren voor

enkele karakteristieke⁶³ radionucliden. Hiertoe werden twee varianten opgezet van een model bestaande uit twee gestapelde (halve) type III monolieten: één met horizontale spleet (4 cm breed) tussen de monolieten, de andere zonder; met in beide gevallen aanvankelijk enkel activiteit in het inwendige volume van de bovenste (§3.8.2 en §4.2.4 van [OD-269]). De flux uit de onderste monoliet is dan een indicatie van de activiteit die in de (matrix van de) modulebasis kan terechtkomen.

Figuur 14-39 toont enkele curves voor mobiele radionucliden: de diffusieve flux daalt naarmate radionucliden beter gesorbeerd worden (lagere schijnbare diffusiviteit⁶⁴). De diffusieve flux is hoger in het geval zonder spleet, maar in alle gevallen verwaarloosbaar in vergelijking met de totale activiteit in de monoliet. Bovendien maximaliseert de beschouwde conceptualisering de flux uit de onderste monoliet: indien ook in de onderste monoliet activiteit aanwezig is, zullen de concentratiegradiënten kleiner zijn (en de diffusie dus lager).

Het negeren van de horizontale spleten tussen de monolieten onderling binnen een stapel heeft dan ook geen significante invloed op het diffusiegecontroleerde vrijkomen van radionucliden uit het bergingssysteem.



Figuur 14-39: Diffusieve flux uit de onderste monoliet [Bq/a] per 10⁹ Bq initiële activiteit in de bovenste monoliet met (volle zwarte lijn) en zonder (rode stippellijn) spleet tussen twee type III monolieten voor enkele mobiele radionucliden, in volgorde van sorptiepotentieel in beton en vulmortel (Be < Cs < I).

Na degradatie wordt het vrijkomen van radionucliden bepaald door diffusief transport naar de scheuren en vervolgens advectiongecontroleerd transport doorheen de tussenruimten tussen de monolietstapels, scheuren in monolieten, scheuren in de modulebasis en de zandcementophoging (§14.3.2.6.4, §14.4.3.5.2 en §14.4.3.5.3). Water dat door scheuren in een monoliet zou sijpelen, zal niet stagneren op de onderliggende monoliet, maar langs de gootjes in de bovenzijde van de caissonwanden afgevoerd worden

⁶³ Resultaten voor ¹⁰Be worden getoond als proxy voor ¹²⁹I in het rekengeval met minimale sorptie, omdat de gevoeligheden ten opzichte van het basisrekengeval soms verschillen voor het niet-gesorbeerde ¹⁰Be en het weinig gesorbeerde ¹²⁹I.

⁶⁴ $D_a = D_p / R$ met D_p de poriëndiffusiecoëfficiënt [m²/s] en R de retardatiefactor [-] (Vergelijking 10 in §14.4.3.8.1).

naar de tussenruimten zolang de doorgaande scheuren in het deksel van de onderliggende monoliet beperkt zijn (§14.3.2.6.1.2). Het negeren van de horizontale spleten tussen de monolieten heeft ook dan geen effect.

14.4.3.1.3.3 Spleten tussen beton van de modulebasis en opvulmateriaal van de inspectieruimte

De spleten tussen het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de ondersteunende plaat enerzijds, en tussen het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de modulewand of kolommen anderzijds, worden niet beschouwd.

De onzekerheden met betrekking tot de mogelijke aanwezigheid van spleten tussen beton van de modulebasis en opvulmateriaal van de inspectieruimte worden beschreven in §14.3.6.1.12. Ook deze geometrische gegevens worden niet expliciet gemodelleerd; wel wordt de hoogte van de opgevulde inspectieruimte met 1 cm gereduceerd (zie Figuur 14-36) om de hoeveelheid cementgebonden materiaal niet te overschatten.

De eventuele aanwezigheid van dergelijke spleten heeft geen effect op de verwachte evolutie omdat het opvulmateriaal een *conductief* materiaal is (§14.3.2.3.1). Ondersteunende berekeningen waarin het opvulmateriaal op een representatieve manier wordt gemodelleerd én de spleet bovenaan expliciet wordt meegenomen, leiden in termen van de indicator ‘piekflux’ tot gelijkaardige resultaten (zie §14.4.3.6.2.3).

Het negeren van de mogelijke spleten tussen het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de ondersteunende plaat / de kolommen of modulewanden heeft dan ook geen significante invloed.

14.4.3.2 Karakteristieken van de afvalvorm

Zoals aangegeven in §14.4.3.1 wordt voor type I en type III monolieten een apart installatiemodel beschouwd; maar niet voor type II monolieten. Dit omdat de mechanismen van vrijkomen uit het afval in type II monolieten vergelijkbaar zijn met die in type I monolieten (zie §14.3.1.2):

- het vrijkomen uit het afval in 400-litercolli type FV-04 is gelijkaardig aan het vrijkomen uit type I monolieten met standaard 400-litercolli zoals hieronder beschouwd;
- voor andere niet-standaardverpakkingen verwachten we bovendien nog sorptie en lage diffusie in de betonnen verpakking dan wel de cementmatrixmantel binnen de oververpakking – vergelijkbaar met het gedrag van heterogeen gecementeerd afval in type I monolieten en dus lager dan het geconceptualiseerde vrijkomen van radionucliden uit type I monolieten (§14.4.3.2.4.1).

Voor type I monolieten wordt het afval gemodelleerd aan de hand van de volgende hypothesen:

- lineair reversibele *sorptie* op HCP binnen afvalcolli en oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ⁴¹Ca (§14.4.3.2.1);
- activiteit kan pas vrijkomen uit de afvalcolli *na scheurvorming* (§14.4.3.2.2.1);
- een *ogenblikkelijke uitloging* van radionucliden uit het afval bij de start van het vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.3);
- homogene verspreiding van radionucliden en (*hoge*) *diffusie* (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) binnen de afvalvorm (§14.4.3.2.4).

Voor type III monolieten worden het afval en de vulmortel van de monoliet gemodelleerd aan de hand van de volgende hypothesen:

- lineair reversibele *sorptie* op HCP in de vulmortel van de monoliet en oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca (§14.4.3.2.1);
- radionucliden kunnen vanaf het ogenblik van berging uit het inwendige volume van de caisson diffunderen (§14.4.3.2.2.2);
- een *ogenblikkelijke uitloging* van radionucliden uit het afval bij de start van het vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.3);
- traag vrijkomen uit het afval door *lage diffusie* (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) in het mengsel van vulmortel en afval (§14.4.3.2.5).

Voor beide types monolieten wordt het radionuclidentransport in de afvalvorm gecontroleerd door diffusie (§14.4.3.5.3; Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2).

14.4.3.2.1 Lineair reversibele sorptie op HCP en oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca

14.4.3.2.1.1 Sorptie (K_d -benadering)

In het veiligheidsconcept wordt een R1-functie in een M-rol toegekend aan het collo geconditioneerd afval in type I/II monolieten (§2.13.2 in Bijlage 2-3 van [HS-2]), die berust op het trage vrijkomen uit het afval door sorptie op HCP van conditioneringsmatrix, afschermingsmateriaal, afval en/of verpakkingsmateriaal (§14.3.1.1 en §14.3.1.2).

Bij type III monolieten vormt de monoliet zelf het collo geconditioneerd afval. Aan de vulmortel in de monoliet wordt een veiligheidsfunctie R3 in een M-rol toegekend (sorptie op HCP).

Conform deze toekenning van M-rollen, wordt het afval gemodelleerd rekening houdende met *lineair reversibele sorptie (K_d) op uitgeharde cementpasta* (HCP)

- binnen afvalcolli in type I monolieten, waarbij 10 m% HCP, homogeen verspreid binnen de afvalcolli wordt beschouwd. De fractie van 10 m% is gestoeld op de karakteristieken⁶⁵ van afval geconditioneerd in een cementmatrix binnen een 400-litercollo (§14.3.1.1), waarop de onzekerheden niet gekend / verder gekarakteriseerd zijn, en vormt een conformiteitscriterium voor het afval (§15.3.2.1 [HS-15]). Deze waarde is representatief voor de verwachte evolutie bij homogeen gedrag (zie §14.4.3.2.4);
- van de vulmortel in type III monolieten, waarbij 14,5 vol% HCP wordt beschouwd, homogeen verspreid over het inwendige volume van de caisson (§14.4.3.2.5). De hoeveelheid vulmortel voor een monoliet met rechtstreeks ingebracht ruw en/of verwerkt radioactief afval moet immers groter zijn dan of gelijk zijn aan 50 vol% van het interne volume van de caisson (conformiteitscriterium Mon 31, zie Bijlage 2 van [HS-15]). De vulmortel bevat volgens de ontwerpvereisten minimaal⁶⁶ 29 m% HCP (DR3 ‘aanwezigheid van chemische retentie’ in §7.4.2.1 [HS-7]). Aangezien de

⁶⁵ Op basis van de steekproef beschreven in §6.4.5.2 [HS-6] (zie ook §14.3.1.1) zou de hypothese van 10 m% HCP leiden tot een onderschatting van de sorptie in de afvalcolli en dus een overschatting van de initiële concentratie (Vergelijking 9 in §14.4.3.8.1). Gelet op het feit dat een hogere initiële concentratie in het afval aanleiding geeft tot hogere piekfluxen uit het bergingssysteem, zal deze hypothese dus niet leiden tot een onderschatting van de piekflux voor gesorbeerde radionucliden.

⁶⁶ De huidige referentiesamenstelling voldoet hier met marge aan (§5.4.1.2.6 [HS-5]).

bulkdichtheid van afval vergelijkbaar is met die van de vulmortel (Tabel 14-9 in §14.3.6.1.15), kan 14,5 m% HCP beschouwd worden in het inwendige volume van de type III monoliet. Deze waarde is representatief voor de verwachte evolutie bij homogeen gedrag (zie §14.4.3.2.5).

Voor de K_d -waarden verwijzen we naar Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2.

14.4.3.2.1.2 Oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca uit het afval

Onder het basisrekengeval van het EES wordt de BE waarde voor de oplosbaarheid van Ca in toestand II gehanteerd ($21,2 \text{ mol/m}^3$ - zie §14.3.6.1.19).

In hoofdstuk 11 van [OD-108] wordt uiteengezet hoe de *effectieve oplosbaarheidslimiet*⁶⁷ van ^{41}Ca [Bq/m^3 in oplossing per Bq/m^3 afval] bepaald wordt, op basis van de hoeveelheid stabiele Ca per kg cement, de fractie HCP in de afvalvorm (die verschilt voor colli in type I monolieten en type III monolieten – zie §14.4.3.2.1.1), de bulkdichtheid van het afval (Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4) en de oplosbaarheid van Ca.

De effectieve oplosbaarheidslimiet kan, door vermenigvuldiging met de bulkdichtheid ρ_b [kg/m^3] (Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4), uitgedrukt worden in ($\text{Bq } ^{41}\text{Ca}$ per m^3 in oplossing) per ($\text{Bq } ^{41}\text{Ca}$ per kg afval). De inverse waarde hiervan is het wiskundige equivalent van een distributiecöefficient K_d in de afvalvorm [m^3/kg] en wordt in de installatiemodellen als zodanig toegepast (§3.5.2 van [OD-269]; Tabel 14-21).

Tabel 14-21: Beschouwing van oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca uit het afval onder het basisrekengeval van het EES: bepaling van de equivalente $K_{d,\text{Ca}}$ [m^3/kg] voor de afvalvorm uitgaande van een oplosbaarheid van Ca van $21,2 \text{ mol/m}^3$.

Beschouwing oplosbaarheidsgelimiteerd vrijkomen van ^{41}Ca		
	Type I	Type III
Effectieve oplosbaarheidslimiet $S_{u[\text{Bq}],\text{m}^3}$ [Bq/m^3 in oplossing per Bq/m^3 afval]	$9,53 \times 10^{-3}$	$5,92 \times 10^{-3}$
Activiteitsconcentratie $S_{u[\text{Bq}],\text{kg}}$ [Bq/m^3 in oplossing per Bq/kg afval]	$1,91 \times 10^1$	$1,31 \times 10^1$
Equivalente distributiecöefficient afvalvorm [m^3/kg]	$5,25 \times 10^{-2}$	$7,61 \times 10^{-2}$

Deze aanpak is *representatief* voor de verwachte evolutie in de zin dat uitloging van stabiel Ca uit het afval geen significante rol speelt (waardoor de oplosbaarheid constant blijft en de aanpak dus gejustificeerd is) omdat insijpelend water dat (via de scheuren) in contact komt met het afval, al gesatureerd zal zijn aan stabiel Ca.

De aanpak is tegelijk *conservatief* in de zin dat er een volledig en ogenblikkelijk isotopisch evenwicht ondersteld wordt tussen de vloeibare en vaste fase in het afval (waardoor alle ^{41}Ca in principe beschikbaar is voor uitloging).

⁶⁷ Deze waarde is onafhankelijk van het volume afval en de initiële activiteit.

14.4.3.2.2 Insluiting binnen colli / monolieten

14.4.3.2.2.1 Type I monolieten: insluiting binnen colli GA tijdens fases III en IV

In type I monolieten kan activiteit pas vrijkomen uit de primaire colli na scheurvorming.

Vaten bieden een hoge insluitingsgraad voor radionucliden zolang ingegraven omstandigheden heersen (fase III en IV; zie §14.3.2.4.5 en §14.3.2.5.5) en leggen in die zin *geometrische beperkingen* op aan het vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm (Tabel 14-3 in §14.3.1.2).

Significante diffusie van radionucliden uit de primaire colli kan zich enkel voordoen op het ogenblik dat de vaten grotendeels gedegradieerd zijn door *corrosie*, wat enkel tegen een snelheid van enige betekenis optreedt in aanwezigheid van zuurstof en/of water. Gelet op de virtuele afwezigheid van waterstroming in de matrix van de caisson en de vulmortel, kunnen dergelijke omstandigheden zich enkel voordoen nadat er *scheuren* ontstaan zijn in de monoliet.

De hypothese dat de activiteit in type I monolieten pas kan vrijkomen uit de primaire colli na scheurvorming in de monolieten, is representatief voor de verwachte evolutie.

Een *beperkt aantal* colli kan tijdens opslag lokale corrosie hebben opgelopen, waardoor transport van radionucliden naar de omringende vulmortel (en caisson) kan optreden voorafgaand aan de scheurontwikkeling, tijdens fase III of IV (§14.3.6.1.10). Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de invloed hiervan op de (piek)flux beperkt zal zijn (§14.4.4.6).

14.4.3.2.2.2 Type III monolieten

De activiteit in type III monolieten is onmiddellijk beschikbaar voor diffusie uit het homogene mengsel van afval en vulmortel (inwendig volume van de caisson).

De hypothese dat radionucliden die vrijkomen uit het afval⁶⁸ onmiddellijk binnen en uit het homogene mengsel van afval en vulmortel beginnen te diffunderen – en dus mogelijk uit het inwendige volume van de caisson diffunderen – correspondeert met de verwachting, omdat er in type III geen interne (metalen) verpakking van het afval voorzien is.

De hypothese dat de activiteit in type III monolieten onmiddellijk beschikbaar is voor diffusie uit het inwendige volume van de caisson is representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.2.3 Ogenblikkelijke uitloging uit het afval

Bij de start van het vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm wordt een ogenblikkelijke uitloging van radionucliden uit het afval zelf beschouwd.

Het onderste gedeelte van Tabel 14-3 in §14.3.1.2 geeft een overzicht van de processen die het vrijkomen van radionucliden uit het afval naar de conditioneringsmatrix (binnen colli in type I monolieten) of vulmortel (type III monolieten) bepalen. Omdat de onzekerheden op de snelheid van vrijkomen niet in detail gekend zijn (§14.3.1.2 en §14.3.6.1.11), wordt in de installatiemodellen voor alle afval de conservatieve hypothese van *ogenblikkelijke uitloging* gehanteerd, wat een gangbare aanname is (zie bijvoorbeeld §3.3.5.3 van [R14-78]).

⁶⁸ Merk op dat de fractie radionucliden die snel uit het afval kan vrijkomen, beperkt wordt door het zeer trage vrijkomen uit metalen/betonnen stukken (zie §14.4.3.2.3.3).

14.4.3.2.3.1 Afspoeling van oppervlaktebesmetting (type I)

De hypothese van ogenblikkelijke uitloging uit het afval bij de start van het vrijkomen uit de afvalcolli is in overeenstemming met de verwachting van afspoeling van oppervlaktebesmetting op afval zodra er contact is met insijpelend water en is dus **representatief voor de verwachte evolutie van afval met oppervlaktebesmetting**.

14.4.3.2.3.2 Desorptie op harsen, oplossen van deeltjes geïmmobiliseerd in filters en oplossen van oxides uit verbrandingsassen (type I)

Het is moeilijk om (de kinetiek van) deze processen, die tot een snelle – zij het niet ogenblikkelijke – uitloging leiden, te kwantificeren. Gegeven de hypothesen die zorgen voor een spreiding van de degradatie van het bergingssysteem over enkele honderden jaren (§14.4.3.6.4), zal een geleidelijk uitlogen over periodes van minder dan enkele honderden jaren nauwelijks leiden tot een verlaging van de piekfluxen uit het bergingssysteem [Bq/a].

De hypothese van ogenblikkelijke uitloging is niet volledig representatief voor de verwachte evolutie voor desorptie op harsen, oplossen van deeltjes geïmmobiliseerd in filters en oplossen van oxides uit verbrandingsassen.

De op zich conservatieve hypothese van ogenblikkelijke uitloging heeft, in combinatie met de hypothesen met betrekking tot de spreiding in de tijd van de degradatie van het bergingssysteem, geen numerieke invloed in termen van piekflux uit het bergingssysteem [Bq/a] in het geval van desorptie op harsen, oplossen van deeltjes geïmmobiliseerd in filters en oplossen van oxides uit verbrandingsassen.

14.4.3.2.3.3 Corrosie van geactiveerd staal en oplossen van betonfasen in geactiveerd beton (type III)

Processen die naar verwachting wel kunnen zorgen voor een geleidelijke uitloging van radionucliden uit het afval zelf over een periode van grootteorde duizend jaar en dus voor bijkomende spreiding kunnen zorgen, zijn de trage corrosie van *geactiveerd staal* en het traag vrijkomen van radionucliden uit stukken *geactiveerd beton* binnen type III monolieten (§14.3.1.2, §14.3.6.1.11). De tijd nodig voor het oplossen zal functie zijn van de dimensies van de stukken afval en is daarom niet eenduidig vast te leggen.

Geactiveerd staal en beton bevatten vooral een grote fractie van de totale ^{41}Ca -, ^{36}Cl -, $^{108\text{m}}\text{Ag}$ -, ^{59}Ni - en ^{63}Ni - activiteit in de vooropgestelde bronterm (Figuur 6-10 en Tabel 6-18 [HS-6]). Het geleidelijke vrijkomen uit het afval kan voor deze radionucliden een verlagend effect hebben op de fluxen en dus de impacts.

De globale piekimpact van het basisrekengeval van het EES bedraagt 0,020 mSv/a en wordt gedomineerd door ^{129}I , ^{93}Mo , ^{99}Tc en $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (Figuur 14-85 in §14.4.9.1.1). De piekimpact onder het basisrekengeval van het EES zou dus *beperkt lager* komen te liggen bij het beschouwen van een meer realistisch uitlogingsmodel voor geactiveerd beton en staal; aangezien

- ongeveer 95% van de totale $^{108\text{m}}\text{Ag}$ -activiteit (goed voor 9% van de globale piekimpact) aanwezig is in geactiveerd beton en staal; en
- ook ^{41}Ca , waarvan nagenoeg de volledige activiteitsinhoud aanwezig is in geactiveerd beton en staal, bijdraagt tot deze piekimpact (~ 6%).

De hypothese van ogenblikkelijke uitloging is niet representatief voor de verwachte evolutie voor de trage corrosie van geactiveerd staal en het traag vrijkomen van radionucliden uit stukken geactiveerd

beton binnen type III monolieten. Wanneer de vergelijking gemaakt wordt tussen de gehanteerde conservatieve EES-conceptualisering en een meer verwachte modellering, blijken, gelet op de maatgevende radionucliden, de globale (maximale) impacts vergelijkbaar te zijn.

14.4.3.2.4 Afvalvorm in type I monolieten

De primaire colli in type I monolieten zijn homogeen en de afvalvorm wordt gekarakteriseerd door een hoge diffusiviteit.

In Tabel 14-3 in §14.3.1.2 wordt ingegaan op de rol van de afvalvorm bij het beperken van vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm, naargelang de aard van het beschouwde afvaltype.

Deze heterogeniteit tussen afvalfamilies wordt niet beschouwd in de EES-installatiemodellen, waar de R1-veiligheidsfunctie wordt geconceptualiseerd als een traag vrijkomen door sorptie op HCP (§14.4.3.2.1) van de conditioneringsmatrix, afschermingsmateriaal, afval en/of verpakkingsmateriaal, die in de installatiemodellen gehomogeniseerd worden met een hoge diffusiviteit, wat niet representatief is voor de verwachte evolutie.

Om deze hypothese verder te onderbouwen, werden ondersteunende berekeningen uitgevoerd met meer representatieve modellen voor

- heterogeen gecementeerd afval en geconditioneerd afval met betonafschermingen (filters, afval in verpakkingen groter dan 400 liter – §14.4.3.2.4.1); en
- homogeen gecementeerd afval (§14.4.3.2.4.2).

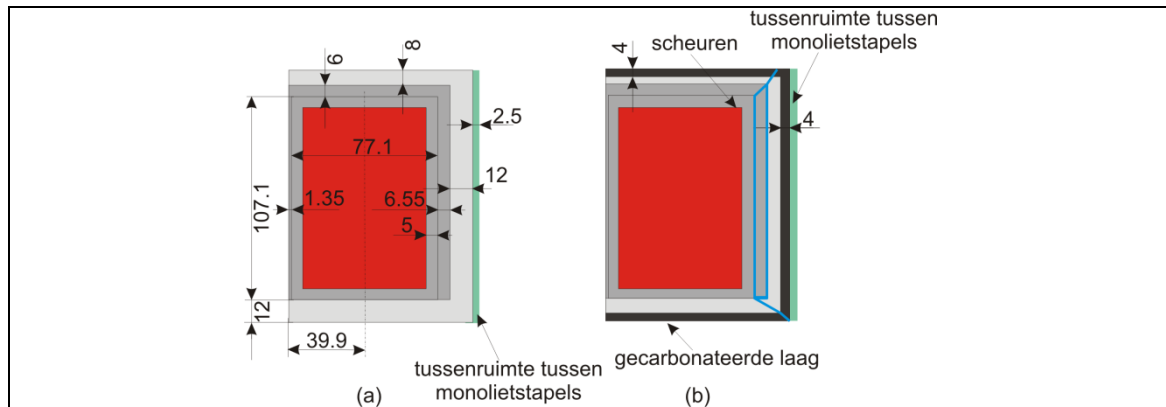
14.4.3.2.4.1 Heterogeen gecementeerd afval en geconditioneerd afval met betonafschermingen

	Verwachting	Conceptualisering
Samenstelling	Heterogeen: afval, cementconditioneringsmatrix; beton(afschermingen)	Homogeen
Diffusiviteit	Laag in conditioneringsmatrix en/of beton(afschermingen)	Hoog (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)
Sorptie	Hoog in conditioneringsmatrix en/of beton(afschermingen) Niet gekwantificeerd in afval	10 m% HCP (zie §14.4.3.2.1.1) en dus lager dan in conditioneringsmatrix en/of beton(afscherming) door homogenisering

Om de mogelijke invloed op de radionuclidenmigratie te beschrijven werd een ondersteunende berekening uitgevoerd voor een aantal karakteristieke radionucliden, waarbij de heterogeniteit binnen het collo geconditioneerd afval geëxpliciteerd werd als een mortellaag van 5 cm aan de binnenzijden van het 400-litercollo rondom de afvalzone⁶⁹ (Figuur 14-40 en §3.8.7 van [OD-269]):

- de mortellaag wordt gekarakteriseerd door de lage diffusiviteit van de vulmortel (zie Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) en sorptie corresponderend met een HCP-fractie van 29% (§14.3.1.1 en Tabel 14-29 in §14.4.3.7.7.3);
- de afvalzone wordt gekarakteriseerd door hoge diffusie (zie Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) en afwezigheid van sorptie.

⁶⁹ Dergelijke conceptualisering is representatief voor divers vast afval in standaard 400-litercolli, waarin het vaste afval in een binnenkorf geplaatst wordt en vervolgens gecementeerd (§6.4.5.2 [HS-6]).



Figuur 14-40: Conceptualisering van een type I monoliet in de ondersteunende berekening waarin een mortellaag van 5 cm rondom het afval werd beschouwd (a) vóór en (b) na degradatie. We onderscheiden beton van de caisson (lichtgrijs), vulmortel en conditioneringsmortel (donkergrijs), afval (rood), gecarbonateerd beton (zwart), een gestileerd scheurnetwerk (lichtblauw) en de aangrenzende tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).

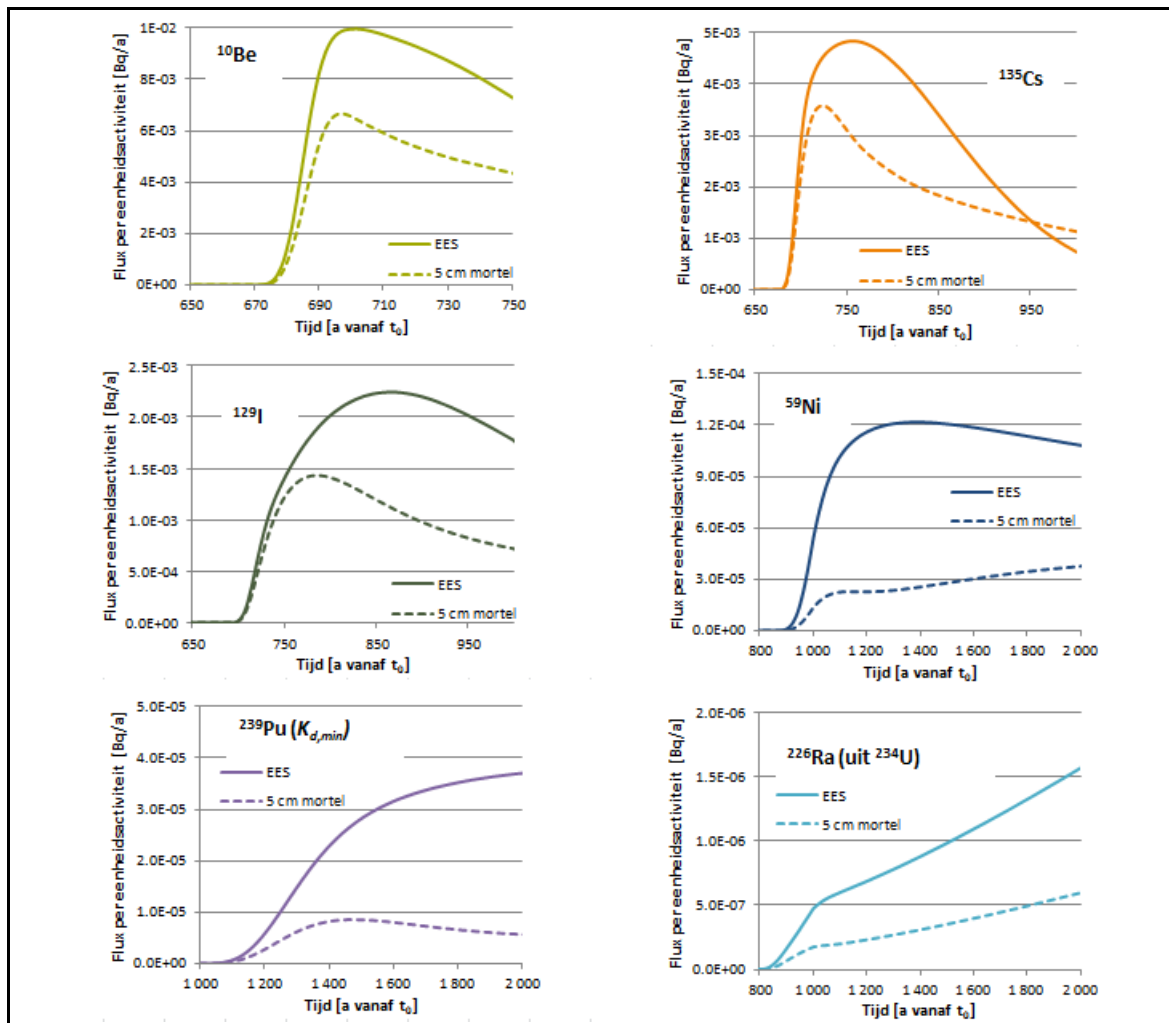
In dit ondersteunende geval is de lage diffusie in de mortellaag meer bepalend voor het radionuclidentransport naar de scheuren dan de (hoge) diffusie in het afval.

Uit de resultaten (§4.2.9.2 van [OD-269]; Figuur 14-41) blijkt dat de EES-conceptualisering een conservatisme induceert ten aanzien van de indicator ‘piekflux uit het bergingssysteem’ [Bq/a], voor zover er geen scheuren zijn in het afval en de conditioneringsmortel in het collo die deel uitmaken van doorgaande scheurconfiguraties. Het conservatisme is hoger voor matig en sterk gesorbeerde radionucliden dan voor niet of weinig gesorbeerde radionucliden (Tabel 14-22).

Voor heterogeen gecementeerd afval en/of geconditioneerd afval met interne betonafschermingen in type I monolieten leidt de hypothese van gehomogeniseerde (hoge) diffusie en sorptie binnen het GA en de beginvoorwaarde van homogene verspreiding van radionucliden binnen het afvalcollo tot een overschatting van het vrijkomen van radionucliden uit het afval ten opzichte van de verwachte mechanismen van lage diffusie en sorptie in de conditioneringsmatrix en/of beton(afschermingen).

Tabel 14-22: Relatieve wijziging [%] van de maximale flux over tijdschalen tot 2 000 jaar bij degradatie vanaf 650 jaar in één stap, voor een voor heterogeen gecementeerd afval meer representatieve conceptualisering ten opzichte van de EES-conceptualisering.

% wijziging van piekflux ten opzichte van EES		
¹⁰ Be	Niet gesorbeerd	-33%
¹³⁵ Cs	Weinig gesorbeerd	-26%
¹²⁹ I	Weinig gesorbeerd	-36%
²²⁶ Ra (ingroei uit ²³⁴ U)	Matig gesorbeerd	-62%
⁵⁹ Ni	Matig gesorbeerd	-69%
²³⁹ Pu (minimale K _d)	Sterk gesorbeerd	-77% (invloed ten opzichte van EES met minimale K _d)



Figuur 14-41: Fluxen uit het bergingssysteem [Bq/a] per eenheidsactiviteit voor verschillende conceptualiseringen van afval in type I monolieten: EES-conceptualisering met homogene afvalvorm, gekarakteriseerd door hoge diffusie en sorptie (volle lijn) en een voor heterogeen gecementeerd afval meer representatieve conceptualisering met trage diffusie en sorptie van radionucliden in weinig permeabele matrices rondom het niet-sorberende afval (onderbroken lijn). In beide gevallen worden de fluxen getoond voor een degradatie vanaf 650 jaar, evenwel in één stap (zonder fluxconvolutie zoals beschouwd in §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

14.4.3.2.4.2 Homogeen gecementeerd afval

Voor homogeen gecementeerd afval wordt advectief transport en sorptie in de conductieve conditioneringsmatrices verwacht. Door de lage waterstroomsnelheden in afwezigheid van grote drukgradiënten over de conductieve conditioneringsmatrix en de hoge diffusiecoëfficiënt (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6), verwachten we dat de invloed van conductieve conditioneringsmatrices op het gemodelleerde systeemgedrag gering is.

Dit werd onderbouwd door middel van een ondersteunende berekening waarin mogelijk advectief transport en dispersie binnen het collo geconditioneerd afval beschouwd werd (§3.8.6 van [OD-269]).

Uit de resultaten (§4.2.9.1 van [OD-269]) blijkt dat het relatieve verschil ten aanzien van de indicator ‘piekflux uit het bergingssysteem’ [Bq/a] tussen de EES-conceptualisering en de voor homogeen gecementeerd afval meer representatieve conceptualisering beperkt blijft tot minder dan 1%.

Voor homogeen gecementeerd afval in type I monolieten leidt de hypothese van gehomogeniseerde hoge diffusie en sorptie tot een vergelijkbaar vrijkomen van radionucliden uit het afval ten opzichte van de verwachte mechanismen van advectief transport en sorptie in de conductieve conditioneringsmatrices.

14.4.3.2.5 Afvalvorm in type III monolieten

Afval en vulmortel in type III monolieten vormen een homogene mengeling en de aldus gevormde afvalvorm wordt gekarakteriseerd door de transporteigenschappen van de vulmortel.

Homogenisering is niet representatief voor de verwachte evolutie: het inwendige volume van de type III monolieten bestaat uit een heterogene mix van betonnen en metalen stukken afval, vulmortel en een mortellaag aan het raakvlak met de caisson, die gegarandeerd wordt door een korf in de caisson waarin het afval wordt ingebracht.

Door deze lokale heterogeniteiten

- 1) zijn de radionuclidenconcentraties niet homogeen; en
- 2) staan eventuele scheuren deels in contact met afval en deels met vulmortel (die aanvankelijk weinig radionucliden bevat).

Heterogeniteit beïnvloedt de *chemische retentie* (K_d) en de effectieve *transporteigenschappen*.

Op moduleschaal zijn de heterogeniteiten binnen een monoliet echter geen bepalende factor, omdat de effecten uitgemiddeld zullen worden. Voor de mengeling van afval en vulmortel – de afvalvorm in een type III monoliet – worden daarom de transporteigenschappen (porositeit, bulkdichtheid, poriëndiffusiecoëfficiënt) van de vulmortel aangehouden (zie §14.4.3.7.3, §14.4.3.7.4 en §14.4.3.7.6).

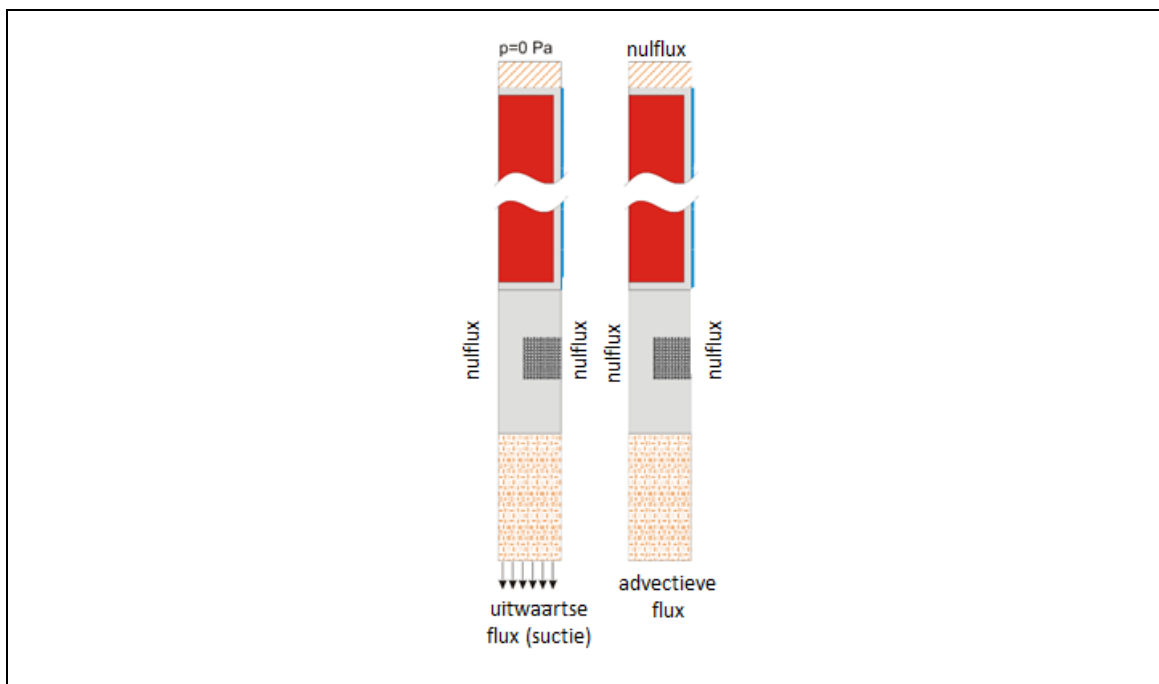
14.4.3.3 Beginvoorwaarden

De beginvoorwaarden zijn als volgt:

- met betrekking tot de *waterstroming* wordt de initiële poriënwaterdruk als een nuldruk gedefinieerd in het volledige systeem;
- met betrekking tot *radionuclidentransport* wordt de initiële radionuclidenconcentratie homogeen verdeeld over het volume van de afvalvorm beschouwd in de installatiemodellen (rode zones uit Figuur 14-36 in §14.4.3.1). De hypothese van homogeniteit wordt verder onderbouwd door het opleggen van sommatieregels die de toegelaten heterogeniteit op de verschillende schalen beperken (zie §14.16.5). Buiten de afvalvorm is de initiële concentratie gelijk aan nul.

14.4.3.4 Randvoorwaarden

De opgelegde randvoorwaarden voor waterstroming en radionuclidentransport worden gevisualiseerd in Figuur 14-42 en hieronder toegelicht.



Figuur 14-42: Opgelegde randvoorwaarden voor waterstroming (links) en radionuclidentransport (rechts) in de EES-installatiemodellen.

14.4.3.4.1 Waterstroming

Zolang ingegraven omstandigheden heersen en de ondoorlatende topplaat haar fysieke integriteit behoudt, is er geen waterstroming in het systeem (§14.3.2.5.2).

Vanaf het ogenblik dat de ondoorlatende topplaat (lokaal) degradeert, kan water het systeem binnensijpelen. Als randvoorwaarde wordt dan een uniforme waterinsijpeling beschouwd die over een periode van 350 jaar lineair toeneemt van 0 m/s tot haar maximale waarde (zie §14.4.3.6.3 en Figuur 14-49 in §14.4.3.6.4), i.e. de drainage doorheen de aarden afdekking onder Cs-klimaatomstandigheden (zie §14.4.3.7.1).

Aangezien

- er geen waterstroming optreedt doorheen de *matrix* van de monolieten (§14.3.2.6.4); en
- de scheuren en tussenruimte tussen de monolietstapels *niet gesatureerd* zijn (§14.3.2.6.1.1);

wordt de randvoorwaarde van waterinsijpeling opgelegd als *suctie* onderaan het systeem. Hierbij is de uitwaartse flux gelijk aan de waterinsijpeling. Door de heersende negatieve druk in het systeem wordt de lage saturatiegraad van scheuren en tussenruimte tussen de monolietstapels ook gegarandeerd (zie §14.4.3.5.1.2).

Aan de zijkanten wordt om symmetrieredenen een *nulflux* opgelegd.

14.4.3.4.2 Radionuclidentransport

Het globale radionuclidentransport in het systeem verloopt advectiongedomineerd van zodra er waterinsijpeling optreedt (§14.3.2.6.4). De randvoorwaarden voor radionuclidentransport werden in dit licht als volgt bepaald:

- nulflux bovenaan – zie ook de overwegingen met betrekking tot de potentiële opwaartse diffusieve flux in §14.4.3.1.1 en neerwaartse waterstroming in §14.4.3.5;
- nulflux aan de zijkant om symmetriredenen (§14.4.3.1);
- nulgradiënt onderaan (waardoor enkel een advectieve flux wordt toegelaten), volgens

$$-\mathbf{n} \cdot (\eta \mathbf{D}_{Li} \cdot \nabla c_{ri}) = 0 \quad \text{Vergelijking 7}$$

waarbij η [-], D_{Li} [m²/s], c_{ri} [massa per m³ poriënwater] en \mathbf{n} [m] de porositeit, de hydrodynamische dispersie (moleculaire diffusie plus mechanische dispersie), de concentratie van radionuclide i en de eenheidsnormaalvector aan het grensvlak voorstellen.

De opgelegde randvoorwaarden leiden ertoe dat het gemodelleerde systeemgedrag representatief is voor de verwachte evolutie na degradatie van het systeem, tijdens de advectiongedomineerde periode.

Zolang er geen waterstroming is, betekent de nulgradiënt-randvoorwaarde onderaan in de praktijk een nulflux, wat niet noodzakelijk de meest conservatieve of representatieve keuze is gedurende deze (diffusiegedomineerde) periode. De tijd T_{diff} [s] nodig voor diffusie vanuit de onderste monoliet naar de onderkant van de zandcementophoging kan geschat worden op basis van volgend verband:

$$T_{diff} = \frac{L^2}{2D_a} \quad \text{Vergelijking 8}$$

waarin L de diffusielengte is [m] en D_a de schijnbare diffusiecoëfficiënt [m²/s]. Voor een radionuclide die niet aan sorptie onderhevig is, is $D_a = D_p$. Voor een lengte van 4,20 m (modulebasis + zandcementophoging) en een poriëndiffusiecoëfficiënt van 6×10^{-11} m²/s voor de zandcementophoging⁷⁰ (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) is een diffusietijd van ongeveer 4 650 jaar nodig, wat veel langer is dan de duur van de diffusiegedomineerde periode (ongeveer 1 000 jaar, §14.3.2.5).

Daarom verwachten we onderaan het systeem concentraties dicht bij nul tijdens de diffusiegedomineerde periode en heeft de keuze voor de nulgradiënt-randvoorwaarde uit Vergelijking 7 geen significant effect op het gemodelleerde systeemgedrag.

14.4.3.5 Waterstroming en radionuclidentransport

De verwachte patronen van waterstroming en trajecten van radionucliden op lange termijn worden beschreven in §2.8.3 [HS-2] en §14.3.2.8.

Door de opbouw en randvoorwaarden van de EES-installatiemodellen zoals beschreven in §14.4.3.1 en §14.4.3.4, worden deze gekenmerkt door

- (nagenoeg) geen waterinsijpeling en waterstroming in de periode voor degradatie; en in de periode na degradatie waterinsijpeling in het systeem en een *overwegend neerwaartse stroming*;

⁷⁰ Deze waarde is hoger dan de waarde voor het beton van de modulebasis bij 80% saturatie (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6).

- essentieel neerwaartse migratie van radionucliden⁷¹ voor wat het advectiongedomineerde gedeelte betreft; het diffusiegedomineerde transport in de matrix heeft – gelet op de dimensionaliteit van de EES-installatiemodellen – een tweedimensionaal karakter.

De onderbouwing dat de overwegend neerwaartse stroming en advectiongedomineerde migratie van radionucliden na degradatie, met uitzondering van de stroming en het radionuclidentransport in het opvulmateriaal van de inspectieruimte (zie §14.4.3.6.2.3), representatief is voor de verwachte evolutie, stoelt op volgende elementen:

- hypothesen met betrekking tot de *saturatiegraad* van het systeem en zijn componenten (§14.4.3.5.1);
- hypothesen met betrekking tot de *waterstroming* in het systeem (§14.4.3.5.2);
- hypothesen met betrekking tot *radionuclidentransport* in de cementgebonden matrices (§14.4.3.5.3).

14.4.3.5.1 Hypothesen met betrekking tot de saturatiegraad

14.4.3.5.1.1 Monolieten en modulebasis

Zolang de modules hun fysieke integriteit behouden, wordt een saturatiegraad van 0,8 ondersteld in de monolieten en de modulebasis.

Zolang de modules hun fysieke integriteit behouden, wordt het dynamische proces van geleidelijke resaturatie van monolieten en modulebasis (§14.3.2.1.1; §14.3.2.3.2; §14.3.2.4.2 en §14.3.2.5.2) geabstraheerd tot een *tijds- en ruimteonafhankelijke saturatiegraad* van 80% in deze componenten, wat overeenkomt met de verwachte *initiële saturatiegraad* van beton (§14.3.2.2.2).

Invloed op waterstroming

In deze periode is de waterinsijpeling in het systeem zeer beperkt (ze wordt bepaald door de zeer lage hydraulische geleidbaarheid van de ondoorlatende topplaat) en is er geen waterstroming in het systeem (waterhuishouding wordt gekenmerkt door capillaire suctie ter verdere saturatie van de monolieten). De onderstelde constante saturatiegraad heeft dan geen invloed op de processen van waterstroming.

Invloed op radionuclidentransport

Voor type I monolieten is er geen invloed op het radionuclidentransport, door de onderstelling dat radionucliden nog niet uit de primaire colli kunnen vrijkomen (§14.4.3.2.2.1).

Het enige mogelijke gevolg van de abstractie tot een constante saturatiegraad is dan ook dat in de type III monolieten die in realiteit al een saturatiegraad dicht bij één hebben bereikt, de *diffusie* enigszins onderschat zou worden gedurende een beperkte tijdsperiode en in een beperkt gedeelte van de modules (i.e. bovenste / buitenste monolieten, zie onderste gedeelte van Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2), door de lagere tortuositeit en waterinhoud bij een saturatiegraad van 0,8 ten opzichte van een saturatiegraad dicht bij één.

Dit effect is echter verwaarloosbaar, gelet op

- de beperkte uitgestrektheid van het saturatiefront over tijdschalen tot 1000 jaar (onderste gedeelte van Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2);

⁷¹ De afwezigheid van de verwachte mechanische dispersie en ruimtelijke uitspreiding van radionucliden in het opvulmateriaal van de inspectieruimte wordt (deels) gecompenseerd door de modelmatige teruggifusie naar het opvulmateriaal vanuit de scheur doorheen de modulebasis (zie §14.4.3.6.2.3).

- de beperkte inwaartse waterstroming in de monoliet tijdens saturatie (door capillaire suctie); en
- de beperkte toename van de poriëndiffusiecoëfficiënt van beton en vulmortel bij een saturatiegraad dicht bij één (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6).

De abstractie van het dynamische saturatieproces tot een constante saturatiegraad voor monolieten en modulebasis, gelijk aan de initiële waarde (0,8), zolang de modules hun fysieke integriteit behouden, heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.

Vanaf de start van de degradatie wordt een saturatiegraad van 1 ondersteld in de monolieten en de modulebasis.

Vanaf het ogenblik dat er waterstroming is in het systeem, wordt ondersteld dat de monolieten en modulebasis een saturatiegraad van één hebben.

Deze onderstelling heeft voornamelijk een invloed op de *poriëndiffusiecoëfficiënt* van de betrokken componenten, die voor bepaalde gedeelten van de module (binnenste en onderste monolieten, middelste gedeelte van de modulebasis) overschat kan zijn gedurende een beperkte tijdspanne (i.e. zolang de re-saturatie duurt, zie §14.3.2.6.1.1). Ook deze tijdelijke overschatting is beperkt, gelet op het kleine verschil tussen de waarden van de poriëndiffusiecoëfficiënt bij een saturatiegraad van 0,8 en 1 (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6).

De hypothese van een saturatiegraad van 1 voor de volledige modulebasis, dus met inbegrip van het *opvulmateriaal van de inspectieruimte*, stemt niet volledig overeen met de verwachtingen⁷². Als opvulmateriaal van de inspectieruimte wordt grout vooropgesteld (§5.8.1 [HS-5]) met een minimale hydraulische geleidbaarheid van $\sim 10^{-6}$ m/s (§14.3.6.1.13). Dergelijk materiaal kan geen saturatiegraad dicht bij één bereiken in aanwezigheid van de andere componenten van het ABS en/of doorgaande scheurnetwerken in de modulebasis. Door de aanname dat de saturatiegraad gelijk is aan één, wordt de gemiddelde poriënwatersnelheid (en dus de snelheid van advection transport) onderschat. Echter worden eveneens de retardatie (Vergelijking 10 in §14.4.3.8.1) en de hydrodynamische dispersie onderschat, waardoor netto geen significant effect op de fluxen verwacht wordt. De fractie radionucliden die (via *terugdiffusie* – zie §14.4.3.6.1.3) in het opvulmateriaal terechtkomt is bovendien beperkt, zodat globaal geen significant effect te verwachten is.

De abstractie van het dynamische saturatieproces tot een constante saturatiegraad van één voor monolieten en modulebasis vanaf de start van de degradatie heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.

⁷² Bij de ondersteunende berekeningen in [OD-272] werd geen onderscheid gemaakt tussen het beton van de modulebasis en het opvulmateriaal van de inspectieruimte, daar de focus lag op de evolutie van de saturatiegraad binnen de module.

14.4.3.5.1.2 Andere SSC's

De saturatiegraad van de zandcementophoging, de met grind gevulde ruimtes tussen de monolietstapels, de scheuren en de herverdelende laag bovenaan wordt opgelegd

- als een constante waarde van 0,35 voor de zandcementophoging en 1 voor de herverdelende laag;
- als functie van de heersende druk in de scheuren en tussenruimten, met een waarde tussen 5×10^{-5} en 1×10^{-4} .

De hypothese van een constante saturatiegraad in de herverdelende laag en zandcementophoging is *representatief* voor de verwachte evolutie.

- De *herverdelende laag* bovenaan is de conceptualisering van de afschermingsplaten en structurele topplaat (§14.4.3.5.2.1), die binnen een tijdspanne van ongeveer 100 jaar na exploitatiefase Ia grotendeels gesatureerd zullen zijn (Figuur 14-15 in §14.3.2.3.2). In de eerste decennia na sluiting kan zich bijgevolg een korte transiënt voordoen waarin deze componenten nog verder satureren, maar dit fenomeen heeft geen invloed op het systeemgedrag op lange termijn.
- De saturatiegraad van 35% in de zandcementophoging komt overeen met de evenwichtstoestand (Figuur 14-12 in §14.3.2.1.1) van het niet-gedegradeerde bergingssysteem. Zodra het systeem gedegrademd is zou men een iets hogere waarde kunnen verwachten (hogere waterstroming).

De saturatiegraad van de zandcementophoging komt in het model voornamelijk tussen bij de bepaling van de *poriëndiffusiecoëfficiënt* (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6), die geen belangrijke rol speelt onder het verwachte advectieve transportregime (§14.3.2.6.4).

Ook de saturatiegraad in de scheuren en tussenruimten is *representatief* voor de verwachte evolutie.

- *Doorgaande scheurconfiguraties* met gemiddelde openingen van meer dan 100 μm zullen in grote mate ongesatureerd zijn (§14.3.2.6.1.1), dit geldt dus ook voor de beschouwde scheurnetwerken met een scheuropening van 1 mm. Net als de hydraulische geleidbaarheid (zie Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2) wordt de effectieve saturatiegraad van de scheuren bepaald door de *drukverdeling* in het systeem, die op haar beurt bepaald wordt door de materiaaleigenschappen (retentiecurve) en de geometrische eigenschappen van de scheuren (zoals hun oriëntatie en breedte). De in het model beschouwde saturatiegraad in de scheuren zal dus variëren in functie van de tijd, alsook lokaal variëren in functie van het drukpatroon. Bij de typisch heersende druk is dat tussen 5×10^{-5} en 1×10^{-4} .
- Naar analogie met scheuren en spleten zal ook de met grind gevulde *ruimte tussen de monolietstapels* ongesatureerd blijven (§14.3.2.6.1.1). Dit wordt ook bevestigd door de resultaten uit [OD-272] voor de grindlaag tussen de buitenste monolietstapel en modulewand (Figuur 14-12 in §14.3.2.1.1). Net als de saturatiegraad van de scheuren, is de in het model beschouwde saturatiegraad in de tussenruimte tussen de monolietstapels functie van de drukverdeling in het systeem en varieert hij tussen 5×10^{-5} en 1×10^{-4} .

14.4.3.5.2 Waterstroming

Een overzicht van de verwachte waterstromingstrajecten is geïntegreerd in §14.3.2.8.

14.4.3.5.2.1 Herverdeling van het insijpelende water na degradatie

Er wordt een transmissiviteitsverhouding van 25 : 1 ondersteld voor de waterstroming in de tussenruimte tussen de monolietstapels ten opzichte van de waterstroming in het netwerk van doorgaande scheuren in de monolieten.

De transmissiviteit is het product van de hydraulische geleidbaarheid en de oppervlakte waar water doorheen stroomt. We verwachten dat de transmissiviteitsverhouding van 25:1 binnen de verwachte evolutie als een *redelijke ondergrens* kan beschouwd worden door de (ontwerp)maatregelen beschreven in §14.3.2.6.1.2 (zie ook §14.3.6.1.6).

De afschermingsplaten en de structurele topplaat worden geconceptualiseerd als een laag die de herverdeling van water bovenop de modules naar de tussenruimten tussen de monolietstapels faciliteert.

Hoewel het onmogelijk te voorspellen is hoe de netwerken van doorgaande scheuren zich zullen ontwikkelen in de ondoorlatende topplaat, de structurele topplaat en de afschermingsplaten, zal de waterinsijpeling niet uniform verlopen. Verschillende ontwerpkenmerken, in het bijzonder de afschermingsplaten, promoten waterstroming naar de conductieve tussenruimten tussen de monolietstapels (§14.3.2.6.1.2).

Om deze laterale afstroming van water in de richting van de tussenruimten tussen de monolietstapels te conceptualiseren, vormen de afschermingsplaten en de structurele topplaat (met een totale dikte van 70 cm) in het model een *conductieve laag* zonder preferentiële stromingswegen (i.e. scheuren), wat de herverdeling van het insijpelende water faciliteert.

De waarde van de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van deze component, die in het model geen ‘reële’ laag vormt, is van ondergeschikt belang daar de hoeveelheid waterstroming bepaald wordt door de flux die als randvoorwaarde wordt opgelegd (§14.4.3.4.1). Wel moet de hydraulische geleidbaarheid voldoende groot zijn om deze opgelegde waterflux op te vangen zonder belangrijke drukgradiënten.

Deze conceptualisering zorgt ervoor dat de waterstroming bovenaan het systeem representatief is voor de verwachte evolutie.

14.4.3.5.2.2 Waterstroming doorheen SSC's

In de periode vóór degradatie is er geen waterstroming in de modules.

Zolang de ondoorlatende topplaat haar rol vervult en de modules en monolieten hun fysieke integriteit behouden, wordt de waterhuishouding in het systeem gekenmerkt door capillaire suctie. In combinatie met een lage hydraulische geleidbaarheid van de cementgebonden materialen (§14.3.6.1.13) zal de waterstroming, zelfs onder hoge capillaire suctie, zeer beperkt blijven. Dit wordt geconceptualiseerd door de randvoorwaarde dat de waterflux 0 m/s bedraagt zolang de ondoorlatende topplaat haar integriteit behoudt (§14.4.3.4.1). In de periode voor degradatie zijn daarom geen hydraulische geleidbaarheidswaarden nodig voor de installatiemodellen.

Vanaf de start van de degradatie is er waterstroming in de herverdelende laag, de tussenruimten tussen de monolietstapels, de scheuren, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de zandcementophoging.

Herverdelende laag

Zie §14.4.3.5.2.1.

Tussenruimte tussen monolietstapels en scheuren

Het grootste deel van het insijpelende water stroomt door de tussenruimten tussen de monolietstapels. Er vindt een zekere herverdeling plaats tussen deze tussenruimten en de netwerken van doorgaande scheuren in de monolieten (§14.4.3.5.2.1). In het model staan de tussenruimten tussen monolietstapels in contact met doorgaande scheuren in de modulebasis (zie §14.4.3.6.2.3) zodat het insijpelende water wordt geëvacueerd.

Het is aanvankelijk onzeker of het onderste deel van de module doorgaande scheuren vertoont wanneer de waterinsijpeling toeneemt (§14.3.2.6). Het ABS (in de ondersteunende plaat en de verbindingstunnels) maakt geen deel uit van de installatiemodellen. Het in de installatiemodellen beschouwde traject van waterstroming doorheen de scheur in de modulebasis en de zandcementophoging is echter equivalent aan het traject doorheen het ABS in de ondersteunende plaat, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en het ABS in de verbindingstunnels dat optreedt indien de modulebasis geen doorgaande scheuren vertoont, in die zin dat het insijpelende water wordt afgevoerd naar de ophoging.

Zowel in de scheuren als in de tussenruimten tussen monolietstapels heersen niet-gesatureerde omstandigheden (§14.4.3.5.1.2). Dit heeft tot gevolg dat de effectieve hydraulische geleidbaarheid (§14.4.3.7.2) functie is van de heersende negatieve druk opgelegd door het insijpelende water.

Opvulmateriaal van de inspectieruimte

In het model bevindt het opvulmateriaal van de inspectieruimte zich tussen componenten zonder waterstroming (ondersteunende plaat, funderingsplaat en kolom van de modulebasis) en een component (scheur – zie §14.4.3.6.2.3) met een hogere hydraulische geleidbaarheid, waardoor de gemodelleerde waterstroming (en het potentieel voor advectief-dispersief radionuclidentransport) in deze component sterk beperkt wordt.

Deze afwijking van de verwachte evolutie heeft echter geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (zie §14.4.3.6.2.3 en §14.4.3.7.2).

Zandcementophoging

In vergelijking met de waterinsijpeling (flux) heeft de zandcementophoging een hoge hydraulische geleidbaarheid; zij zal dus te allen tijde ongesatureerd blijven (§14.4.3.5.1.2) en snel evolueren naar een evenwichtstoestand. Water dat uit de scheuren in de modulebasis vloeit, zal zich snel horizontaal verspreiden en vervolgens uniform verticaal naar beneden stromen. Daarom kunnen een constante saturatiegraad (§14.4.3.5.1.2) en hydraulische geleidbaarheid (Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2) ondersteld worden.

Samenvatting

De gemodelleerde waterstromingstrajecten en geassocieerde hydraulische geleidbaarheidswaarden van de verschillende SSC's (Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2) zijn representatief voor de verwachte evolutie, met uitzondering van de waterstroming doorheen het opvulmateriaal van de inspectieruimte – het effect hiervan is echter niet significant.

14.4.3.5.3 Radionuclidentransport

Radionuclidentransport in de matrix van de monolieten, met inbegrip van de afvalvorm, en van het beton van de modulebasis verloopt diffusiegecontroleerd.

In het licht van de vorige hypothese is water in de cementgebonden matrices van de monolieten en de modulebasis niet mobiel, waardoor het transport van radionucliden *diffusiegecontroleerd* verloopt, aangestuurd door concentratiegradiënten.

In fine is de hypothese van 'immobiel water' niet representatief voor de verwachte evolutie: zolang het systeem niet in hydraulisch evenwicht is, treedt immers ook herverdeling van water op in de matrix (resaturatie door capillaire suctie – §14.3.2.3.2).

Aangezien het systeem zijn evenwichtstoestand nog niet bereikt heeft bij de start van de degradatie (§14.3.2.6.1.1), zal zich een transiënte periode voordoen waarin een dergelijk hydraulisch evenwicht zich instelt. Zoals beschreven in §14.4.3.5.1.1, kan door het negeren van deze transiënt de diffusie van radionucliden naar de scheuren en tussenruimten toe enigszins overschat worden, al verwachten we geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.

Eens het systeem zijn hydraulisch evenwicht ongeveer bereikt heeft, is er geen uitwisseling van water tussen de scheuren / tussenruimten tussen monolietstapels enerzijds en de cementgebonden matrices anderzijds (§6.7.6 van [OD-272]), gelet op de zeer lage hydraulische geleidbaarheid van de matrix die ook na carbonatatie gegarandeerd blijft (§5.3.1.3.1 [HS-5]).

Het negeren van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.2.4.2).

De hypothese van diffusiegecontroleerd transport in de cementgebonden matrix van monolieten en beton van de modulebasis is dan ook representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.6 Conceptualisering van degradatie

Twee degradatieprocessen spelen een sleutelrol in de evolutie van het bergingssysteem: carbonatatie (§14.4.3.6.1) en scheurvorming (§14.4.3.6.2). Degradatie van de ondoorlatende topplaat zal er uiteindelijk ook toe leiden dat *water* het systeem kan binnensijpelen (§14.4.3.6.3). De degradatie van het bergingssysteem is geen instantaan, maar wel een geleidelijk en heterogeen proces, dat gespreid wordt in de tijd (§14.4.3.6.4).

14.4.3.6.1 Carbonatatie

Uit de beschrijving van de fenomenologisch verwachte evolutie in §14.3.2 blijkt dat *carbonatatie* het belangrijkste degradatieproces vormt in de evolutie van de cementgebonden kunstmatige barrières.

14.4.3.6.1.1 Carbonatatie onder ingegraven omstandigheden

Het effect van carbonatatie wordt genegeerd zolang ingegraven omstandigheden heersen.

Zolang er ingegraven omstandigheden heersen, valt de carbonatatie binnen de module virtueel stil (§14.3.2.2.4). Het carbonatatiefront van de monolieten en het bovenzak van de ondersteunende plaat zal dan ook maximaal een diepte van enkele mm bereiken over tijdschalen tot 1 000 jaar (§5.3.2.6.1 [HS-5]) en dus de wapeningsstaven niet bereiken (§14.3.2.5.4).

De carbonatatie van het ondervlak van de ondersteunende plaat, de kolommen en het bovenzak van de funderingsplaat valt eveneens virtueel stil na opvulling van de inspectieruimtes en zal evenmin de wapeningsstaven bereiken over tijdschalen tot 1 000 jaar (§5.3.2.6.1 [HS-5]). In de EES-installatiemodellen wordt de ontwikkeling van een carbonatatiefront verwaarloosd zolang ingegraven omstandigheden heersen.

Het belangrijkste effect van carbonatatie tot een geringe diepte is een daling van de K_d -waarde in de gecarbonateerde zone (toestand IV versus toestand I – zie §14.3.6.1.18 en §14.4.3.7.7.1). De invloed op het radionuclidentransport is gering, aangezien:

- radionucliden in type I monolieten pas uit de primaire colli diffunderen nadat zich scheurnetwerken hebben gevormd (§14.4.3.2.2.1) en dus niet in contact komen met de reeds aanwezige gecarbonateerde zones; en
- in type III monolieten,
 - ▶ het radionuclidentransport diffusiegecontroleerd verloopt zolang ingegraven omstandigheden heersen, waardoor de fractie radionucliden die de buitenrand van de caisson bereikt, zeer beperkt is. Dit is a fortiori het geval voor de fractie radionucliden die de modulebasis bereikt (zie ook §14.4.3.1.3.2) en voor goed gesorbeerde radionucliden;
 - ▶ het beton van de caisson en de dunne gecarbonateerde laag (enkele mm op een totale wanddikte van 12 cm) een verschillende schijnbare diffusiviteit D_a [m²/s] hebben. De equivalente D_a [m²/s] van het geheel zal zeer dicht aanleunen bij de (lage) schijnbare diffusiviteit van de dikke niet-gecarbonateerde zone, vooral voor weinig gesorbeerde radionucliden waarvoor het verschil in K_d -waarden tussen toestand I en toestand IV relatief beperkt blijft (§14.3.6.1.18).

De hypothese dat het effect van carbonatatie verwaarloosd wordt zolang ingegraven omstandigheden heersen, is representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.6.1.2 Atmosferische carbonatatie van de monolieten

Vanaf de start van de degradatie wordt een gecarbonateerde laag met een dikte van 4 cm ondersteld aan alle zijden van de caisson.

Na degradatie van de modulewanden en/of de ondoorlatende topplaat, zijn de monolieten onderhevig aan atmosferische carbonatatie en zal het carbonatatiefront geleidelijk propageren in de wanden van de caisson. De dikte van de gecarbonateerde laag neemt evenredig toe met de vierkantswortel van de tijd – een carbonatatediepte van 4 cm (i.e. de diepte waarop de wapeningsstaven liggen in de caisson) wordt dan ook pas na meerdere honderden jaren verwacht. Ook over tijdschalen tot 2 000 jaar zal het carbonatatiefront niet de volledige wanddikte van de caisson hebben aangetast.

Dit dynamische en complexe proces wordt in de installatiemodellen geabstraheerd tot een *constante carbonatatie* diepte van 4 cm vanaf de start van de degradatie. Een afname van de *chemische retentiecapaciteit* is het enige gevolg⁷³ van carbonatatie voor de radionuclidenmigratie.

Echter kunnen *scheuren* geïnitieerd worden zodra het carbonatiefront de wapeningsstaven bereikt. Daarom worden vanaf de start van de degradatie ook netwerken van doorgaande scheuren doorheen de monolieten beschouwd (zie §14.4.3.6.2). Onder deze omstandigheden vormen de scheuren de belangrijkste transportweg voor radionucliden vanuit het afval.

De hypothese van een gecarbonateerde laag met constante dikte van 4 cm, waarvan de sorptie gekarakteriseerd wordt door de K_d -waarden voor toestand IV, vanaf de start van de degradatie, is niet representatief voor de verwachte evolutie.

Hieronder bespreken we vier elementen om te staven dat de voorliggende abstractie het systeemgedrag niet significant zal beïnvloeden:

- 1) effect van de *dikte* van de gecarbonateerde laag voor weinig gesorbeerde radionucliden;
- 2) effect van de *dikte* van de gecarbonateerde laag voor goed gesorbeerde radionucliden;
- 3) effect van een *propagerend* carbonatatiefront (variërende dikte);
- 4) carbonatatie langsheen *scheuren* in contact met het afval.

Dikte van de gecarbonateerde laag: weinig gesorbeerde radionucliden

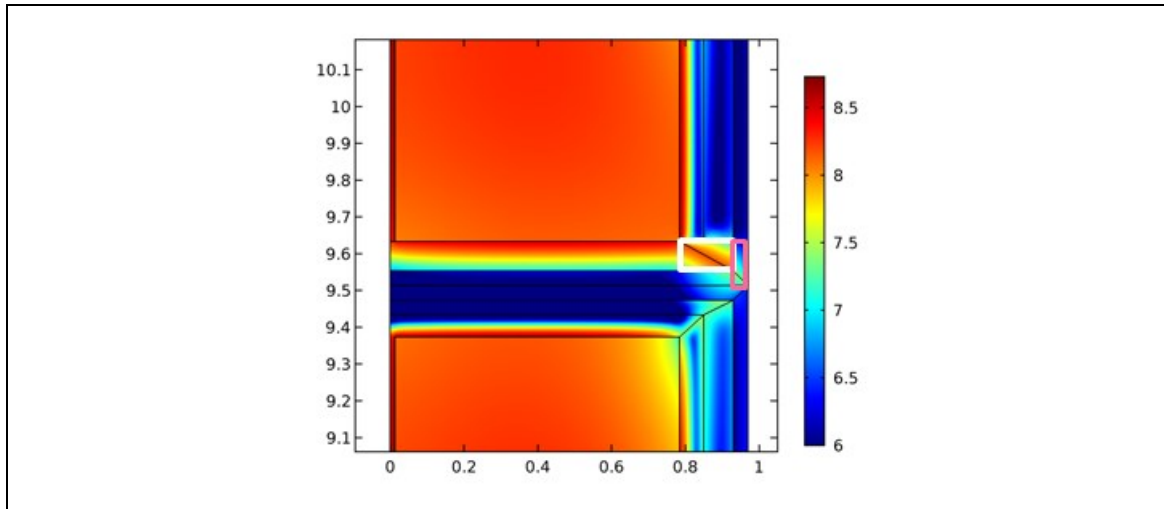
Voor *niet of weinig gesorbeerde radionucliden* heeft de onderstelde dikte van de gecarbonateerde laag geen invloed: zowel in niet-gecarbonateerd als gecarbonateerd beton is de *sorptie nagenoeg nul*.

Dikte van de gecarbonateerde laag: goed gesorbeerde radionucliden

De conceptualisering van de gecarbonateerde laag wordt getoond in Figuur 14-37 en Figuur 14-38 van §14.4.3.1.2 voor respectievelijk type I en type III monolieten (zwarte zone). Radionucliden die uitgelooft worden uit het afval migreren langs de scheuren (blauw in Figuur 14-37 en Figuur 14-38), die de gecarbonateerde laag doorkruisen. De (dikte van de) gecarbonateerde laag heeft dus een invloed op het eventuele (diffusieve) transport van radionucliden vanuit de scheuren in de aangrenzende matrix van de caisson (*terugdiffusie*).

In Figuur 14-43 wordt de verdeling van de ²³⁹Pu-activiteit (minimale $K_{d, Pu}$) in de monoliet getoond na 2 000 jaar. Het domein waar terugdiffusie optreedt, wordt aangegeven door een witte rechthoek en stemt overeen met het *niet-gecarbonateerde* gedeelte van de caisson. De terugdiffusie in de gecarbonateerde laag van de caisson is veel beperkter (roze rechthoek in Figuur 14-43). Hieruit blijkt dat het relatieve belang van terugdiffusie hoger is bij een hoger sorptiepotentieel in het beton: door sorptie zal de concentratie in de vloeibare fase in de poreuze matrix rond de scheur onmiddellijk afnemen, waardoor zich een sterke concentratiegradiënt instelt tussen de scheur en het beton.

⁷³ Veranderingen in porositeit, bulkdichtheid en poriëndiffusiecoëfficiënt door carbonatatie vallen binnen de respectieve onzekerheidsranges (§14.3.6.1.14, §14.3.6.1.15 en §14.3.6.1.17). De hydraulische geleidbaarheid van CEM I-gebaseerde materialen verlaagt ten gevolge van carbonatatie (§14.3.6.1.13) – in de installatiemodellen wordt diffusief radionuclidentransport ondersteld in de betonmatrices (§14.4.3.5.3) waardoor deze parameter niet tussenkomt (§14.4.3.7.2).



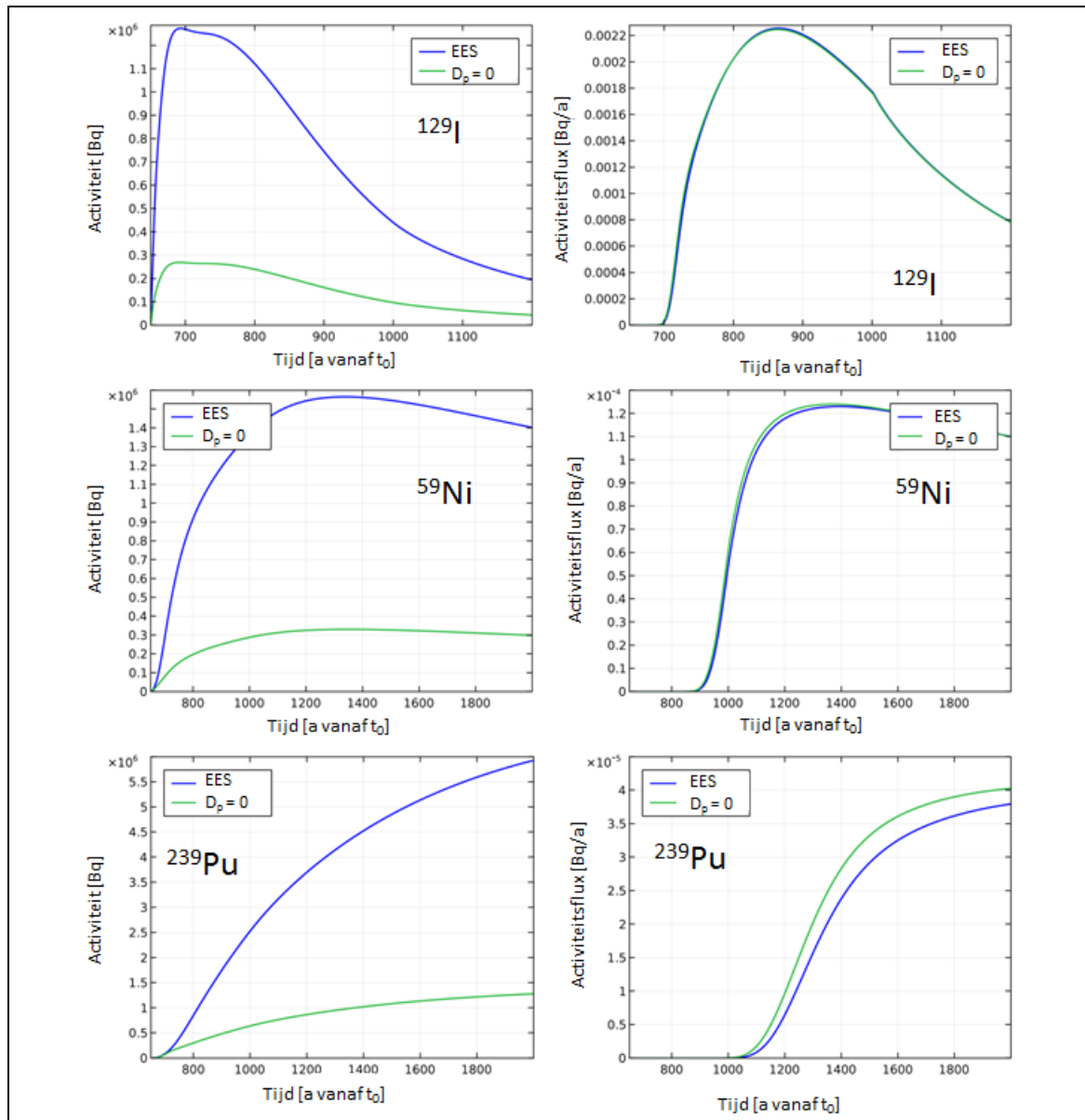
Figuur 14-43: Close-up van de onderkant van een type I monoliet waarin de verdeling van de ^{239}Pu -activiteit [Bq/m^3] (logaritmische schaal tussen 10^6 en $10^{8.5}$ Bq/m^3) wordt getoond na 2 000 jaar, bij gebruik van minimale $K_{d,\text{Pu}}$ -waarden. De witte rand begrenst het rechthoekige domein waarin de activiteit wordt opgevolgd in de ondersteunende berekening waarin het effect van teruggdiffusie werd gekwantificeerd. De roze rand geeft aan waar de scheur de gecarbonateerde zone van de caissonwand doorkruist.

Het effect van teruggdiffusie in de caisson werd gekwantificeerd in een ondersteunende berekening (§3.8.8.1 en §4.2.11.3.1 van [OD-269]), waarin de activiteit in de onmiddellijke omgeving van de scheur doorheen het niet-gecarbonateerde gedeelte in de onderste hoek van type I caissons werd opgevolgd (wit kader in Figuur 14-43) voor drie karakteristieke radionucliden: ^{129}I (BE K_d , weinig gesorbeerd), ^{59}Ni (BE K_d , matig gesorbeerd), ^{239}Pu (minimale K_d , goed gesorbeerd). Een tweede berekening waarbij D_p in dit rechthoekige domein op nul wordt gezet – waardoor teruggdiffusie virtueel onmogelijk wordt – laat dan toe het effect van teruggdiffusie in de caisson op de (piek)flux te kwantificeren (Figuur 14-44).

De linkerhelft van Figuur 14-44 toont de evolutie van de totale activiteit in de rechthoekige domeinen gedefinieerd voor de zes monolieten in een stapel type I monolieten. De maximale activiteit in de rechthoekige domeinen is ongeveer 80% lager in het geval met $D_p = 0$ in het matrixdomein (groene curve), waarbij deze activiteit zich in de scheur bevindt.

De rechterhelft van Figuur 14-44 vergelijkt de flux uit het bergingssysteem met en zonder teruggdiffusie:

- voor het weinig gesorbeerde ^{129}I is er nauwelijks een effect op de flux;
- voor het matig gesorbeerde ^{59}Ni is er een kleine (< 1%) toename van de piekflux in het geval zonder teruggdiffusie;
- voor het goed gesorbeerde ^{239}Pu , waarvan meer activiteit binnen het afval blijft, vertaalt het verschil in totale activiteit in de rechthoekige domeinen zich in een relatief belangrijker verschil tussen beide fluxcurves. Op 2 000 jaar is de flux zonder teruggdiffusie in de caisson ongeveer 6% hoger.



Figuur 14-44: Effect van teruggdiffusie in het niet-gecarbonateerde gedeelte van de caisson: evolutie van de totale activiteit [Bq] in en rondom de scheur doorheen het niet-gecarbonateerde gedeelte van de caissonwand (wit kader in Figuur 14-43) telkens voor een initiële activiteit in het afval van 10^9 Bq (links) en flux uit het bergingssysteem [Bq/a] per eenheidsactiviteit (rechts), voor de EES-conceptualisering (blauw) en het geval met $D_p = 0$ in de niet-gecarbonateerde zone rondom de scheur (groen), aangegeven door het witte kader in Figuur 14-43. In beide gevallen worden de fluxen getoond voor een degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

Globaal kan gesteld worden dat het effect van teruggdiffusie in de caisson

- 1) belangrijker is voor *goed gesorbeerde* dan voor weinig gesorbeerde radionucliden; maar
- 2) ook voor deze eerste in termen van piekflux beperkt blijft tot hoogstens *enkele procenten*.

Op basis hiervan kan besloten worden dat de precieze dikte van de gecarbonateerde laag voor goed gesorbeerde radionucliden geen significante invloed zal hebben op de gemodelleerde radionuclidenmigratie.

Propagerend carbonatatiefront

Aangezien de dikte van de gecarbonateerde laag zowel voor weinig als goed gesorbeerde radionucliden geen significant effect heeft op de (piek)flux, geldt dit op basis van de overwegingen hierboven met betrekking tot het effect van teruggdiffusie in de caisson ook voor de abstractie van een propagerend carbonatatiefront tot een onmiddellijk gevormde, constante 4 cm dikke laag.

Carbonatatie langsheen scheuren in contact met het afval

De (geleidelijke) carbonatatie van de matrix op de raakvlakken van de afvalmatrix met de scheuren zou door de daling in K_d -waarden ook aanleiding kunnen geven tot een snellere uitloging uit de afvalvorm naar de scheuren toe en bijgevolg een hogere piek.

Terwijl de gemodelleerde scheuren in type I monolieten zich naast het afval bevinden (Figuur 14-37 in §14.4.3.1.2), is dat in type III monolieten ook doorheen het afval (Figuur 14-38 in §14.4.3.1.2).

Voor type I monolieten wordt de uitloging bepaald door de diffusieve flux naar de scheur op het raakvlak tussen afvalcollo en vulmortel, die bepalend is voor de vorm van het fluxprofiel onderaan het bergingssysteem, terwijl de onderliggende componenten vooral nog een rol spelen bij het vertragen van de uitloging uit het bergingssysteem (§4.1.2 en §4.2.5 van [OD-269]). Deze diffusieve flux is de resultante van de concentratiegradiënt en de (effectieve) diffusiecoëfficiënt.

Een gecarbonateerde laag in de afvalvormmatrix langsheen de scheur kan leiden tot een hogere diffusie (lagere sorptie dus hogere *schijnbare diffusiviteit*⁷⁴), waardoor de (piek)flux kan toenemen:

- voor *weinig gesorbeerde radionucliden* treedt de piekflux vanuit het afval naar de scheur op na enkele tientallen jaren. Over dergelijke tijdschalen zou een eventuele gecarbonateerde laag nog beperkt in dikte zijn, waardoor de piek niet significant beïnvloed kan worden door carbonatatie.
- voor *beter gesorbeerde radionucliden* treedt de piekflux naar de scheur pas op na enkele honderden jaren. Dergelijke nucliden worden gekenmerkt door een trage diffusie in het afval. In de gecarbonateerde zone is de concentratie in de vloeibare fase initieel hoger door de verlaagde sorptie en zijn de radionucliden onderhevig aan versnelde diffusie naar de zones waarin lagere concentraties in de vloeibare fase heersen – i.e. zowel naar de scheur als naar het omringende niet-gecarbonateerde materiaal (waar een nog steeds hoge sorptie zorgt voor deze lage concentraties) toe. Gezien de dikte van de gecarbonateerde laag ook over meerdere honderden jaren beperkt blijft, zal het overgrote deel van de activiteit nog steeds door een trage diffusie gekenmerkt worden. Daarom wordt ook hier geen significant effect verwacht op de fluxen.

In type III monolieten gelden gelijkaardige overwegingen. Naast de diffusie vanuit het afval naar de scheuren op het raakvlak tussen afvalmatrix en caisson treedt hier ook diffusie op naar de scheuren doorheen het afval. Ook deze flux is vooral initieel hoog door de sterke gradiënt.

⁷⁴ Voor afval in type I monolieten zijn er sowieso meerdere elementen die bijdragen tot een conservatieve (hoge) schatting van de schijnbare diffusiviteit (zie Tabel 14-30 in §14.4.4): de hoge poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s], de lage bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] en de hoge porositeit η [-].

De geleidelijke ontwikkeling van een gecarbonateerde laag vanuit bestaande scheuren in contact met het afval heeft een beperkt effect omdat de piekflux onderaan het bergingssysteem sterk bepaald wordt door de initieel hoge gradiënt tussen afval en scheur.

Naar analogie met deze overwegingen voor carbonatatie kan gesteld worden dat eventuele lokale effecten van *uitlogging* (§14.3.2.6.3) voor CEM III/C gebaseerde materialen in contact met de scheuren door de langzame kinetiek van het uitlogingsproces, een beperkte invloed zullen hebben op het systeemgedrag.

Hoewel reële *scheurnetwerken* er anders kunnen uitzien dan het onderstelde gestileerde netwerk van doorgaande scheuren (zie §14.4.3.6.2.3), leidt de mogelijke aanwezigheid van andere scheurconfiguraties en het optreden van carbonatatie hierrond niet tot andere conclusies met betrekking tot het gemodelleerde systeemgedrag ten opzichte van de verwachte evolutie.

- De ontwikkeling van doorgaande scheurconfiguraties is een geleidelijk proces. Zo kunnen, a minima, ook *niet-doorgaande* scheuren aanwezig zijn, waarrond zich eveneens atmosferische carbonatatie kan voordoen als deze in contact staan met de tussenruimte tussen de monolietstapels. In dergelijke scheuren is echter geen advectief transport mogelijk. Radionucliden migreren via de matrix naar de scheuren, waarna ze verder diffunderen, eventueel in een gecarbonateerde laag. Iedere denkbare configuratie van niet-doorgaande scheuren, met of zonder effecten van carbonatatie errond, zal tot een lagere flux leiden in vergelijking met het gestileerde scheurnetwerk met advectief transport in de installatiemodellen.
- Eventuele andere doorgaande scheuren, met of zonder effecten van carbonatatie errond, die het afval verbinden met de tussenruimte tussen de monolietstapels zijn niet meer penaliserend dan degene die vervat zitten in de gestileerde scheurnetwerken, gegeven de overwegingen in §14.4.3.6.2.3 met betrekking tot de beschouwde gestileerde scheurnetwerken in de monolieten.

Conclusie

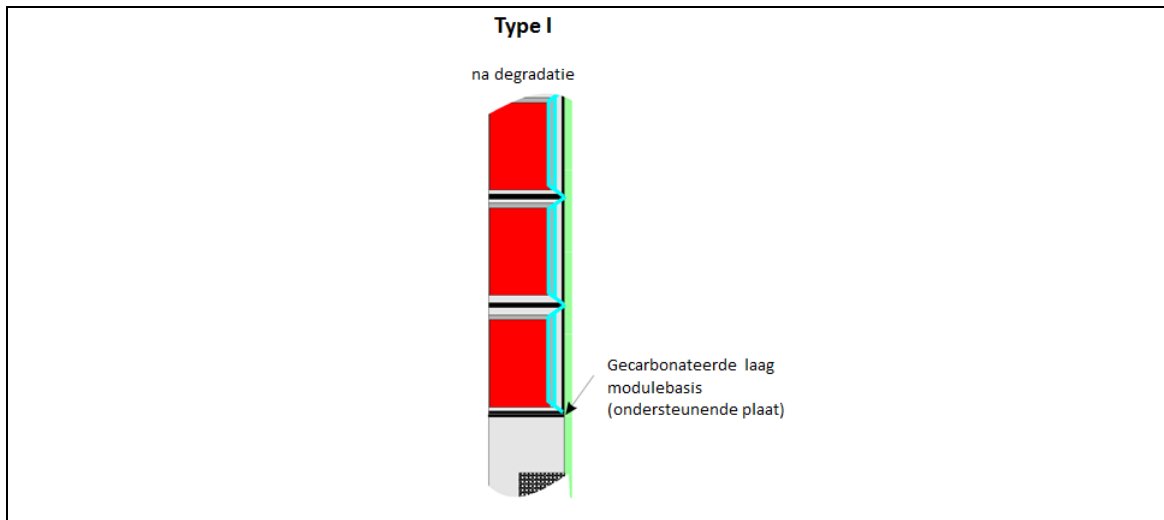
De abstractie van de geleidelijke propagatie van een carbonatatiefront in de monolieten tot een tijdsinvariante gecarbonateerde laag met een dikte van 4 cm vanaf de start van de degradatie is niet representatief voor de verwachte evolutie. De voorliggende conceptualisering van de gecarbonateerde laag heeft evenwel geen significante invloed op het systeemgedrag, omdat

- 1) de piekflux bepaald wordt door de initieel hoge gradiënt tussen afvalvorm en scheur (voordat zich significante carbonatatie kan voordoen langsheen deze scheur);***
- 2) het effect van terugdiffusie beperkt is.***

14.4.3.6.1.3 Atmosferische carbonatatie van de modulebasis

Vanaf de start van de degradatie wordt een gecarbonateerde laag met een dikte van 4 cm ondersteld aan de bovenzijde van de ondersteunende plaat.

Na degradatie van de modulewanden en/of de ondoorlatende topplaat, is ook de bovenzijde van de ondersteunende plaat opnieuw onderhevig aan atmosferische carbonatatie. Ook hier zal het carbonatatiefront geleidelijk propageren, wat in de installatiemodellen geabstraheerd wordt tot een *constante carbonatatediepte* van 4 cm vanaf de start van de degradatie (Figuur 14-45).



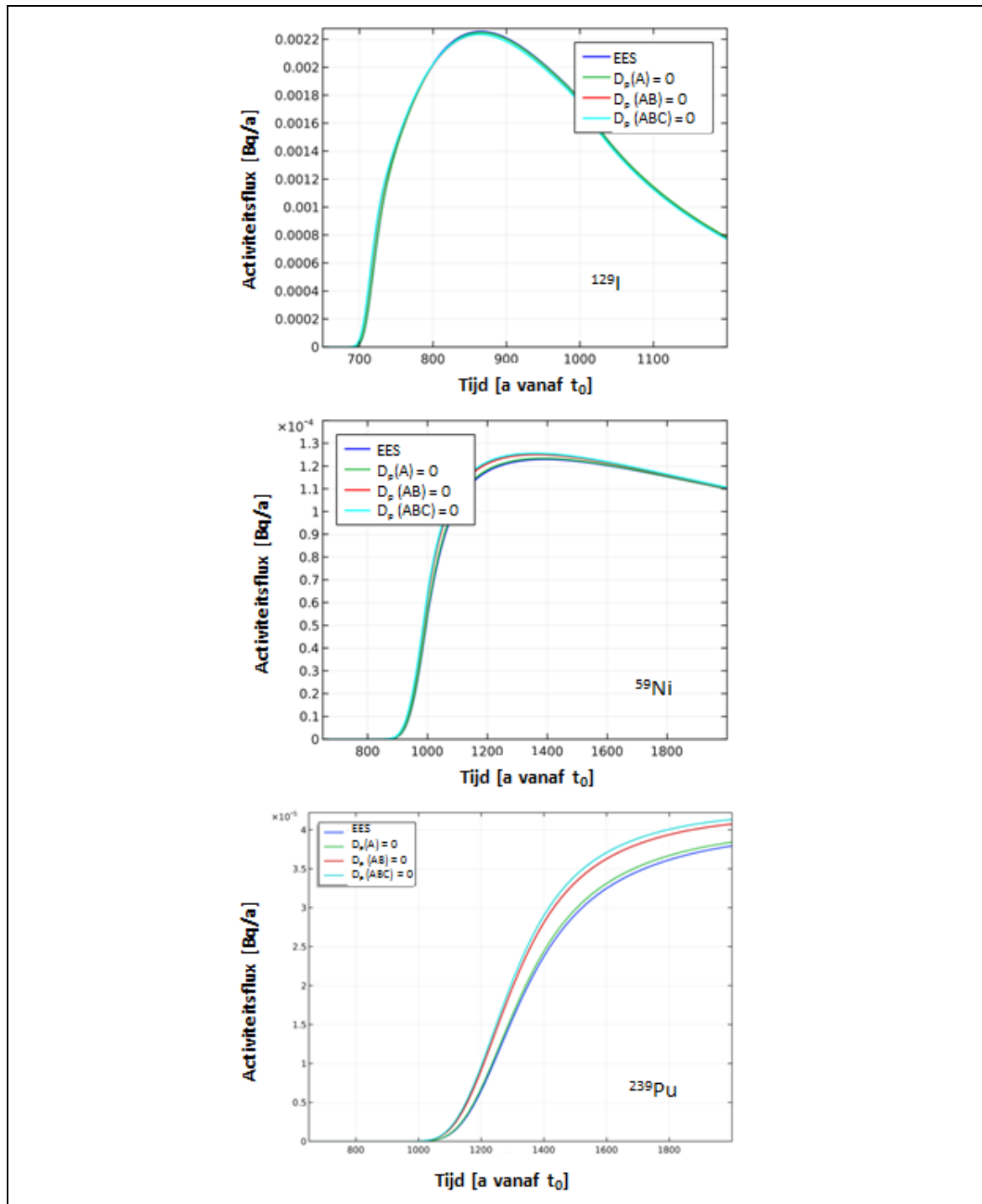
Figuur 14-45: Conceptualisering na degradatie: gecarbonateerde laag aan de bovenzijde van de ondersteunende plaat.

De onderzijde van de ondersteunende plaat, de bovenzijde van de funderingsplaat en de kolommen zijn reeds tijdens de exploitatiefase Ia en Ib (i.e. vóór opvulling van de inspectieruimten) aan atmosferische carbonatie onderhevig geweest – de aanwezigheid van een gecarbonateerde laag op deze plaatsen wordt, net als in de periode voor degradatie (§14.4.3.6.1.1), genegeerd in de installatiemodellen.

Radionucliden die uit de monolieten vrijkomen naar de tussenruimten tussen de monolietstapels, migreren verder langs de scheur doorheen de modulebasis (blauw in Figuur 14-36; §14.4.3.6.2.3) of het ABS in de ondersteunende plaat in de richting van de zandcementophoging. De locatie en dikte van de gecarbonateerde laag/lagen heeft dus een invloed op het eventuele (diffusieve) transport van radionucliden vanuit de scheur(en) in de aangrenzende matrix van de modulebasis (*terugdiffusie*).

Ook het effect van terugdiffusie in de modulebasis werd gekwantificeerd door middel van een ondersteunende berekening (§3.8.8.2 en §4.2.11.3.2 van [OD-269]). Net zoals bij de caisson werd de totale activiteit rond de scheur opgevolgd en laat een tweede berekening, waarin D_p in dit domein op nul wordt gezet, toe het effect van terugdiffusie te kwantificeren. In de modulebasis worden drie mogelijke domeinen onderscheiden waarin terugdiffusie kan optreden: de ondersteunende plaat (beton), het opvulmateriaal van de inspectieruimte (grout) en de funderingsplaat (beton).

Ten aanzien van de totale activiteit in het systeem is de *fractie* die onderhevig is aan terugdiffusie in het beton van de ondersteunende plaat beperkt (0,02% voor ^{129}I ; 0,07% voor ^{239}Pu met minimale K_d). In het geval van ^{239}Pu , waarvan meer activiteit binnen het afval blijft, is deze fractie echter belangrijker ten opzichte van de activiteit die uiteindelijk vrijkomt uit het bergingssysteem. Deze vaststelling wordt ook gereflecteerd in Figuur 14-46, waar de flux uit het bergingssysteem vergeleken wordt tussen het basisrekengeval voor type I monolieten en de rekengevallen zonder terugdiffusie in de ondersteunende plaat (A), in de ondersteunende plaat en de opgevlude inspectieruimte (AB) en in de ondersteunende plaat, de opgevlude inspectieruimte en de funderingsplaat (ABC):



Figuur 14-46: Effect van terugdiffusie in de modulebasis: flux uit het bergingssysteem [Bq/a] per eenheidsactiviteit, voor de EES-conceptualisering (blauw), het geval met $D_p = 0$ in de ondersteunende plaat (A; groen), het geval met $D_p = 0$ in de ondersteunende plaat en de inspectieruimte (AB; rood) en het geval met $D_p = 0$ in de ondersteunende plaat, de inspectieruimte en de funderingsplaat (ABC; turquoise). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor het installatiemodel met een stapel type I monolieten met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

- voor het *weinig gesorbeerde* ^{129}I is er geen waarneembaar effect op de fluxen;
- voor het *matig gesorbeerde* ^{59}Ni is er een zeer beperkte ($< 0,3\%$) toename van de piekflux in het geval zonder teruggdiffusie in de ondersteunende plaat (groene versus blauwe curve). Indien teruggdiffusie in de volledige modulebasis onmogelijk is, neemt de piekflux met ongeveer 2,1% toe (turquoise versus blauwe curve);
- voor het *goed gesorbeerde* ^{239}Pu neemt de flux op 2 000 jaar met 1,2% toe in het geval zonder teruggdiffusie in de ondersteunende plaat (groene versus blauwe curve). Indien teruggdiffusie in de volledige modulebasis onmogelijk is, zou de flux op 2 000 jaar 8,9% hoger zijn (turquoise versus blauwe curve).

De grootste potentiële toename van de piekflux door het uitschakelen van teruggdiffusie is toe te schrijven aan de *inspectieruimte* (rode versus groene curves – dit komt verder aan bod in §14.4.3.6.2.3), terwijl het effect van teruggdiffusie in de *funderingsplaat* zoals verwacht vergelijkbaar is met dat in de ondersteunde plaat (turquoise versus rode curves) en dus uiterst beperkt.

Globaal kan gesteld worden dat het effect van teruggdiffusie in de ondersteunende plaat

- 1) belangrijker is voor goed gesorbeerde dan voor weinig gesorbeerde radionucliden; maar
- 2) ook voor deze eerste in termen van piekflux beperkt blijft tot $\sim 1\%$.

Voor de funderingsplaat is het effect van teruggdiffusie vergelijkbaar.

De abstractie met betrekking tot de ontwikkeling van een carbonatatiefront in de modulebasis tot een tijdsinvariante gecarbonateerde laag met een dikte van 4 cm aan de bovenzijde van de ondersteunende plaat vanaf de start van de degradatie is niet representatief voor de verwachte evolutie waarin

- *een carbonatatiefront geleidelijk propageert; en*
- *carbonatatie zich ook op andere plaatsen kan manifesteren.*

Op basis van de beschouwingen met betrekking tot teruggdiffusie in de ondersteunende plaat en de funderingsplaat, die zeer beperkt is, kan echter gesteld worden dat de voorliggende conceptualisering van de gecarbonateerde laag geen significante invloed heeft op het systeemgedrag.

14.4.3.6.2 Scheurvorming

De ondoorlatende topplaat, modules en monolieten zullen naar verwachting tot 1 000 jaar lang hun fysieke integriteit behouden (§14.3.2.5.1). Pas na propagatie van de actieve corrosie van de wapeningsstaven en coalescentie van scheuren, kunnen zich *netwerken van doorgaande scheuren* vormen (§14.4.3.6.2.2 en §14.4.3.6.2.3).

14.4.3.6.2.1 Vóór degradatie

Er zijn geen netwerken van doorgaande scheuren zolang ingegraven omstandigheden heersen.

Zolang ingegraven omstandigheden heersen, worden geen doorgaande scheuren verwacht in het bergingssysteem (§14.3.2.5.1).

Eventuele lokale (niet-doorgaande) scheuren ten gevolge van lokale imperfecties in de constructie hebben geen invloed op het radionuclidentransport: er is immers geen waterstroming tijdens deze periode

(§14.4.3.5.2.2), waardoor de scheuren sterk ongesatureerd zullen zijn en slechts beperkt bijdragen tot de diffusie van radionucliden.

Deze hypothese is representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.6.2.2 Na degradatie

Scheurnetwerken worden ondersteld aanwezig te zijn vanaf de start van de degradatie.

In §14.3.2.6 worden twee (extreme) evolutionaire paden beschouwd vanaf degradatie, waarbij de ondoorlatende topplaat (geval 1) dan wel de modulewanden/binnenkant van de modules (geval 2) als eerste gedegradeerd zijn. In de installatiemodellen worden deze evolutionaire paden sterk geabstraheerd door de aannames dat

- een *gestileerd scheurnetwerk* aanwezig is in de modulebasis en de monolieten (zie §14.4.3.6.2.3) vanaf de start van de degradatie; en
- ook de ondoorlatende topplaat vanaf dit ogenblik aan degradatie onderhevig is (geconceptualiseerd als een evolutie van de *waterinsijpeling* – zie §14.4.3.6.3).

Gelet op de onzekerheid met betrekking tot de openvolging van processen en de degradatiesnelheid, is deze abstractie omhullend voor de fenomenologisch verwachte evolutietrajecten:

- 1) geval 1 – De installatiemodellen gaan uit van een snelle degradatie van zowel de monolieten als de modulebasis. Transport van radionucliden via het gestileerde scheurnetwerk in de modulebasis (§14.4.3.6.2.3) is, in termen van een mogelijke bypass van sorberend materiaal, equivalent aan transport via het ABS mocht de modulebasis nog niet gedegradeerd zijn;
- 2) geval 2 – Monolieten en modulebasis zijn gedegradeerd vooraleer de waterinsijpeling optreedt.

Deze hypothese is representatief voor de verwachte evolutie in de zin dat de extreme evolutionaire paden hiermee worden omhuld (§14.3.6.1.1).

Het procesverloop in het eerste geval is echter van dien aard dat de degradatie van de monolieten pas begint na de degradatie van de modules (beschrijving evolutietraject geval 1 in §14.3.2.6). Tijdens deze overgangsfase zou het vrijkomen van radionucliden uit de monolieten naar verwachting nog steeds voornamelijk door diffusie gecontroleerd worden, in afwezigheid van netwerken van doorgaande scheuren in de monolieten. De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende conceptualisering, waarbij scheuren in de monolieten aanwezig zijn vanaf de start van de degradatie, werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval waarin de scheuren in de monolieten pas optreden eens de waterinsijpeling maximaal is (zie §14.4.4.1 en §14.4.9.2).

14.4.3.6.2.3 Gestileerde netwerken van doorgaande scheuren

Er is onvoldoende wetenschappelijke kennis en de onzekerheden zijn te groot om wetenschappelijk onderbouwde scheurnetwerken naar voren te schuiven (§14.3.6.1.5). Raakvlakken tussen verschillende materialen (afval(vat) en vulmortel, vulmortel en caisson) zijn waarschijnlijke plaatsen voor delen van deze scheurnetwerken. Bovendien worden uiteindelijk netwerken van doorgaande scheuren verwacht in de cementgebonden componenten, die een continue weg vormen voor waterstroming en radionuclidentransport (§14.3.2.6.4).

Daarom wordt in de installatiemodellen na degradatie (§14.4.3.6.2.2) een *gestileerd netwerk* van *doorgaande scheuren* gedefinieerd voor de verschillende componenten (modulebasis, type I monoliet, type III monoliet). Alle beschouwde scheuren worden gemodelleerd als mogelijke bypassen (van de sorptiecapaciteit van de cementgebonden SSC) met een scheuropening van 1 mm.

Gestileerd netwerk van doorgaande scheuren in type I monolieten

In de installatiemodellen wordt in type I monolieten een scheurnetwerk ondersteld dat bestaat uit (rechterhelft van Figuur 14-37 in §14.4.3.1.2):

- een verticale scheur op het raakvlak tussen het primaire collo en de vulmortel aan de rechterkant;
- een verticale scheur op het raakvlak tussen de vulmortel en de caisson;
- diagonale scheuren tussen de buitenste hoeken van de caisson en de buitenste hoeken van de afvalzone; en
- een horizontale scheur op het raakvlak tussen de vulmortel en de caisson onderaan.

De diagonale scheuren in het beton van de caisson en de vulmortel verbinden de tussenruimte tussen monolietstapels met het afval. Voorliggende conceptualisering leidt dan ook tot een kort geconnecteerd netwerk voor *advectief transport* van radionucliden naar de tussenruimte tussen de monolietstapels, alsook tot een kort diffusiegecontroleerd traject vanuit het binnenste van het afvalvat naar de scheur, met een groot contactoppervlak. Hierdoor is de concentratiegradiënt sterk, waardoor *hoge diffusieve fluxen* naar de scheur in contact met het afval optreden.

Hoewel het moeilijk is het gemodelleerde systeemgedrag te vergelijken met de fenomenologisch verwachte evolutie, leiden deze onderstellingen waarschijnlijk tot een *voorzichtige* (hoge) piekflux. De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende conceptualisering werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval met een alternatieve scheurconfiguratie (zie §14.4.4.4 en §14.4.9.2).

Gestileerd netwerk van doorgaande scheuren in type III monolieten

In de installatiemodellen wordt in type III monolieten een scheurnetwerk ondersteld dat bestaat uit (rechterhelft van Figuur 14-38 in §14.4.3.1.2):

- een verticale scheur op het raakvlak tussen de vulmortel en de caisson;
- diagonale scheuren tussen de binnenste en buitenste hoeken van de caisson, die de tussenruimte tussen monolietstapels verbinden met de binnenkant van de caisson; en
- diagonale scheuren in de mengeling van vulmortel en afval.

Ook deze conceptualisering leidt tot een kort geconnecteerd netwerk voor *advectief transport* van radionucliden naar de tussenruimte tussen de monolietstapels. Ook in de afvalvorm (i.e. de mengeling van vulmortel en afval) zijn de diffusiegecontroleerde trajecten vrij kort, wat leidt tot *snel diffusiegecontroleerd vrijkomen* in de scheuren.

Hoewel het moeilijk is het gemodelleerde systeemgedrag te vergelijken met de fenomenologisch verwachte evolutie, is uit eerdere studies al gebleken dat diagonale scheuren veelal tot hoge pieken leiden [R14-104][R14-105]. Daarom leidt ook deze conceptualisering waarschijnlijk tot een *voorzichtige* (hoge)

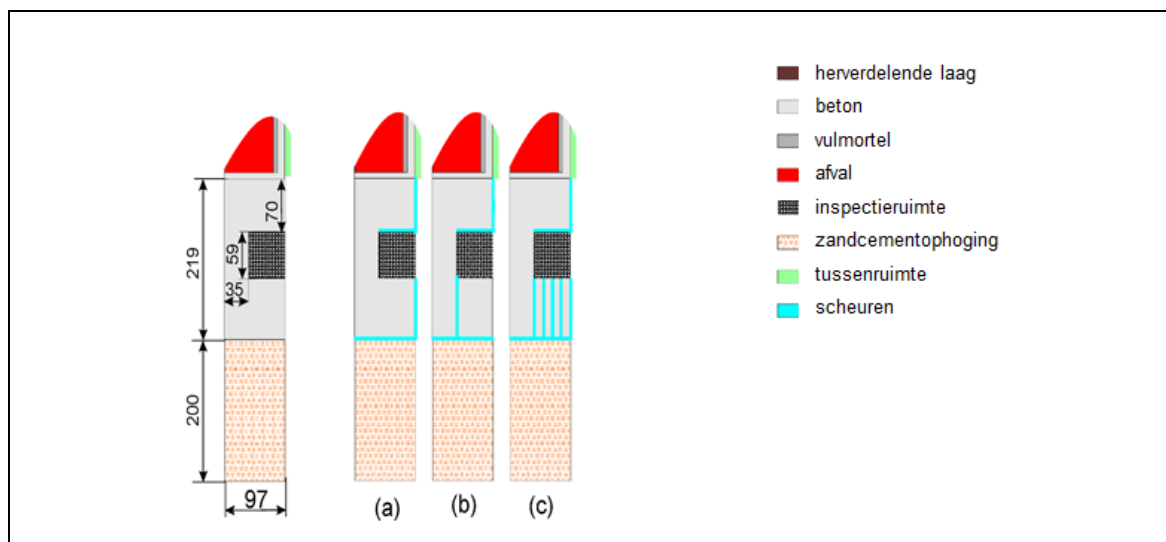
piekflux. De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende conceptualisering werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval met een alternatieve scheurconfiguratie (zie §14.4.4.4 en §14.4.9.2).

Gestileerd netwerk van doorgaande scheuren in de modulebasis

In het verlengde van de tussenruimte tussen de monolietstapels wordt *één verticale doorgaande scheur* doorheen de volledige modulebasis beschouwd (Figuur 14-36 in §14.4.3.1). Deze conceptualisering

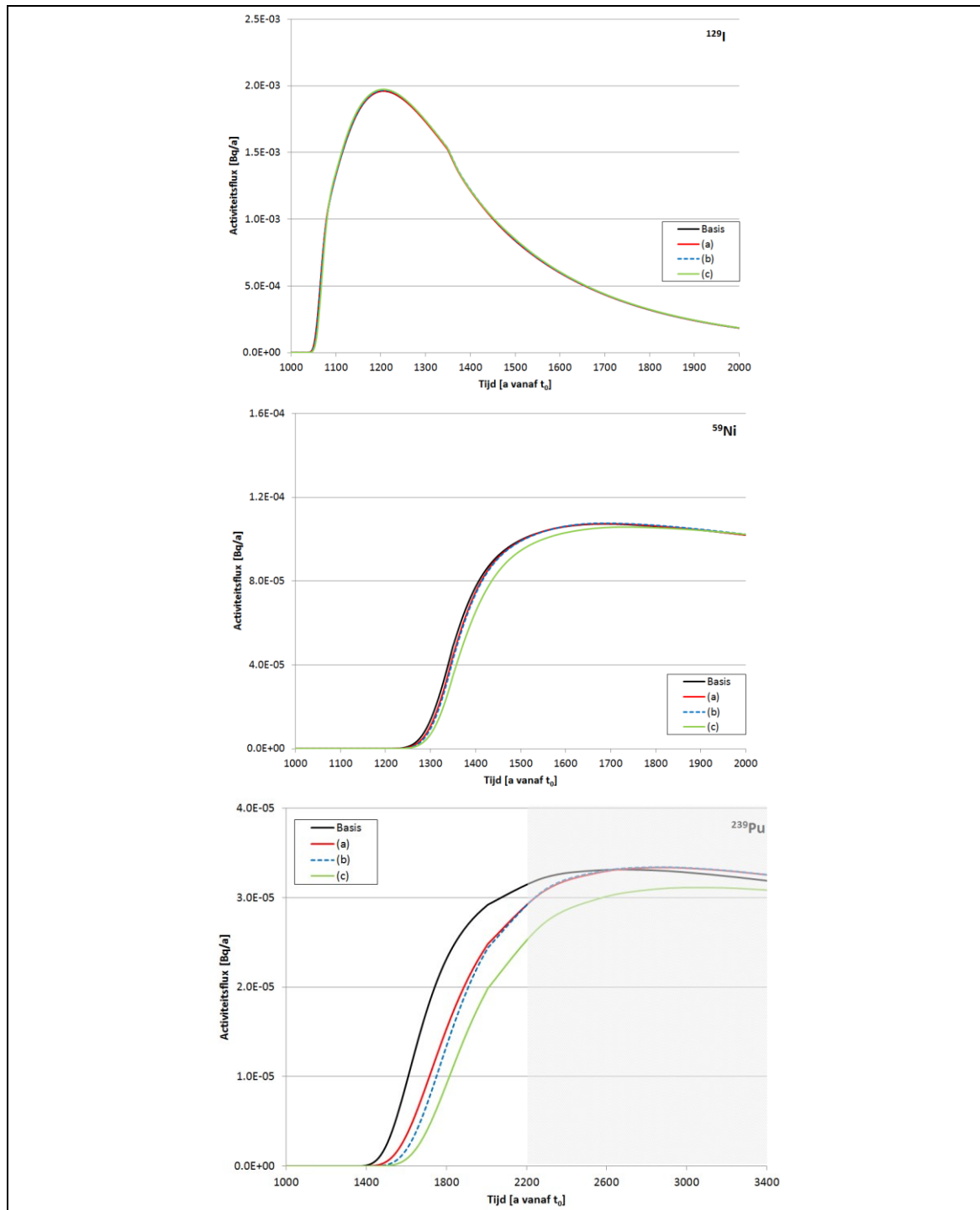
- garandeert de kortste bypass tussen de onderste monoliet/de tussenruimte tussen de monolietstapels en de zandcementophoging; en
- is omhullend voor het geval waarin het radionuclidentransport via het ABS in de ondersteunende plaat, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en het ABS in de verbindingstunnels (evolutietraject geval 1) zou verlopen. In beide gevallen migreren alle radionucliden advectiongecontroleerd in de richting van de zandcementophoging.

De aanwezigheid van doorgaande scheuren in het opvulmateriaal van de inspectieruimte leidt tot een niet verwachte *afwezigheid van mechanische dispersie* en ruimtelijke uitspreiding van radionucliden in dit materiaal, dat volgens het veiligheidsconcept een R4b-functie vervult (Figuur 14-1; §2.13.5 in Bijlage 2-3 van [HS-2]), en is dus niet representatief voor de verwachte evolutie. Om het effect op de radionuclidenmigratie beter in kaart te brengen, werden ondersteunende berekeningen uitgevoerd waarbij het opvulmateriaal van de inspectieruimte wel werd benut⁷⁵ (§3.8.5 en §4.2.10 van [OD-269]; Figuur 14-47 en Figuur 14-48).



Figuur 14-47: Benutting van het opvulmateriaal van de inspectieruimte, waarbij er geen scheur door dit materiaal gaat. Doorheen de funderingsplaat worden drie scheurconfiguraties beschouwd (a, b en c).

⁷⁵ Hierbij werd tevens een hydraulische geleidbaarheid van 10^{-6} m/s beschouwd voor het opvulmateriaal, wat op zich de resultaten niet significant beïnvloedt (zie ook Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2).



Figuur 14-48: Effect van benutting van het opvulmateriaal in de inspectieruimte: flux uit het bergingssysteem [Bq/a] per eenheidsactiviteit, voor de EES-conceptualisering (zwarte lijn) en de alternatieven a (rode lijn), b (onderbroken blauwe lijn) en c (groene lijn) uit Figuur 14-47. In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de combinatie van de installatiemodellen voor type I (76%) en type III monolieten (24%) met degradatie vanaf 1 000 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

Figuur 14-48 toont het effect van benutting van (dispersie in) het opvulmateriaal van de inspectieruimte, door de flux uit het bergingssysteem voor een aantal karakteristieke radionucliden te vergelijken tussen het basisrekengeval en de gevallen (a), (b) en (c) uit Figuur 14-47, telkens bij degradatie⁷⁶ vanaf 1 000 jaar:

- voor het *weinig gesorbeerde* ¹²⁹I is er geen waarneembaar effect op de fluxen (< 1%);
- voor het *matig gesorbeerde* ⁵⁹Ni is er een beperkte (1%) afname van de piekflux in geval (c) waarbij verschillende evacuatiewegen aanwezig zijn in de funderingsplaat;
- voor het *goed gesorbeerde* ²³⁹Pu (hier met minimale $K_{d,Pu}$) is er een *vertragend* effect op de uitloging wanneer het opvulmateriaal van de inspectieruimte beter wordt benut, waardoor de piekflux over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar afneemt met respectievelijk 15%, 17% en 33% in de gevallen (a), (b) en (c). In termen van *globale* piekflux (na 2 000 jaar) blijft de afname beperkt tot ongeveer 6% in geval (c); in gevallen (a) en (b) is er een zeer beperkte toename.

In de EES-conceptualisering wordt *terugdiffusie* in het opvulmateriaal van de inspectieruimte modelmatig gefavoriseerd door het gebruik van een hoge D_p [m²/s] voor dit materiaal (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6). Deze terugdiffusie – evident uit de vergelijking van de rode en groene curves van Figuur 14-46 in §14.4.3.6.1.3 – compenseert (deels) de afwezigheid van mechanische dispersie in het opvulmateriaal.

De niet verwachte conceptualisering in de installatiemodellen met een doorgaande scheur doorheen de volledige modulebasis, van waaruit terugdiffusie optreedt in het opvulmateriaal van de inspectieruimte, leidt in termen van de indicator ‘piekflux’ tot vergelijkbare resultaten met een model waarin de rol van het opvulmateriaal meer in lijn met de verwachte evolutie wordt beschouwd.

14.4.3.6.3 Waterinsijpeling

De ontwikkeling van een netwerk van doorgaande scheuren in de ondoorlatende topplaat wordt benaderd door een lineair toenemende waterinsijpeling in het systeem.

Gelet op de onzekerheid met betrekking tot de opeenvolging van processen en de degradatiesnelheid, is deze hypothese representatief voor de verwachte evolutie, zoals hieronder beargumenteerd.

14.4.3.6.3.1 Argumentatie voor evolutietraject geval 1

Daar de ontwikkeling van netwerken van doorgaande scheuren in de ondoorlatende topplaat honderden jaren kan duren (§14.3.2.6), verwachten we in eerste instantie een niet-uniforme waterinsijpeling in het systeem, waarbij (delen van de) modules aanvankelijk niet aan insijpelend water worden blootgesteld (§14.3.6.1.2). Dit progressieve en heterogene proces wordt geabstraheerd tot

- een *randvoorwaarde* voor waterstroming (§14.4.3.4.1), met een lineaire toename van de waterinsijpeling over een periode van 350 jaar tot haar maximale waarde (zie §14.4.3.7.1);
- die *gespreid in de tijd* opgelegd wordt aan verschillende delen van het bergingssysteem (zie §14.4.3.6.4).

⁷⁶ De conclusies zijn gelijkaardig wanneer rekening gehouden wordt met de fractie modules die vroeger degradeert door afwijkingen van de beoogde performantie, zoals beschouwd in §14.4.3.6.4.

Deze abstractie is representatief voor de verwachte evolutie in de zin dat, waar het de ondoorlatende topplaat betreft, enkel de *waterinsijpeling* erdoorheen een bepalend proces is voor de waterstroming en het radionuclidentransport in het systeem (zie ook §14.4.3.1.1).

De lineaire toename en de tijd tot de maximumwaarde bereikt wordt zijn echter *arbitraire* keuzes, die niet sterk wetenschappelijk onderbouwd zijn. De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende conceptualisering werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval met een snellere toename van de waterinsijpeling, namelijk over een periode van 100 jaar (zie §14.4.4.2 en §14.4.9.2).

14.4.3.6.3.2 Argumentatie voor evolutietraject geval 2

In dit geval worden scheurnetwerken in de monolieten en de modulebasis gevormd vooraleer de ondoorlatende topplaat degradeert en de waterinsijpeling dus toeneemt.

Door de hypothese dat scheurnetwerken in de monolieten en de modulebasis ondersteld worden aanwezig te zijn vanaf de start van de degradatie (§14.4.3.6.2.2), is de voorliggende conceptualisering ook in dit geval representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.6.4 Spreiding in de tijd

De degradatie van het bergingssysteem wordt gespreid in de tijd.

Zoals gesteld in §14.3.2.6 verwachten we geen abrupt verlies van mechanische eigenschappen maar wel een toenemende heterogeniteit in de evolutie van het bergingssysteem. Bovendien kunnen de kunstmatige barrières potentieel afwijken van hun beoogde performantie als gevolg van erosie van de aarden afdekking en lokale imperfecties in de constructie (§14.3.2.7). De degradatie van het bergingssysteem als geheel wordt op twee niveaus gespreid:

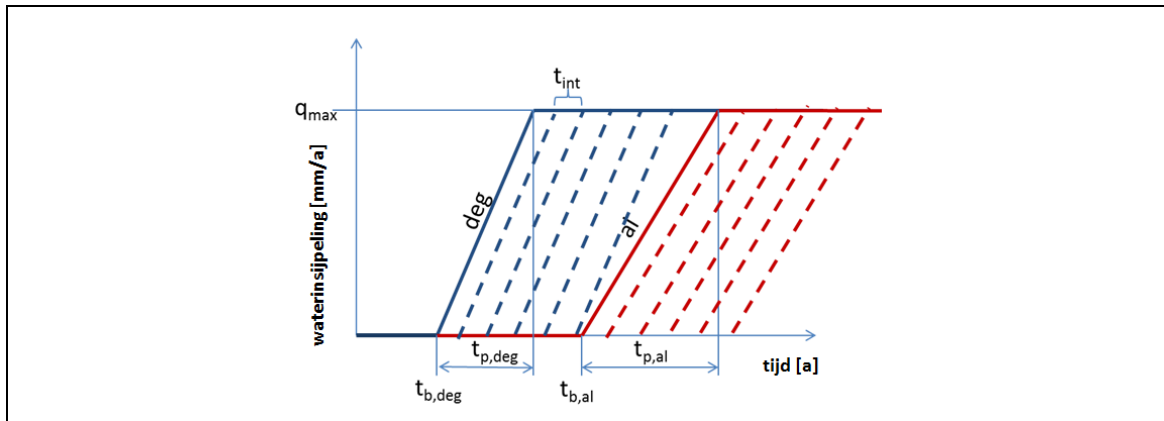
- het effect van lokale *afwijkingen van de beoogde performantie* wordt meegenomen door twee tijdstippen te beschouwen voor de start van de (eerste stap van de) degradatie:
 - ▶ $t_{b,al} = 1000$ a vanaf t_0 in de algemeen verwachte evolutie (*EES_al*); en
 - ▶ $t_{b,deg} = 650$ a vanaf t_0 in het geval van afwijkingen van de beoogde performantie (*EES_deg*), waarbij het bergingssysteem vanaf enkele honderden jaren na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle lokaal vroeger degradeert (§14.3.6.1.4).

Driekwart van de modules wordt verondersteld te evolueren volgens *EES_al*, een kwart van de modules wordt verondersteld te evolueren volgens *EES_deg*. Omdat het over lokale effecten gaat, wordt de vroegtijdige degradatie hierdoor gemaximaliseerd (§14.3.6.1.4).

- de *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem wordt meegenomen door de degradatie te laten optreden in vijf stappen. Gelet op het feit dat de monolieten en modules niet in een kortere tijdsspanne dan enkele honderden jaren volledig gedegradieerd zullen zijn (§14.3.6.1.3), worden deze stappen gelijk verdeeld over een periode van 300 jaar (met interval $t_{int} = 75$ jaar), waarbij telkens 20% van de modules onderhevig aan *EES_al* of *EES_deg* betrokken is.

Dit is representatief voor de verwachte evolutie, waarbinnen geen proces of gebeurtenis geïdentificeerd kon worden die aanleiding geeft tot een plotse, grootschalige blootlegging van de cementgebonden barrières.

De evolutie van de waterinsijpeling (§14.4.3.6.3), rekening houdend met bovenstaande hypothesen, wordt schematisch voorgesteld in Figuur 14-49.



Figuur 14-49: Evolutie van de waterinsijpeling. t_b [a vanaf t_0] is het tijdstip waarop de degradatie van start gaat, t_p [a] is de periode waarover de lineaire toename van de waterflux wordt gespreid (350 jaar – zie §14.4.3.6.3.1) en t_{int} [a] is het tijdsinterval tussen twee degradatiestappen.

14.4.3.7 Parametrisering

14.4.3.7.1 Maximale waarde van de waterinsijpeling

Na degradatie van de ondoorlatende topplaat (en de gecompacteerde kleilagen in de aarden afdekking), wordt de waterinsijpeling in het systeem bepaald door de precipitatie en de evapotranspiratieprocessen die optreden in de resten van de aarden afdekking: zij is dan gelijk aan de *drainage* doorheen de (restanten van de) aarden afdekking.

De maximale waarde van de waterinsijpeling is niet gecorreleerd met andere invoerdata van de installatiemodellen. Wel werd ze bepaald uitgaande van meteorologische condities die overeenstemmen met een Cs-klimaat, gesimuleerd op basis van de perturbatiefactoren voor het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario* [R14-19], dat over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar gehandhaafd blijft. Op dit niveau wordt de *correlatie* verzekerd met de geosfeer- en biosfeermodellering, waarin respectievelijk de regionale infiltratie (zie §14.3.6.3.1 en §14.4.5.4.1) en de infiltratie- en irrigatiehoeveelheden (zie §14.3.6.4.2 en §14.4.7.1.1) eveneens gestoeld zijn op dit klimaatscenario. In termen van globale impact is de keuze voor het Cs-klimaat uitgaande van het hoge CCI-HYDR klimaatscenario omhullend ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden.

De drainage werd bepaald uitgaande van een modellering van de waterbalans in de biologische laag (§7.2 van [OD-077]) en werd gemodelleerd voor verschillende types van begroeiing (§14.3.6.1.9). Aangezien

- *grasland* de verwachte vegetatie is tot het einde van de nucleaire reglementaire controlefase;
- men in de verdere toekomst (bij gebrek aan onderhoud) eerder een *natuurlijke begroeiing* type loofbos zou verwachten (§14.3.2.5.4); en
- er lokaal door erosie *tijdelijk weinig begroeiing* aanwezig kan zijn;

wordt de waarde voor heide van **480 mm/a** (§14.3.6.1.9) als maximale drainage aangehouden, wegens haar omhullende karakter in termen van lokale erosie en aanwezigheid van schrale begroeiing waarvoor de evapotranspiratie lager is (en de waterinsijpeling dus hoger).

De keuze voor een hoge waterinsijpeling geeft aanleiding tot sneller advectief transport doorheen het systeem van tussenruimten tussen de monolietstapels, netwerken van doorgaande scheuren en de zandcementophoging (§14.4.3.5.2.2) en hogere (piek)fluxen en kan **in termen van de indicator ‘piekflux’ onderaan het bergingssysteem dan ook als omhullend worden beschouwd.**

14.4.3.7.2 Hydraulische geleidbaarheid

In het licht van de hypothesen met betrekking tot waterstroming en radionuclidentransport (§14.4.3.5.2 en §14.4.3.5.3), zijn er waarden nodig voor de hydraulische geleidbaarheid van de zandcementophoging, het opvulmateriaal van de inspectieruimte, de tussenruimten tussen de monolietstapels en de scheuren. De gebruikte waarden en hun onderbouwing worden samengevat in Tabel 14-23 (zie §14.3.6.1.13 voor de fenomenologische basis en ranges). Verdere details kunnen gevonden worden in §4.4 van [OD-108].

Voor de andere cementgebonden componenten, inclusief de afvalvorm, wordt de hydraulische geleidbaarheid zo gekozen dat diffusiegecontroleerd transport te allen tijde gegarandeerd wordt (§14.4.3.5.3).

Tabel 14-23: Waarden voor de hydraulische geleidbaarheid K [m/s] van de verschillende SSC's onder het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Ophoging (zandcement)	6×10^{-6} m/s	Proef op mengsel van Bierbeekzand met 5% cement [R14-106] – representatief voor de verwachte evolutie (§14.3.6.1.13).
Opvulmateriaal van de inspectieruimte	1×10^{-9} m/s	Als opvulmateriaal van de inspectieruimte wordt een grout vooropgesteld met een minimale hydraulische geleidbaarheid van $\sim 10^{-6}$ m/s (§14.3.6.1.13). Op het ogenblik waarop de installatiemodellen werden geconceptualiseerd, werd uitgegaan van een hydraulische geleidbaarheid van de orde van 10^{-9} m/s, op basis van [R14-107], wat gelet op bovenstaande niet representatief is voor de verwachte evolutie en functionaliteit van het materiaal (zie ook §14.4.3.6.2.3). Uit een ondersteunende berekening met een hydraulische geleidbaarheid van 1×10^{-6} m/s blijkt dat de invloed van de gebruikte hydraulische geleidbaarheid van het opvulmateriaal van de inspectieruimte op de piekflux beperkt blijft tot minder dan 1% (§3.8.5 en §4.2.10 van [OD-269]).
Tussenruimten tussen monolietstapels Scheuren	$\sim 10^{-5}$ m/s	De installatiemodellen beschouwen om symmetrieredenen de helft van de tussenruimte tussen monolietstapels (25 mm, zie §14.4.3.1), terwijl voor de scheuren een opening van 1 mm wordt beschouwd (zie §14.4.3.6.2.3). Om een transmissiviteitsverhouding van 25 : 1 te garanderen (§14.4.3.5.2.1), wordt daarom een <i>gelijke hydraulische geleidbaarheid</i> beschouwd voor de scheuren en de tussenruimten tussen monolietstapels. In niet-gesatureerde omstandigheden wordt de hydraulische geleidbaarheid bepaald door de drukverdeling in het systeem (§14.4.3.5.1.2); zij zal dus variëren in functie van de tijd, alsook lokaal variëren in functie van het drukpatroon. De waarden zijn representatief voor de verwachte evolutie.

Component	Waarde	Verantwoording
Beton en vulmortel (matrix)	0 m/s	In de cementgebonden matrices van monolieten en modules wordt, conform de verwachte evolutie, diffusiegecontroleerd transport ondersteld (§14.4.3.5.3). Het opleggen van een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s is een conceptualisering die ertoe leidt dat het gemodelleerde systeemgedrag representatief is voor de verwachte evolutie.
Afvalvorm	0 m/s	In de afvalvormmatrix wordt diffusiegecontroleerd transport ondersteld (§14.4.3.5.3), wat geconceptualiseerd wordt door een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s op te leggen. Het negeren van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.2.4.2).

Op theoretische gronden bestaat er een *correlatie* tussen de saturatiegraad S_w [-] zoals beschouwd in §14.4.3.5.1 en de hydraulische geleidbaarheid K [m/s] van cementgebonden materialen, die

- niet beschouwd wordt voor de *modules en monolieten*, omdat er geen waterstroming wordt ondersteld in de matrix van monolieten en modulebasis (hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s);
- niet langer relevant is voor de *structurele topplaat en afschermingsplaten*, gelet op hun conceptualisering als een laag die de herverdeling van water faciliteert (§14.4.3.5.2.1);
- beschouwd wordt voor de *scheuren en de tussenruimten tussen de monolietstapels*: in niet-gesatureerde omstandigheden, die te allen tijde zullen heersen in deze elementen (§14.4.3.5.1.2), worden hydraulische geleidbaarheid en saturatiegraad bepaald door de drukverdeling in het systeem en dus de waterretentiecurve die wordt beschouwd voor deze componenten. De correlatie is echter niet relevant, daar de waarden artificieel werden gekozen om de doorstroming te garanderen volgens de beschouwde transmissiviteitsverhouding. De scheuropening en de breedte van de tussenruimten werd zodanig gekozen dat saturatie niet kan optreden; bovendien is diffusief transport in deze componenten niet belangrijk. De saturatiegraad heeft dan ook geen invloed op het radionuclidentransport in scheuren en tussenruimten en de waarde van de saturatiegraad wordt de facto niet gebruikt in de berekeningen;
- naar verwachting beperkt is voor de *zandcementophoging*: de (gesatureerde) hydraulische geleidbaarheid ($> 10^{-6}$ m/s als ontwerpvereiste – zie §14.3.6.1.13) is veel groter dan de verwachte waterinsijpeling (maximaal 480 mm/a = $1,52 \times 10^{-8}$ m/s – §14.3.6.1.9 en §14.4.3.7.1), waardoor de zandcementophoging te allen tijde ongesatureerd zal blijven. De correlatie is dan ook niet relevant;
- niet als zodanig beschouwd wordt voor het *opvulmateriaal van de inspectieruimte*, dat een voldoende hoge hydraulische geleidbaarheid dient te hebben om advectiegedomineerd transport toe te laten. In de installatiemodellen wordt een gesatureerde hydraulische geleidbaarheid van 10^{-9} m/s beschouwd bij een saturatiegraad van 1, wat de piekfluxen echter niet significant beïnvloedt.

Voor de zandcementophoging en het opvulmateriaal van de inspectieruimte bestaat er een *correlatie* tussen de porositeit, de bulkdichtheid, de fractie HCP en de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid. Voor het opvulmateriaal van de inspectieruimte wordt de correlatie tussen deze parameters niet beschouwd (waarde van de hydraulische geleidbaarheid beïnvloedt de piekfluxen niet significant).

14.4.3.7.3 Porositeit

De gebruikte waarden voor de porositeit η [-] van de verschillende SSC's van het bergingssysteem worden samengevat en gejustifieerd ten opzichte van de verwachte evolutie in Tabel 14-24 (zie Tabel 14-8 in §14.3.6.1.14 voor de fenomenologische basis en ranges). Verdere details kunnen gevonden worden in §8.4 van [OD-108].

Tabel 14-24: Waarden voor de porositeit η [-] van de verschillende SSC's onder het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Afval (Type I)	0,25	"Educated guess" – porositeit van 20 à 30%. In termen van systeemgedrag komt de porositeit tussen in de retardatiefactor van het afval (Vergelijking 10 in §14.4.3.8.1). De onderstelling van een relatief hoge porositeit η [-] voor het afval in vergelijking met beton en vulmortel van de monoliet leidt tot een voorzichtige schatting van de retardatie (laag) en dus de migratiesnelheid (hoog) in het afval voor radionucliden die aan sorptie onderhevig zijn.
Beton	0,10	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-8); representatief voor de verwachte evolutie. De beperkte vermindering van de porositeit door carbonatatie is niet significant en valt binnen de onzekerheidsrange.
Vulmortel	0,10	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-8); representatief voor de verwachte evolutie. De beperkte vermindering van de porositeit door carbonatatie is niet significant en valt binnen de onzekerheidsrange.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	0,33	Op het ogenblik waarop de installatiemodellen werden geconceptualiseerd, was nog niet geweten met welk materiaal de tussenruimten tussen de monolietstapels zouden worden opgevuld. Daarom werd de porositeit van de zandcementophoging als uitgangspunt gebruikt. Deze waarde vormt een onderschatting van de verwachte porositeit (Tabel 14-8) en is dus niet representatief voor de verwachte evolutie. Omdat in de tussenruimte tussen monolietstapels geen sorptie wordt ondersteld, is de precieze waarde van de porositeit echter niet van belang voor het systeemgedrag (zie ook Tabel 14-17 in §14.3.7.1).
Opvulmateriaal inspectieruimte	0,55	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-8); representatief voor de verwachte evolutie.
Ophoging (zandcement)	0,33	Waarde valt binnen de range beschreven in de fenomenologische basis (Tabel 14-8); representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.7.4 Bulkdichtheid

De gebruikte waarden voor de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] van de verschillende SSC's van het bergingssysteem worden samengevat en gejustifieerd ten opzichte van de verwachte evolutie in Tabel 14-25 (zie Tabel 14-9 in §14.3.6.1.15 voor de fenomenologische basis en ranges). Verdere details kunnen gevonden worden in §9.4 van [OD-108].

Er bestaat een *negatieve correlatie* tussen de porositeit η [-] en de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³]: een vermindering van de vaste fase (en dus hogere porositeit) resulteert in een vermindering van de bulkdichtheid. Deze correlatie

- wordt voor beton, vulmortel en opvulmateriaal van de inspectieruimte impliciet beschouwd doordat de geselecteerde waarden voor η en ρ_b op dezelfde experimenten gestoeld zijn (§8.2 en §9.2 van [OD-108]); en

- wordt voor de zandcementophoging beschouwd via de droge dichtheid die tussenkomt bij de parameterbepaling (§14.3.6.1.14 en §14.3.6.1.15).

Tabel 14-25: Waarden voor de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] van de verschillende SSC's onder het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Afval (Type I)	2 000	<p>Waarde valt binnen de range beschreven in de fenomenologische basis (Tabel 14-9); representatief voor de verwachte evolutie.</p> <p>De gebruikte waarde stemt overeen met een massa van 800 kg per 400-liter vat, wat iets lager dan de "gemiddelde" (BE) waarde voor een referentiegewicht van 900 kg per 400-liter vat (Tabel 14-9).</p> <p>De bulkdichtheid van het afval komt enkel tussen in de bepaling van de retardatiefactor van het afval (Vergelijking 10 in §14.4.3.8.1). De onderstelling van een relatief lage bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] voor het afval leidt tot een voorzichtige schatting van de retardatie (laag) en dus de migratiesnelheid (hoog) in het afval voor radionucliden die aan sortie onderhevig zijn.</p>
Beton	2 313	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-9); representatief voor de verwachte evolutie.
Vulmortel	2 220	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-9); representatief voor de verwachte evolutie.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	1 775	<p>Op het ogenblik waarop de installatiemodellen werden geconceptualiseerd, was nog niet geweten met welk materiaal de tussenruimten tussen de monolietstapels zouden worden opgevuld.</p> <p>Daarom werd de bulkdichtheid van de zandcementophoging als uitgangspunt gebruikt. Deze waarde vormt een overschatting van de verwachte bulkdichtheid (Tabel 14-9) en is dus niet representatief voor de verwachte evolutie.</p> <p>Omdat in de tussenruimte tussen monolietstapels geen sortie wordt ondersteld, is de precieze waarde van de bulkdichtheid echter niet van belang voor het systeemgedrag (zie ook Tabel 14-17 in §14.3.7.1).</p>
Opvulmateriaal inspectieruimte	1 190	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-9); representatief voor de verwachte evolutie.
Ophoging (zandcement)	1 775	Waarde valt binnen de range beschreven in de fenomenologische basis (Tabel 14-9); representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.7.5 Dispersiviteit

De gebruikte waarden voor de dispersiviteit α [m] voor de verschillende SSC's van het bergingssysteem worden samengevat en gejustifieerd ten opzichte van de verwachte evolutie in Tabel 14-26 (zie Tabel 14-10 in §14.3.6.1.16 voor de fenomenologische basis en ranges). Verdere details kunnen gevonden worden in §7.4 van [OD-108].

Bij advectioneel transport komen de dispersiviteit α [m] en de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] samen in de dispersietensor (zie Vergelijking 15 in §14.4.3.8.3.1). Bij het beschrijven van de gevoeligheid ten aanzien van de hydrodynamische dispersie in de zandcementophoging (§14.4.4.7) worden beide dan ook simultaan gevarieerd (\sim positieve correlatie).

Tabel 14-26: Waarden voor de longitudinale dispersiviteit α_L [m] en verhouding tussen transversale en longitudinale dispersiviteit [-] van de verschillende SSC's onder het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Afval (Type I)	<i>niet van toepassing</i>	In de matrix van de monolieten, met inbegrip van de afvalvorm wordt diffusiegecontroleerd transport ondersteld (§14.4.3.5.3). De dispersiviteit is niet relevant onder dergelijke omstandigheden. Het negeren van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.2.4.2).
Beton en vulmortel (matrix)	<i>niet van toepassing</i>	In de cementgebonden matrices van monolieten en modules wordt, conform de verwachte evolutie, diffusiegecontroleerd transport ondersteld (§14.4.3.5.3). De dispersiviteit is niet relevant onder dergelijke omstandigheden.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	0,1	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-10); representatief voor de verwachte evolutie.
Opvulmateriaal inspectieruimte	0,1	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-10); representatief voor de verwachte evolutie. Zie ook §14.4.3.6.2.3.
Ophoging (zandcement)	0,1	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-10); representatief voor de verwachte evolutie.
Verhouding tussen transversale en longitudinale dispersiviteit	0,1	Waarde conform fenomenologische basis (§14.3.6.1.16); representatief voor de verwachte evolutie.

14.4.3.7.6 Poriëndiffusiecoëfficiënt

De poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] is elementafhankelijk. Omwille van het gebrek aan (representatieve) gegevens voor de meeste elementen, wordt de BE diffusiviteit van Cl, waarvoor relatief meer literatuurwaarden beschikbaar zijn, als representatieve waarde genomen voor alle elementen (zie Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17 voor de fenomenologische basis en ranges). De in het basisrekengeval gebruikte waarden voor de verschillende SSC's van het bergingssysteem worden samengevat in Tabel 14-27. Verdere details kunnen gevonden worden in §6.5 van [OD-108].

Er bestaat een *positieve correlatie* tussen de saturatiegraad S_w [-] en de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] (D_p neemt af wanneer S_w afneemt). Deze correlatie wordt uitgedrukt aan de hand van het model van Millington en Quirk [R14-90] en wordt bij de herschaling van de poriëndiffusiecoëfficiënten naar de schaal van het bergingssysteem (Vergelijking 4 in §14.3.6.1.17) toegepast als een correctiefactor voor de saturatiegraad wanneer $S_w \neq 1$.

Tussen de porositeit η [-] en de poriëncoefficiënt D_p [m²/s] bestaat eveneens een *positieve correlatie*,

- waarmee impliciet rekening wordt gehouden voor beton en vulmortel, daar de geselecteerde waarden voor η en D_p op dezelfde experimenten gestoeld zijn (§6.2.4, §8.2.2 en §8.2.3 van [OD-108]); en
- die geëxpliciteerd wordt voor het afval in type I monolieten, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de zandcementophoging door de diffusiviteit D_0 in vrije oplossing als uitgangspunt te gebruiken bij de bepaling van D_p in bijna gesatureerde omstandigheden volgens Vergelijking 5 in §14.3.6.1.17.

Tabel 14-27: Waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m^2/s] van de verschillende ssc's onder het basisrekengeval van het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Afval (Type I)	4×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 6×10^{-10} (saturatiegraad 1)	Gelet op het gebrek aan representatieve data wordt de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing ($2,03 \times 10^{-9} m^2/s$ bij $25^\circ C$ [R14-91]) als basis gebruikt. Deze waarde wordt herschaald (§14.3.6.1.17) met: <ul style="list-style-type: none"> factor 0,59 voor een saturatiegraad van 0,8 [R14-90]; factor 0,47 voor een temperatuur van $10^\circ C$; factor 0,63 voor een porositeit van 0,25 (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3) [R14-90]. In termen van systeemgedrag leidt dit tot een voorzichtige (hoge) schatting van de diffusie van radionucliden uit het afval naar scheuren toe.
Beton	4×10^{-11} (saturatiegraad 0,8) 7×10^{-11} (saturatiegraad 1)	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14); representatief voor de verwachte evolutie voor Cl.
Vulmortel	9×10^{-12} (saturatiegraad 0,8) 2×10^{-11} (saturatiegraad 1)	BE conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14); representatief voor de verwachte evolutie voor Cl.
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	6×10^{-11}	Op het ogenblik waarop de installatiemodellen werden geconceptualiseerd, was nog niet geweten met welk materiaal de tussenruimten tussen de monolietstapels zouden worden opgevuld. Daarom werd de poriëndiffusiecoëfficiënt van de zandcementophoging als uitgangspunt gebruikt. Deze waarde vormt, gelet op de lage saturatiegraad van het grind (§14.4.3.5.1.2) een overschatting en is dus niet representatief voor de verwachte evolutie. In termen van systeemgedrag heeft de diffusiecoëfficiënt van radionucliden in de tussenruimte geen significante invloed gelet op het feit dat het radionuclidentransport er advectiongecontroleerd verloopt. Het effect van dispersiviteit (§14.4.3.7.5) domineert over dat van diffusiviteit in de dispersietensor.
Opvulmateriaal inspectieruimte	5×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 8×10^{-10} (saturatiegraad 1)	Gelet op het gebrek aan representatieve data wordt de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing ($2,03 \times 10^{-9} m^2/s$ bij $25^\circ C$ [R14-91]) als basis gebruikt. Deze waarde wordt herschaald (§14.3.6.1.17) met: <ul style="list-style-type: none"> factor 0,59 voor een saturatiegraad van 0,8 [R14-90]; factor 0,47 voor een temperatuur van $10^\circ C$; factor 0,82 voor een porositeit van 0,55 (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3) [R14-90]. In termen van systeemgedrag zorgt de keuze voor een hoge diffusie van radionucliden in het opvulmateriaal in combinatie met de niet verwachte doorgaande scheur ervoor dat teruggdiffusie optreedt in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.1.3). Ondersteunende berekeningen waarin de rol van het opvulmateriaal meer in lijn met de verwachte evolutie wordt beschouwd (mechanische dispersie), leiden tot vergelijkbare resultaten in termen van de indicator 'piekflux' (§14.4.3.6.2.3). In de EES-conceptualisering zou enig effect van de waarde van de poriëndiffusiecoëfficiënt zich vooral manifesteren op de staart van de uitlogingscurve en niet op de piek. Ook in het geval van een betere benutting van het opvulmateriaal van de inspectieruimte is de invloed op het systeemgedrag beperkt, gezien het radionuclidentransport dan advectiongecontroleerd verloopt in de fase waarin significante concentraties het opvulmateriaal bereiken.

Component	Waarde	Verantwoording
Ophoging (zandcement)	6×10^{-11} (saturatiegraad 0,35)	<p>Gelet op het gebrek aan representatieve data wordt de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing ($2,03 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ bij 25°C [R14-91]) als basis gebruikt. Deze waarde wordt herschaald (§14.3.6.1.17) met:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ factor 0,09 voor een saturatiegraad van 0,35 [R14-90]; ▪ factor 0,47 voor een temperatuur van 10°C; ▪ factor 0,69 voor een porositeit van 0,33 (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3) [R14-90]. <p>In termen van systeemgedrag heeft de diffusie van radionucliden in de zandcementophoging geen significante invloed gelet op het feit dat het radionuclidentransport in de zandcementophoging advectiegedomineerd verloopt in de fase waarin significante concentraties de zandcementophoging bereiken. Het effect van dispersiviteit (zie §14.4.3.7.5) domineert over dat van diffusiviteit in de dispersietensor.</p>
Scheuren	1×10^{-9}	<p>Er wordt aangenomen dat diffusie in de waterfilm op het raakvlak tussen scheuren en matrix niet beïnvloed wordt door de ruwheid van het scheuroppervlak. Daardoor kan een tortuositeit van 1 ondersteld worden, wat overeenkomt met een poriëndiffusiecoëfficiënt representatief voor een vrije oplossing.</p> <p>De gebruikte waarde is gebaseerd op de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing ($2,03 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ bij 25°C [R14-91]) met een correctiefactor van 0,47 voor een temperatuur van 10°C.</p>

De hypothese dat de poriëndiffusiecoëfficiënt van Cl gebruikt wordt voor alle elementen is niet volledig representatief voor andere elementen dan Cl. Gelet op het feit dat de ionisatiepotentiaal van Cl^- de laagste is onder de beschouwde elementen, betekent dit immers ook dat de diffusiviteit van Cl naar verwachting *hoger* zal zijn dan voor de andere elementen: hoe hoger de ionisatiepotentiaal, hoe dikker de hydratatielaag van watermoleculen rond het ion en hoe trager de diffusie [R14-91] (zie ook §6.5.1 van [OD-108]).

De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende parametrisering werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval met de *minimale* poriëndiffusiecoëfficiënten uit de fenomenologische range voor Cl voor beton en vulmortel (§14.4.4.8.1 en §14.4.9.2). Om de invloed van de poriëndiffusiecoëfficiënt in het afval in type I monolieten in kaart te brengen, werd tevens een gevoeligheidsanalyse beschouwd waarin ook de D_p -waarde voor het afval geminimaliseerd werd (§14.4.4.9).

Daarnaast werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse eveneens een EES-rekengeval beschouwd met de *maximale* poriëndiffusiecoëfficiënten uit de fenomenologische range voor Cl voor beton en vulmortel (§14.4.4.8.2 en §14.4.9.2).

14.4.3.7.7 Sorptie

Omdat de radionuclidenconcentraties relatief laag zijn, wordt *lineair reversibele sorptie* (het K_d concept) op cementgebonden SSC's gebruikt in de installatiemodellen. In de scheuren wordt geen sorptie beschouwd (bypass). De distributieverhoudingen R_d [m^3/kg] zoals beschreven in Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18 worden gebruikt om de K_d -waarden te definiëren.

14.4.3.7.7.1 Hypothesen met betrekking tot sorptie

De K_d -waarde van een niet-gecarbonateerde cementgebonden component is afhankelijk van het gebruikte type cement.

In het model worden voor niet-gecarbonateerde cementgebonden barrières sorptiewaarden voor toestand I en II gebruikt. De keuze hangt af van het gebruikte cementtype (zie § 14.3.2.2.5):

- CEM I-gebaseerde materialen (caisson, modulebeton, opvulmateriaal van de inspectieruimte) bevinden zich in toestand I;
- voor CEM III/C-gebaseerde materialen (afval⁷⁷ in vaten, vulmortel van de monoliet, zandcementophoging) zijn de K_d -waarden voor toestand II representatief; hoewel de vulmortel (CEM III/C met toevoeging van *silica fume*) zich in toestand III zal bevinden, aan het begin van de pH-daling (§5.4.1.2.5 [HS-5] en §14.3.6.1.18). Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de potentiële invloed van de chemische toestand van de vulmortel op de (piek)impact beperkt blijft (§ 14.4.4.10.2).

Deze hypothese is representatief voor de verwachte evolutie.

De K_d -waarde van een niet-gecarbonateerde cementgebonden component wordt herschaald met de gewichtsfractie aan uitgeharde cementpasta w_{HCP} [-].

Beton en vulmortel bevatten HCP en kalksteen (calciet). Om de K_d -waarden te kunnen toepassen op de cementgebonden barrières, dienen ze herschaald te worden ten aanzien van de gewichtsfracties HCP en kalksteen.

Gelet op het feit dat de kalksteenaggregaten (calciet) veelal een beperkte bijdrage leveren tot de sorptie van radionucliden op niet-gecarbonateerde componenten, wordt de K_d -waarde voor een niet-gecarbonateerde component (toestand I of II) herschaald op basis van de gewichtsfractie HCP (Tabel 14-29 in §14.4.3.7.7.3), zonder rekening te houden met de bijdrage van calciet. ***Dit leidt tot K_d -waarden voor niet-gecarbonateerde componenten die representatief zijn voor de verwachte evolutie.***

De K_d -waarde van gecarbonateerd beton stemt overeen met toestand IV.

Ten gevolge van carbonatatie vormt zich een dense calcietlaag in de cementfasen; waardoor sorptie op calciet de dominante sorberende fase vormt voor gecarbonateerd beton (§14.3.2.6.3 en §14.3.6.1.18). Voor gecarbonateerd beton worden daarom sorptiewaarden voor toestand IV gebruikt.

Deze hypothese is representatief voor de verwachte evolutie.

Er heersen te allen tijde oxiderende omstandigheden in het bergingssysteem.

De heersende redoxomstandigheden in het bergingssysteem beïnvloeden de sorptie van een aantal elementen (Np, Pa, Pu, Se, Tc en U) op cementgebonden materialen, waarbij de K_d -waarde onder oxiderende omstandigheden veelal lager is dan onder reducerende omstandigheden.

De aanname dat te allen tijde *oxiderende omstandigheden* heersen in het volledige bergingssysteem, is niet volledig representatief voor de verwachte evolutie waarin oxiderende en reducerende omstandigheden heterogeen naast elkaar kunnen bestaan (§14.3.2.1.2). Na degradatie, dus wanneer de

⁷⁷ Toestand II wordt beschouwd omdat een groot deel van het afval in de CILVA-installatie wordt geconditioneerd.

waterstroming en het radionuclidentransport belangrijk worden, wordt een evolutie naar meer oxiderende omstandigheden verwacht (§14.3.2.6.2).

De hypothese dat te allen tijde oxiderende omstandigheden heersen in het bergingssysteem kan in ieder geval als omhullend worden beschouwd in termen van de indicator ‘flux uit het bergingssysteem’.

14.4.3.7.7.2 K_d -waarden

Zoals aangehaald in §14.3.6.1.18 werden de K_d -waarden voor HCP (toestand I en II) en calciet verzameld en beoordeeld door een internationaal panel van deskundigen [OD-038] [OD-107] [OD-270], die voor de verschillende elementen een representatieve range en beste schattingswaarde (BE) waarde hebben bepaald. In het basisrekengeval van het EES worden de BE waarden gebruikt (Tabel 14-28), volgens de hypothesen uit §14.4.3.7.7.1. In de gevallen waar geen BE-waarde voorhanden was (Be, Cs in toestand I, Np(V) en Zr in toestanden I en IV – zie Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18), werd de minimale waarde gebruikt, die in het geval van Be ook niet voorhanden was en daarom werd gelijkgesteld aan nul. **De $K_{d,BE}$ waarden zijn representatief voor de verwachte evolutie.**

De gevoeligheid ten aanzien van de voorliggende parametrisering werd in de kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse nagegaan door middel van een EES-rekengeval met de *minimale* K_d -waarden (zie §14.4.4.10.1 en §14.4.9.2). Er wordt geen rekengeval beschouwd met de maximale waarden van de range, maar deze beschouwing zal impactverlagend werken.

Tabel 14-28: $K_{d,BE}$ waarden [m^3/kg] voor toestand I, II en IV onder het basisrekengeval van het EES. Toestand I is representatief voor CEM I-gebaseerde materialen, toestand II voor CEM III/C-gebaseerde materialen en toestand IV voor gecarbonateerd beton. * Het vrijkomen van ^{41}Ca uit de afvalvorm is oplosbaarheidsgelimiteerd zoals beschreven in §14.4.3.2.1.2 – in de afvalvorm wordt hiervoor de equivalente distributiecöëfficiënt uit Tabel 14-21 toegepast in plaats van de herschaalde K_d -waarde in toestand II.

RN	$K_{d,BE}$ – EES		
	I	II	IV
	[m^3/kg]	[m^3/kg]	[m^3/kg]
Ag	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$
Am	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$
Be	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
C	$2,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$
Ca*	$7,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-2}$
Cl	$2,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-2}$	$0,00 \times 10^0$
Cm	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$
Cs	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$
H	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
I	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-4}$
Mo	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Nb	$5,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-1}$
Ni	$6,50 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-3}$
Np	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$
Pa	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-1}$

RN	$K_{d, BE} - EES$		
	I	II	IV
	[m ³ /kg]	[m ³ /kg]	[m ³ /kg]
Pd	$3,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$	$8,00 \times 10^{-1}$
Pu	$2,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-2}$
Ra	$3,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-3}$
Se	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Sn	$2,00 \times 10^1$	$2,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-3}$
Sr	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$
Tc	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$
Th	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^1$
U	$2,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-2}$
Zr	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-4}$

De K_d -waarden voor HCP [m³/kg] zijn afhankelijk van het type cement van de SSC (§14.4.3.7.7.1) én elementafhankelijk, maar op zich verder niet gecorreleerd met andere parameters. Ook de K_d -waarden voor calciëet [m³/kg] zijn elementafhankelijk, maar evenmin gecorreleerd met andere parameters.

De K_d -waarden voor verschillende elementen kunnen *onderling* wel gecorreleerd zijn (chemische analogie, gelijkaardig gedrag bij variërende heersende omstandigheden). Hiermee wordt impliciet rekening gehouden door in de verschillende rekengevallen de K_d -waarden van alle elementen op de beste schattings- of minimale waarde van de fenomenologische range te zetten.

14.4.3.7.7.3 Fractie HCP

De gewichtsfracties HCP, gebruikt voor de herschaling van de K_d -waarden van toestand I en II voor de betrokken niet-gecarbonateerde cementgebonden barrières (§14.4.3.7.7.1), en hun onderbouwing, worden gegeven in Tabel 14-29. **De fracties zijn representatief voor de verwachte evolutie.**

Tabel 14-29: Gewichtsfractie HCP w_{hcp} [-] van de verschillende SSC's onder het EES.

Component	Waarde	Verantwoording
Beton (module, caisson)	0,19	Minimale gewichtsfractie volgens conformiteitscriterium Mon01 voor de caisson (DR3 'aanwezigheid van chemische retentie' in §7.4.2.1 [HS-7]) – representatief voor de verwachte evolutie. De betonsamenstelling voor caissons voldoet met marge aan dit criterium (§5.3.1.2.10 [HS-5]). Voor het beton van de modules wordt dezelfde waarde gehanteerd gelet op de gelijkaardige betonsamenstellingen (Tabel 5-1 in §5.3 [HS-5]).
Vulmortel	0,29	Minimale gewichtsfractie volgens conformiteitscriterium Mon02 (DR3 'aanwezigheid van chemische retentie' in §7.4.2.1 [HS-7]) – representatief voor de verwachte evolutie. De referentiesamenstelling van de vulmortel voldoet met marge aan dit criterium (§5.4.1.2.6 [HS-5]).
Afvalvorm (Type III)	0,145	Zie §14.4.3.2.1.1.
Afval (Type I)	0,10	Zie §14.4.3.2.1.1. De waarde en het onderstelde homogene gedrag zijn niet volledig representatief voor de verwachte evolutie van alle afval – zie §14.4.3.2.4 voor de invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.

Component	Waarde	Verantwoording
Opvulmateriaal van de inspectieruimte	0,19	Minimale gewichtsfractie volgens conformiteitscriterium Mod01 (DR3 'aanwezigheid van chemische retentie' in §8.5.1.2 en Tabel 8-27 in §8.7 [HS-8]) – representatief voor de verwachte evolutie.
Ophoging (zandcement)	0,05	Minimale gewichtsfractie volgens conformiteitscriterium Fun01 (DR3 'aanwezigheid van chemische retentie' in §8.5.4.2 en Tabel 8-27 in §8.7 [HS-8]) – representatief voor de verwachte evolutie.

De fractie uitgeharte cementpasta w_{hcp} [-] is afhankelijk van de materiaalsamenstelling van de SSC en als zodanig gecorreleerd met de materiaalparameters porositeit η [-], bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] en poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s]. Voor beton en vulmortel wordt hier impliciet rekening mee gehouden doordat de waarden van deze parameters alle representatief zijn voor de referentiesamenstellingen.

14.4.3.8 Wiskundige beschrijving

De wiskundige beschrijving van de installatiemodellen wordt uiteengezet in §3.4 en §3.5 van [OD-269]. Hier wordt een overzicht gegeven van de sturende vergelijkingen.

14.4.3.8.1 Initiële concentratie

De initiële concentratie C_i [mol/m³] in de afvalvorm wordt bepaald als

$$C_i = \frac{M_i}{\theta \times R \times V_e} \quad \text{Vergelijking 9}$$

met

- M_i = de initiële hoeveelheid van radionuclide i [mol];
- θ = de effectieve porositeit (i.e. porositeit η [-] \times saturatiegraad [-]) [-];
- R = de retardatiefactor [-] (Vergelijking 10);
- V_e = het effectieve volume van de gemodelleerde afvalzone [m³] – zie §3.9.1 van [OD-269].

De concentraties kunnen in termen van initiële *activiteit* worden beschreven door de concentratie in mol te vermenigvuldigen met de molaire activiteit van de betrokken radionucliden [Bq/mol].

De *retardatiefactor* R [-] beschrijft hoe sorptie de snelheid van de opgeloste stof vertraagt ten opzichte van de gemiddelde snelheid van de vloeistof; en staat in relatie tot de distributiecoëfficiënt $K_{d,i}$ [m³/kg] volgens

$$R = 1 + \frac{\rho_b \times w_{HCP} \times K_{d,i}}{\theta} \quad \text{Vergelijking 10}$$

met

- ρ_b = de bulkdichtheid [kg/m³]; en
- w_{HCP} = de fractie uitgeharte cementpasta [-].

Het oplosbaarheidsgelimiteerde vrijkomen van ⁴¹Ca wordt geconceptualiseerd door middel van de equivalente distributiecoëfficiënt, zoals beschreven in Tabel 14-21 – deze vervangt de termen $w_{hcp} \times K_{d,i}$ in Vergelijking 10.

14.4.3.8.2 Periode vóór degradatie

Het radionuclidentransport in de monolieten wordt beschreven als

$$\frac{\partial \theta c_{ri}}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b K_{d,ri} c_{ri}}{\partial t} + \nabla \cdot [-\theta D_{Li} \nabla c_{ri}] = R_{Lri} + R_{Pri} \quad \text{Vergelijking 11}$$

$$\frac{\partial \theta c_{ri}}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b K_{d,ri} c_{ri}}{\partial t} = R_{Lri} + R_{Pri} \quad \text{Vergelijking 12}$$

voor respectievelijk type III en type I monolieten, conform de overwegingen in § 14.4.3.2.2. Hierin is

- c_{ri} = de concentratie van radionuclide i in de vloeibare fase [kg/m^3];
- $K_{d,ri}$ = de distributiecoëfficiënt van radionuclide i [m^3/kg], bepaald als de distributiecoëfficiënt $K_{d,i}$ op HCP vermenigvuldigd met de gewichtsfraction HCP;
- ρ_b = de bulkdichtheid [kg/m^3];
- θ = de effectieve porositeit [-] zoals gedefinieerd in Vergelijking 9;
- D_{Li} = de poriëndiffusiecoëfficiënt [m^2/s].

R_{Lri} en R_{Pri} beschrijven de reacties in de vloeibare en vaste fase (verval en ingroei).

Noot: Bij de wiskundige modelimplementatie werd verkeerdelijk de (totale) porositeit η [-] van beton en vulmortel gebruikt in plaats van de *effectieve* porositeit θ [-]. Hierdoor wordt in de wiskundige implementatie de facto te allen tijde een saturatiegraad van één beschouwd. Dit heeft geen significante invloed op de (piek)fluxen ($< 0,1\%$) en dus de impactberekeningen (Appendix B van [OD-269]).

14.4.3.8.3 Periode na degradatie

14.4.3.8.3.1 Waterstroming en radionuclidentransport in de matrix van de cementgebonden SSC's en tussenruimten tussen de monolietstapels

Het waterstromingsveld in de betrokken SSC's (§ 14.4.3.5.2.2) wordt berekend uit de Darcyvergelijking en de continuïteitsvergelijking:

$$S \frac{\partial p}{\partial t} + \nabla \cdot \left[-\frac{K}{\rho_f g} \nabla p \right] = 0 \quad \text{Vergelijking 13}$$

waarin

- S = de storativiteit (hier de samendrukbaarheid van water) [Pa^{-1}];
- K = de hydraulische geleidbaarheid [m/s];
- ρ_f = de dichtheid van water [kg/m^3];
- g = de valversnelling [m/s^2]; en
- p = de druk [Pa].

Wanneer de drukverdeling gekend is, wordt de stroomsnelheid bepaald uit

$$\mathbf{v} = -\frac{K}{\rho_f g} \nabla p \quad \text{Vergelijking 14}$$

De transportvergelijking kan nu algemeen omschreven worden als:

$$\frac{\partial \eta c_{ri}}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b K_{d,ri} c_{ri}}{\partial t} + \nabla \cdot [-\theta D_{Li} \nabla c_{ri} + \mathbf{v} c_{ri}] = R_{Lri} + R_{Pri} + S_{cri} \quad \text{Vergelijking 15}$$

De belangrijkste verschillen met Vergelijking 11 (type III monolieten in de periode voor degradatie) zijn dat

- nu ook een advectionsterm tussenkomt voor de betrokken SSC's (tussenruimten tussen de monolietstapels, opvulmateriaal inspectieruimte en zandcementophoging);
- de term D_{Li} [m²/s] nu de *hydrodynamische dispersietensor* voorstelt en zowel de poriëndiffusiecoëfficiënt als het product van de dispersiviteit en de stroomsnelheid omvat. Hierdoor wordt de mechanische dispersie geassocieerd met de waterstroming beschouwd;
- de term S_{cri} de radionucliden vertegenwoordigt die vanuit de vaste fase in de vloeibare fase terechtkomen bij de vorming van de gecarbonateerde laag in de betrokken SSC's.

Noot: Bij de wiskundige modelimplementatie werd de porositeit η [-] van de zandcementophoging verkeerdelijk als *effectieve porositeit* θ [-] aanzien. Hierdoor wordt in de berekeningen een saturatiegraad van één beschouwd⁷⁸ in de zandcementophoging. Dit heeft geen significante invloed op de (piek)fluxen en dus impactberekeningen (Appendix B van [OD-269]).

14.4.3.8.3.2 Waterstroming en radionuclidentransport in de scheuren

Waterstroming en radionuclidentransport in de *scheuren* wordt gedefinieerd door een impliciete formulering: de scheuren vormen een eendimensionale 'rand' in het tweedimensionale domein, die gemodelleerd wordt door tangentiële afgeleiden te beschouwen die de stroming en het transport langs deze randen beschrijven (§3.4.3 van [OD-269]).

De waterstroming wordt berekend uit de tangentiële formulering van de wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking:

$$\rho_f S d_f \frac{\partial p}{\partial t} + \nabla_T \cdot (\rho_f \mathbf{q}_f) = d_f Q_m \quad \text{Vergelijking 16}$$

waarin

- d_f = de scheuropening [m];
- \mathbf{q}_f = de volumetrische stroomsnelheid per eenheidslengte in de scheur [m²/s]; en
- Q_m = de toestroom / afvoer [kg/(s.m³)].

De transportvergelijking wordt geformuleerd als

$$d_f \frac{\partial c_{ri}}{\partial t} = -d_f \mathbf{u}_T \cdot \nabla c_{ri} + \nabla_T \cdot (d_f D_0) \nabla_T c_{ri} + R_{Lri} + R_{Pri} \quad \text{Vergelijking 17}$$

⁷⁸ Het beschouwen van een saturatiegraad van 1 (in plaats van ~ 0,35 – zie §14.4.3.5.1.2) leidt tot een onderschatting van de gemiddelde poriënwatersnelheid (ongeveer 30%) en dus de snelheid van advectief transport, maar ook van de retardatie (concentratie in vloeibare fase zou lager zijn bij een lagere saturatiegraad) en de hydrodynamische dispersie (die tot meer spreiding en lagere piekconcentraties zou leiden). Deze combinatie van effecten leidt ertoe dat er globaal geen significant effect is op de impactberekeningen.

waarin D_0 de diffusiecoëfficiënt in vrije oplossing voorstelt [m^2/s] en \mathbf{u}_T de tangentiële snelheidsvector, gedefinieerd als:

$$\mathbf{u}_T = -\frac{K_f}{\rho_f g} \nabla_T p. \quad \text{Vergelijking 18}$$

14.4.3.8.3.3 Spreiding van degradatie in de tijd

De spreiding van de degradatie over vijf gelijke stappen (§14.4.3.6.4) wordt wiskundig geabstraheerd tot een convolutie, die via post-processing van de resultaten voor degradatie vanaf respectievelijk 650 a en 1 000 a wordt geïmplementeerd, rekening houdend met verval en ingroei (§3 van Annex 1 van [OD-269]).

Noot: De spreiding van de degradatie over vijf gelijke stappen resulteert in enigszins ‘oscillerende’ fluxcurves, met name voor mobiele radionucliden [OD-269]. Omdat het aantal degradatiestappen en de tijdsintervallen arbitrair werden vastgelegd, worden de hieruit afgeleide impactcurves in dit veiligheidsrapport voorgesteld⁷⁹ zonder deze oscillaties, waarbij de piekwaarden gerespecteerd worden.

14.4.3.9 Computercode

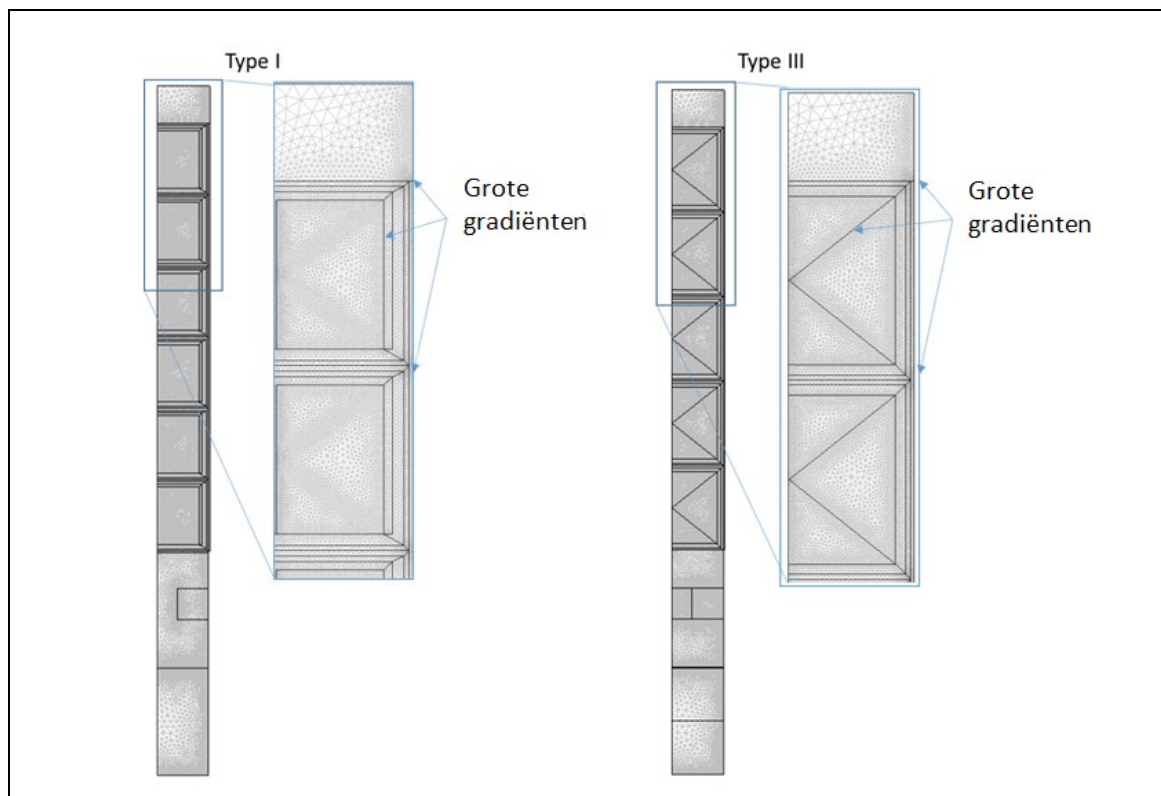
De installatiemodellen werden op het SCK•CEN geïmplementeerd in de COMSOL Multiphysics code (versie 3.5) [R14-108] [R14-109]. De partiële differentiaalvergelijkingen worden numeriek opgelost door middel van de vaak beproefde *eindige elementen methode*. Voor de matrix-inversie om de numerieke oplossing te bekomen wordt gebruik gemaakt van de een directe methode, geïmplementeerd in de UMFPAK-solver.

Bij de modelimplementatie werd aandacht besteed aan de opbouw van het *numerieke grid*. Figuur 14-50 toont het numerieke grid gebruikt in de simulaties. In het model voor type I monolieten bestaat het grid uit 138 000 triangulaire elementen, in het model voor type III monolieten zijn dit 106 000 triangulaire elementen. De opbouw van het numerieke grid – met verfijningen op de meest kritieke plaatsen – en de rationale achter bepaalde keuzes wordt beschreven in §2.2 van Annex 1 van [OD-269]. Ook wordt hierbij aangetoond dat het gebruikte grid een voldoende accurate oplossing geeft die niet meer significant verandert wanneer fijnere instellingen gebruikt worden.

De noodzaak tot *verificatie* van het wiskundige basismodel dat de waterstroming en het massatransport beschrijft wordt door het gebruik van bestaande vergelijkingen in COMSOL Multiphysics aanzienlijk verminderd. Een bijkomende controle op de code en implementatie van het model is vervat in de berekening van massabalansen (§1.4.2 van Annex 1 van [OD-269]).

De ingebouwde COMSOL-functie *flc2hs* verzekert een overgang met constante afgeleiden tussen waarden voor het ‘uitsmeren’ van initiële radionuclidenconcentraties om de stabiliteit van het model en een nauwkeurig behoud van massa te garanderen (§3.9.1 van [OD-269]).

⁷⁹ Merk op dat de massabalansen niet gerespecteerd wordt in deze visueel vereenvoudigd voorgestelde curves.



Figuur 14-50: Numeriek grid van eindige elementen gebruikt in de simulaties.

De absolute en relatieve toleranties, die bij iedere tijdstap gebruikt worden als *convergentiecriteria*, worden ingesteld op respectievelijk 10^{-1} en 10^{-2} . Het excellente tijdsintegratie-algoritme van COMSOL 3.5 past de gebruikte *tijdstap* ad hoc aan om steeds aan deze criteria te voldoen. De gebruiker heeft hier geen invloed op, wat de betrouwbaarheid van de oplossing ten goede komt (afwezigheid van bias). Om de transiënten van de doorbraakcurves echter nauwkeurig te vatten, worden door de modelleerders wel *extra cruciale tijdstappen opgelegd* rond de verwachte doorbraak / piek. Het algoritme wordt hierbij gedwongen om ook op deze tijdstappen de numerieke oplossing te berekenen.

In §14.20.1 en §14.20.2 van Bijlage 14-2 wordt een overzicht gegeven van de toegepaste QA en QVV voor de (implementatie van de) installatiemodellen.

14.4.4 Behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie

Tabel 14-30 geeft een overzicht van de manier waarop de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie, zoals beschouwd in Tabel 14-17 in §14.3.7.1, behandeld worden in het EES. De via *gevoeligheidsanalyse* (kwantitatieve evaluatie of ondersteunende berekening) beschouwde onzekerheden worden vervolgens verder toegelicht. De kwantitatieve *onzekerheidsanalyse* is het voorwerp van §14.4.9.2.

Tabel 14-30: Behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de verwachte evolutie van het bergingssysteem in het EES. Elementen die aan bod komen in de gevoeligheidsanalyse staan op een lichtgele achtergrond.

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de behandeling in het EES	Type behandeling
Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar (§14.3.6.1.1) – volgorde van degradatie	<p>Mogelijke/extreme evolutionaire paden worden geabstraheerd door de aannames dat</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ gestileerde netwerken van doorgaande scheuren aanwezig zijn vanaf de start van de degradatie (§14.4.3.6.2.2); en ▪ ook de ondoorlatende topplaat vanaf dit ogenblik aan degradatie onderhevig is (toename van de waterinsijpeling – §14.4.3.6.3). <p>Gelet op de onzekerheden met betrekking tot de opeenvolging van processen en de degradatiesnelheid, is deze hypothese omhullend voor de fenomenologisch verwachte evolutie (§14.4.3.6.2.2).</p>	Conservatief / omhullend
Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar (§14.3.6.1.1) – tijdstip van scheurvorming in de monolieten	<p><u>Basisrekengeval</u>: scheuren in de monolieten aanwezig vanaf de start van de degradatie (§14.4.3.6.2.2).</p> <p><u>Alternatieve conceptualisering</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: scheuren in de monolieten treden pas op wanneer de waterinsijpeling maximaal is (zie §14.4.4.1 en §14.4.9.2).</p>	Kwantitatief: Conceptueel
Onzekerheid over hoe snel de beperking van de waterinsijpeling in de modules verdwijnt na de start van de degradatie van het bergingssysteem (§14.3.6.1.2)	<p><u>Basisrekengeval</u>: lineaire toename van de waterinsijpeling over een periode van 350 jaar (§14.4.3.6.3.1).</p> <p><u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: lineaire toename van de waterinsijpeling over een periode van 100 jaar (zie §14.4.4.2 en §14.4.9.2).</p>	Kwantitatief: Parametervariatie
Onzekerheid op de spreiding in de tijd van de degradatie van modules en monolieten (§14.3.6.1.3)	<p>Degradatie in vijf gelijke stappen, gespreid over 300 jaar (§14.4.3.6.4), gegeven het feit dat de monolieten en modules niet in een kortere tijdsperiode dan enkele honderden jaren in hun totaliteit gedegradeerd zullen zijn.</p> <p>Een bovengrens van de degradatieduur is niet gekend, maar een langere degradatieduur zal</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ voor weinig gesorbeerde nucliden leiden tot een meer in de tijd gespreide en mogelijk lagere impact; ▪ voor goed gesorbeerde nucliden, waarvoor de spreiding van vrijkomen al meer dan enkele honderden jaren bedraagt, weinig effect hebben. 	Gestileerd

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de behandeling in het EES	Type behandeling
Onzekerheid op het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.6.1.4)	<p><u>Basisrekengeval</u>: Eerste stap van de degradatie (§14.4.3.6.4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ vanaf 1 000 jaar in de algemeen verwachte evolutie ▪ vanaf 650 jaar bij afwijkingen van de beoogde performantie en dit voor een kwart van de modules. <p><u>Gevoeligheid</u>: Hoewel het niet beschouwen van een gedeeltelijke vroegtijdige degradatie aanleiding geeft tot een beperkte verhoging van de piekfluxen van mobiele radionucliden, is dit voor matig en goed gesorbeerde radionucliden niet het geval: over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar is hun (piek)flux enigszins lager doordat alle activiteit uitgesteld vrijkomt (§14.4.4.3).</p>	Gestileerd
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – monolieten	<p><u>Basisrekengeval</u>: gestileerd netwerk (§14.4.3.6.2.3).</p> <p><u>Alternatieve conceptualisering</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: diagonale scheuren dwars door de monolieten (§14.4.4.4 en §14.4.9.2).</p>	Kwantitatief: Conceptueel
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – Modulebasis	Gestileerd netwerk met één doorgaande scheur (§14.4.3.6.2.3).	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – Opvulmateriaal inspectieruimte	<p>Gestileerd: doorgaande scheur.</p> <p>Terugdiffusie vanuit de scheur (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3).</p>	Gestileerd
Onzekerheid op de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie (§14.3.6.1.6)	<p><u>Basisrekengeval</u>: transmissiviteitsverhouding 25 : 1 (§14.4.3.5.2.1).</p> <p><u>Gevoeligheid</u>: Een ondersteunende berekening geeft aan dat de berekende piekfluxen dalen bij een hogere transmissiviteitsverhouding dan de redelijke ondergrens van 25 : 1 (§14.4.4.5).</p>	Conservatief
Onzekerheid op de redoxomstandigheden (§14.3.6.1.7)	Te allen tijde oxiderende omstandigheden in het volledige bergingssysteem; omhullend in termen van sorptie van redoxgevoelige elementen (§14.4.3.7.7.1).	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in begroeiing (§14.3.6.1.9)	<p>Waarde voor heidebegroeiing onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario is (§14.4.3.7.1)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ conservatief ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden; ▪ omhullend in termen van lokale erosie en aanwezigheid van schrale begroeiing. 	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet (§14.3.6.1.10)	<p><u>Basisrekengeval</u>: activiteit kan pas vrijkomen uit primaire colli na scheurvorming (§14.4.3.2.2.1).</p> <p><u>Gevoeligheid</u>: Een ondersteunende berekening geeft aan dat wanneer diffusie uit het afval in geïsoleerde gevallen vanaf het begin optreedt, de piekflux niet significant wordt beïnvloed (§14.4.4.6).</p>	Gestileerd
Onzekerheid op de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval (§14.3.6.1.11)	Ogenblikkelijke uitloging is op zich omhullend voor de onzekerheden rond de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval (§14.4.3.2.3).	Conservatief / omhullend

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de behandeling in het EES	Type behandeling
Onzekerheid op de grootte van spleten en holtes (§14.3.6.1.12) – openingen/holtes binnen de colli en monolieten	Openingen/holtes binnen de monoliet worden niet beschouwd (§14.4.3.1.3.1).	Gestileerd
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van monoliet en module	De precieze waarde van de hydraulische geleidbaarheid in de matrix van het beton en de vulmortel speelt geen rol omdat het radionuclidentransport diffusiegecontroleerd verloopt (§14.4.3.5.3). Dit wordt geconceptualiseerd door een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s te onderstellen (§14.4.3.7.2).	Gestileerd
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	Hydraulische geleidbaarheid van $\sim 10^5$ m/s (§14.4.3.7.2; niet-gesatureerde omstandigheden (§14.4.3.5.1.2)). Bij hydraulische geleidbaarheden van deze grootteorde heeft de precieze waarde geen invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.	Gestileerd
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	In het model wordt een niet-representatieve waarde van 10^9 m/s gehanteerd (§14.4.3.7.2). Gelet op de beperkte advectie die in het model voorkomt voor deze component, speelt de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid geen significante rol in het model (zie ook §14.4.3.6.2.3).	Gestileerd
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van afval (Type I)	Radionuclidentransport in afval verloopt diffusiegecontroleerd (§14.4.3.5.3), geconceptualiseerd door een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s (§14.4.3.7.2). Het al dan niet beschouwen van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval leidt tot een vergelijkbaar vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.4.2).	Gestileerd
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van zandcement in de ophoging en in de inspectiegalerij	Hydraulische geleidbaarheid van 6×10^6 m/s (§14.4.3.7.2; niet-gesatureerde omstandigheden (§14.4.3.5.1.2)). Bij hydraulische geleidbaarheden van deze grootteorde heeft de precieze waarde geen invloed op het gemodelleerde systeemgedrag.	Gestileerd
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) van afval (Type I)	Hoge porositeit van 0,25 is voorzichtig in termen van retardatie en dus migratiesnelheid van radionucliden (§14.4.3.7.3).	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van afval (Type I)	Relatief lage bulkdichtheid van 2 000 kg/m ³ is voorzichtig in termen van retardatie en dus migratiesnelheid van radionucliden (§14.4.3.7.4).	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van afval (Type I)	Radionuclidentransport in afval verloopt diffusiegecontroleerd (§14.4.3.5.3), waardoor de dispersiviteit niet tussenkomt. Het al dan niet beschouwen van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval leidt tot een vergelijkbaar vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.4.2).	Gestileerd

Onzekerheden op het bergingsysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de behandeling in het EES	Type behandeling
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	<p>Longitudinale dispersiviteit van 0,1 m (§14.4.3.7.5). Gelet op de beperkte advectie die in het model voorkomt voor deze component, speelt de dispersiviteit geen significante rol in het model. Terugdiffusie vanuit de scheur (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3).</p>	Gestileerd
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van zandcement	<p><u>Basisrekengeval</u>: longitudinale dispersiviteit van 0,1 m (§14.4.3.7.5). <u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: 10 keer lagere dispersiviteit en poriëndiffusiecoëfficiënt in de zandcementophoging (zie §14.4.4.7 en §14.4.9.2), wat aanleiding kan geven tot minder dispersie in de zandcementophoging en dus een minder goede invulling van haar R4b-functie.</p>	Kwantitatief: Parametervariatie
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van beton en vulmortel	<p><u>Basisrekengeval</u>: BE-waarden van de poriëndiffusiecoëfficiënt voor CI (§14.4.3.7.6) <u>Parametervariaties</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ minimale poriëndiffusiecoëfficiënten voor CI: kan leiden tot tragere migratie naar vulmortel/caisson in type I monolieten, ten voordele van scheuren; maar tragere migratie naar scheuren in type III monolieten (zie §14.4.4.8.1 en §14.4.9.2); ▪ maximale poriëndiffusiecoëfficiënten voor CI: kan leiden tot snellere migratie naar scheuren in type III monolieten en snellere/meer migratie naar vulmortel/caisson in type I monolieten, ten nadele van scheuren (zie §14.4.4.8.2 en §14.4.9.2). 	Kwantitatief: Parametervariatie
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van afval (Type I)	<p><u>Basisrekengeval</u>: inherent maximale D_p van $6 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ bij een saturatiegraad van 1, gebaseerd op de diffusiviteit van CI in vrije oplossing (§14.4.3.7.6). <u>Gevoeligheid</u>: Een ondersteunende berekening geeft aan dat de piekfluxen met lage poriëndiffusiecoëfficiënt in het afval, gelijk aan de minimale poriëndiffusiecoëfficiënt voor vulmortel, ongeveer een grootteorde lager liggen (§14.4.4.9).</p>	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	<p>Poriëndiffusiecoëfficiënt van $8 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ bij een saturatiegraad van 1, gebaseerd op de diffusiviteit van CI in vrije oplossing (§14.4.3.7.6). Terugdiffusie vanuit de scheur (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3).</p>	Gestileerd

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de behandeling in het EES	Type behandeling
Onzekerheid op de sorptie binnen het bergingssysteem (§14.3.6.1.18)	<p><u>Basisrekengeval</u>: BE waarden voor sorptie van radionucliden in oxiderende omstandigheden in toestand I (caisson, modulebeton, opvulmateriaal inspectieruimte), II (vulmortel, afval in vaten, zandcementophoging) en IV (gecarbonateerd beton) (§14.4.3.7.7.1 en §14.4.3.7.7.2).</p> <p><u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: minimale sorptiewaarden voor toestand I, II en IV voor alle cementgebonden ssc's, wat leidt tot versneld diffusiegecontroleerd transport van radionucliden naar de scheuren in de monolieten en versneld advectiegecontroleerd transport in de zandcementophoging (zie §14.4.4.10.1 en §14.4.9.2).</p> <p><u>Gevoeligheid</u>: Een ondersteunende berekening geeft aan dat het effect op de piekimpact bij gebruik van sorptiewaarden voor toestand III in de vulmortel beperkt blijft (§14.4.4.10.2).</p>	<p>Gestileerd (chemische toestand vulmortel)</p> <p>Kwantitatief (K_d-waarden): Parametervariatie</p>
Onzekerheid op de oplosbaarheid van Ca in afval (§14.3.6.1.19)	<p><u>Basisrekengeval</u>: BE waarde voor oplosbaarheid van Ca in toestand II als basis voor de bepaling van een equivalente distributiecoëfficiënt in de afvalvorm (§14.4.3.2.1.2).</p> <p><u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse: maximale oplosbaarheid van Ca, wat leidt tot een lagere equivalente distributiecoëfficiënt en een hoger potentieel voor transport naar de scheuren (zie §14.4.4.10.1 en §14.4.9.2).</p>	<p>Kwantitatief: Parametervariatie (in combinatie met sorptie)</p>

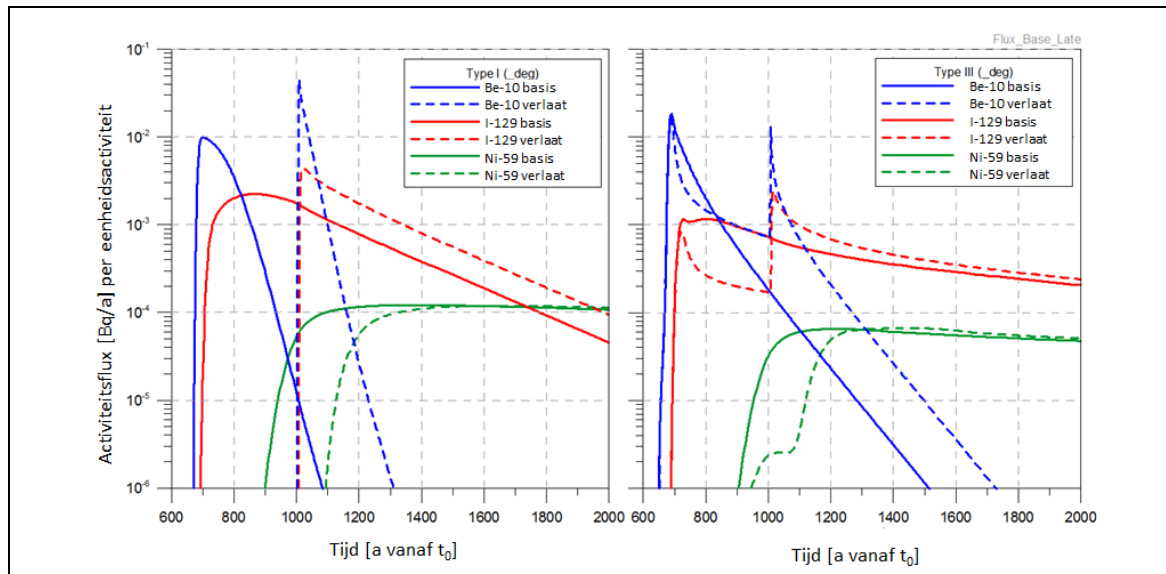
14.4.4.1 Tijdstip van scheurvorming in de monolieten

Om de gevoeligheid met betrekking tot het tijdstip van scheurvorming in de monolieten na te gaan, werd een rekengeval beschouwd waarin scheurvorming in de monolieten zich pas voordoet eens de waterinsijpeling maximaal is, i.e. 350 jaar na de start van de degradatie (§14.4.3.6.3). Hierbij werd voor type I monolieten de representatieve hypothese aangehouden dat de activiteit pas na scheurvorming kan vrijkomen uit de primaire colli (§14.4.3.2.2.1). De fluxen voor enkele karakteristieke radionucliden worden getoond in Figuur 14-51.

14.4.4.1.1 Type I monolieten

Voor type I monolieten (linkerhelft van Figuur 14-51) zien we voor mobiele radionucliden (^{10}Be , ^{129}I) een vrij significante *verhoging*, alsook een *vernauwing* van de piekfluxen in het geval van verlate scheurvorming. Bovendien verschuiven de fluxen, die gegeven de hypothesen pas optreden na scheurvorming, ongeveer 350 jaar in de tijd. Deze effecten zijn toe te schrijven aan het feit dat de waterflux al maximaal is op het ogenblik waarop de scheuren gevormd worden. Hierdoor is de concentratiegradiënt vlak bij deze scheuren scherper en komen mobiele radionucliden snel in deze scheuren terecht.

De tijd die beter gesorbeerde radionucliden (zoals ^{59}Ni) nodig hebben om naar de scheuren te diffunderen is voldoende lang, zodat de (piek)flux – op een tijdsverschuiving na – niet significant beïnvloed wordt door het precieze tijdstip van optreden van de scheuren (groene curves in Figuur 14-51).



Figuur 14-51: Effect van verlate scheurvorming in monolieten: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem voor type I (links) en type III monolieten (rechts) onder het basisrekengeval (volle lijn) en het rekengeval met verlate scheurvorming (onderbroken lijn). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

14.4.4.1.2 Type III monolieten

Bij type III monolieten (rechterhelft van Figuur 14-51) vertoont de flux uit het bergingssysteem bij verlate scheurvorming in de monolieten een *tweeledig* karakter voor niet of weinig gesorbeerde radionucliden (^{10}Be , ^{129}I).

- Een (significant) deel van de activiteit kon al uit de monoliet diffunderen in de richting van de tussenruimte tussen de monolietstapels vóór de start van de waterinsijpeling: deze fractie wordt door advectief transport (tussenruimte tussen de monolietstapels, scheuren in de modulebasis en zandcementophoging) vrij snel geëvacueerd wanneer de waterinsijpeling toeneemt (eerste piek).
- De tweede piek is dan het gevolg van de scheurvorming in de monolieten en advectief transport doorheen de scheuren.

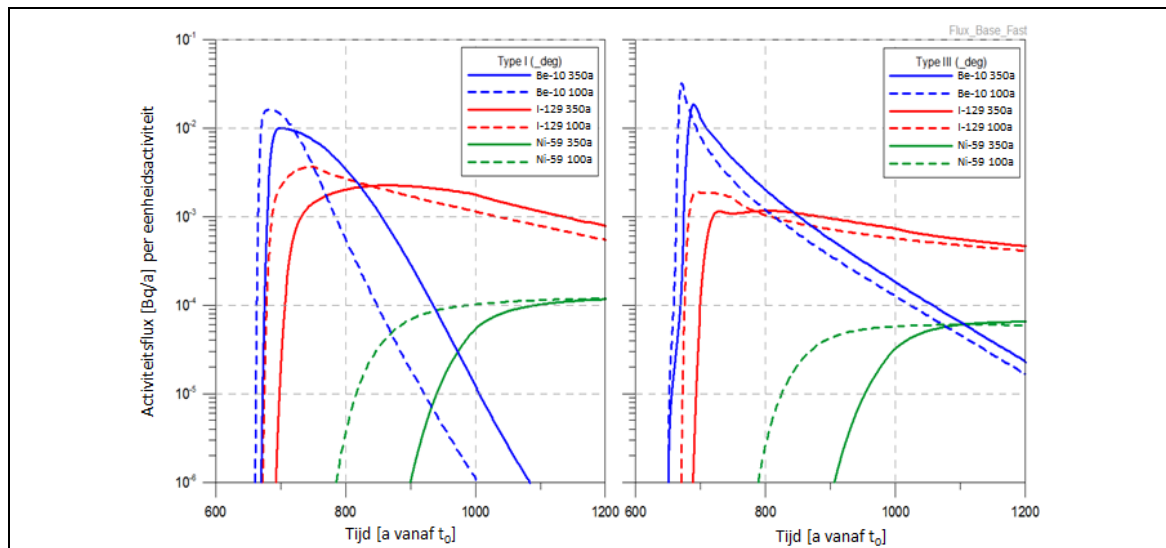
In het basisrekengeval treden deze fenomenen quasi gelijktijdig op.

Hoewel verlate scheurvorming voor mobiele radionucliden aanleiding geeft tot scherpere en mogelijk hogere (^{129}I) pieken, is dit veel minder het geval voor beter gesorbeerde radionucliden waarvoor de magnitude van de piek niet significant verandert. De eerste piek door diffusiegecontroleerd transport uit de monolieten blijft laag, omdat zij veel trager diffunderen in de richting van de tussenruimte tussen monolietstapels. Beter gesorbeerde radionucliden (zoals ^{59}Ni) zijn onderhevig aan een *tijdsverschuiving* van de (piek)fluxen door advectiegecontroleerd transport.

14.4.4.2 Snelheid waarmee de beperking van de waterinsijpeling verdwijnt na de start van de degradatie

Om de gevoeligheid met betrekking tot de snelheid waarmee de beperking van de waterinsijpeling verdwijnt na te gaan, werd een rekengeval beschouwd waarin de waterinsijpeling sneller (maar nog steeds lineair) toeneemt over een periode van 100 jaar, in plaats van over 350 jaar in het basisrekengeval (§14.4.3.6.3). De fluxen voor enkele karakteristieke radionucliden worden getoond in Figuur 14-52.

Voor *mobiele* radionucliden leidt een snellere toename van de waterinsijpeling tot een verhoging en vernauwing van de piekfluxen, die ook eerder optreden. Ook voor *beter gesorbeerde* radionucliden treedt de piek eerder op, maar er is geen effect in termen op de magnitude ervan: het vrijkomen van dergelijke radionucliden wordt sterk bepaald door de trage sorptie- en diffusiegecontroleerde migratie naar de netwerken van doorgaande scheuren, waardoor het eerder optreden van de maximale waterinsijpeling minder invloed heeft.



Figuur 14-52: Effect van snellere toename van de waterinsijpeling: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle lijn) en het rekengeval met snellere toename van de waterinsijpeling (onderbroken lijn). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

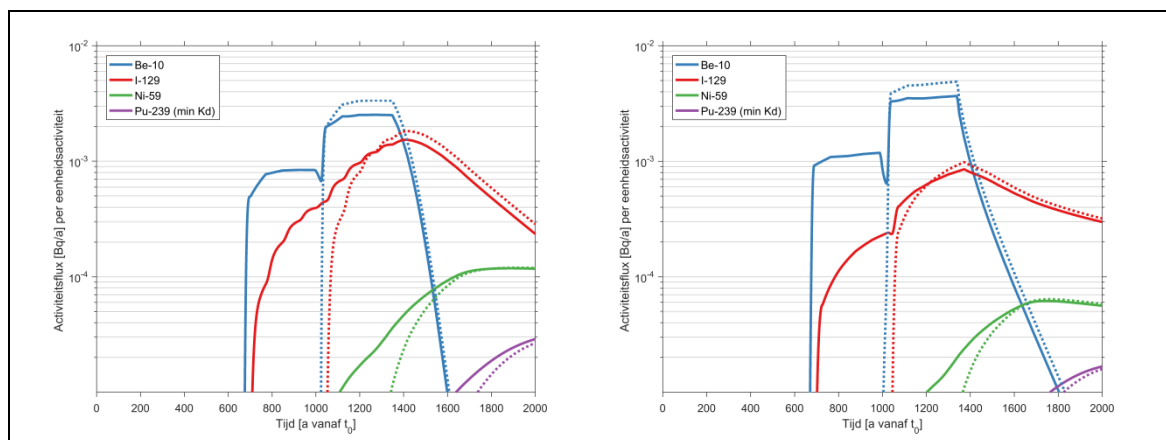
14.4.4.3 Starttijdstip en omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie

Om de gevoeligheid met betrekking tot het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie na te gaan, wordt de vergelijking gemaakt tussen

- het *basisrekengeval* waarin 25% van de modules onderhevig is aan lokale afwijkingen, met degradatie vanaf 650 jaar; en
- een rekengeval waarin alle modules evolueren volgens de *algemeen* verwachte evolutie, met degradatie vanaf 1 000 jaar.

Figuur 14-53 toont een vergelijking van de fluxen voor enkele karakteristieke radionucliden. Het effect is significanter voor niet of weinig gesorbeerde radionucliden dan voor matig en goed gesorbeerde radionucliden (zie ook Tabel 14-31):

- voor mobiele radionucliden (^{10}Be , ^{129}I) zou de piekflux verhogen door het niet-beschouwen van lokale afwijkingen van de beoogde performantie (minder spreiding van de uitlogging in de tijd);
- voor matig gesorbeerde radionucliden (^{59}Ni) is het effect klein;
- voor goed gesorbeerde radionucliden (^{239}Pu , hier met minimale $K_{d,\text{Pu}}$) is de maximale flux over de relevante tijdschalen lager, door een uitstel van de start van het vrijkomen van deze radionucliden.



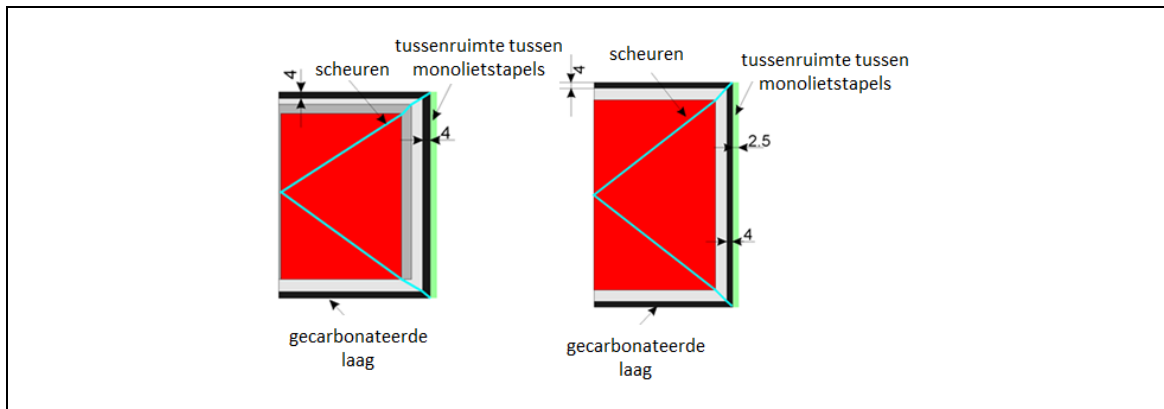
Figuur 14-53: Effect van omvang vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle lijn) en een rekengeval waarin alle modules volgens de algemeen verwachte evolutie evolueren (geen afwijkingen van de beoogde performantie; stippenlijn) voor type I monolieten (links) en type III monolieten (rechts). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie in vijf stappen (mét fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.3 en §14.4.3.8.3.3).

Tabel 14-31: Relatieve wijziging van de maximale flux over tijdschalen tot 2 000 jaar indien alle modules evolueren volgens de algemeen verwachte evolutie, met degradatie vanaf 1 000 jaar. (*) Invloed ten opzichte van EES-rekengeval met minimale $K_{d,\text{Pu}}$.

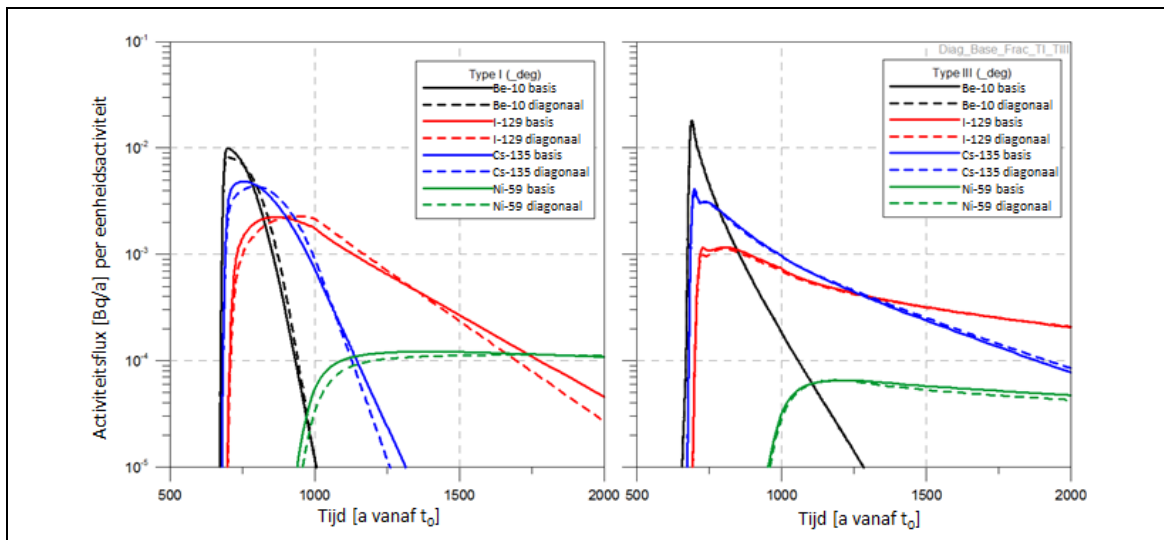
Radionuclide		% wijziging van piekflux ten opzichte van EES	
		Type I	Type III
^{10}Be	Niet gesorbeerd	33,2%	32,9%
^{129}I	Weinig gesorbeerd	19,0%	15,3%
^{59}Ni	Matig gesorbeerd	1,1%	3,5%
^{239}Pu (minimale K_d)	Sterk gesorbeerd	-7,6% (*)	-5,0% (*)

14.4.4.4 Configuratie van netwerken van doorgaande scheuren in monolieten

Om de gevoeligheid met betrekking tot de scheurconfiguratie in type I en type III monolieten na te gaan, werd een rekengeval beschouwd met voor beide types monolieten *diagonale scheuren* dwars doorheen het afval, maar geen scheuren op de raakvlakken tussen de samenstellende componenten van de monolieten (Figuur 14-54).



Figuur 14-54: Conceptualisering van een gedegradeerde type I monoliet (links) en type III monoliet (rechts) in de installatiemodellen onder het rekengeval met diagonale scheuren (dimensies in cm). We onderscheiden beton van de caisson (lichtgrijs), vulmortel (donkergrijs), afval (rood) en gecarbonateerd beton (zwart). Het gestileerde scheurnetwerk wordt in lichtblauw aangeduid en staat in verbinding met de tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).



Figuur 14-55: Effect van de scheurconfiguratie in type I (links) en type III (rechts) monolieten: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle lijn) en het rekengeval met diagonale scheuren in de monolieten (onderbroken lijn). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

Figuur 14-55 toont de fluxcurven voor enkele karakteristieke radionucliden. De gevoeligheid is beperkt, al blijkt het basisrekengeval iets hogere piekfluxen te geven, vooral voor mobiele radionucliden in type I monolieten. Dit beperkte verschil kan mede worden toegeschreven aan de transmissiviteitsverhouding van 25 : 1 (§14.4.3.5.2.1), waardoor de waterstroming doorheen de scheuren in beide gevallen beperkt is. Verdere details worden gegeven in §4.2.1.3 van [OD-269].

14.4.4.5 Hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt

Om de gevoeligheid met betrekking tot de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt na te gaan, werd – rekening houdend met de overweging dat de 25 : 1 een redelijke ondergrens vormt voor de transmissiviteitsverhouding (§14.3.6.1.6) – een ondersteunende berekening beschouwd met een *hogere* transmissiviteitsverhouding van 35 : 1.

Uit de resultaten in Tabel 14-32 komt duidelijk naar voren dat de beschouwing van een transmissiviteitsverhouding van 25 : 1, wat een redelijke ondergrens vormt, conservatief is. Voor matig en goed gesorbeerde radionucliden is het effect op de berekende piekflux groter dan voor mobiele radionucliden.

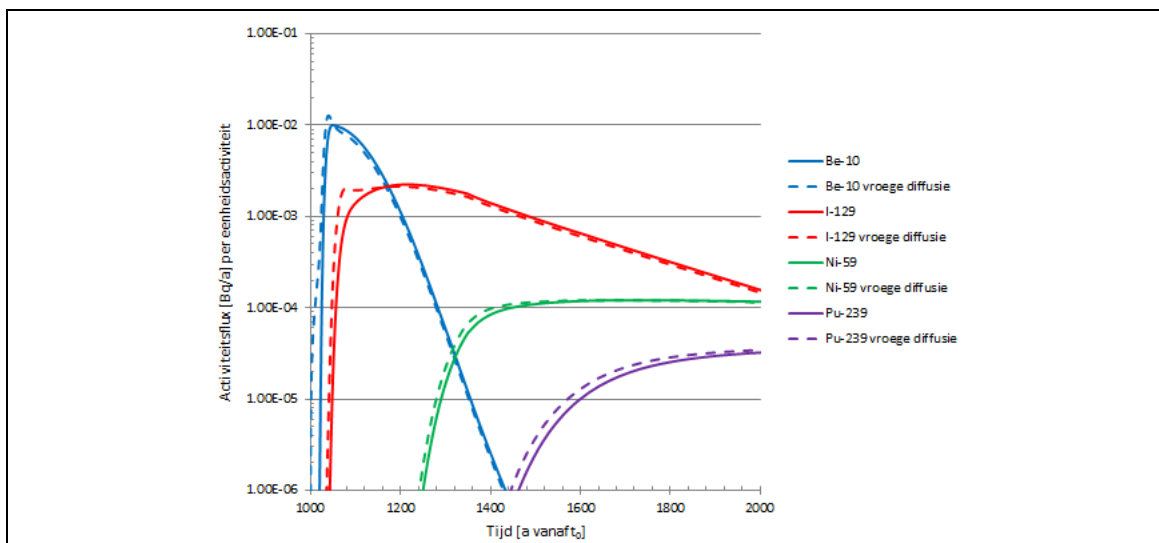
Tabel 14-32: Relatieve wijziging van de maximale flux over tijdschalen tot 2 000 jaar bij degradatie vanaf 650 jaar in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3) bij een hogere transmissiviteitsverhouding van 35 : 1. (*) Invloed ten opzichte van EES-rekengeval met minimale $K_{d,Pu}$.

Radionuclide		% wijziging van piekflux ten opzichte van EES	
		Type I	Type III
¹⁰ Be	Niet gesorbeerd	-10,7%	-2,6%
¹²⁹ I	Weinig gesorbeerd	-12,5%	-11,1%
⁵⁹ Ni	Matig gesorbeerd	-24,2%	-23,1%
²³⁹ Pu (minimale K_d)	Sterk gesorbeerd	-28,2% (*)	-25,7% (*)

14.4.4.6 Insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet

Om de gevoeligheid met betrekking tot de insluiting tijdens fase III en IV binnen colli GA in type I (of II) monolieten na te gaan, meer specifiek in het licht van de geïsoleerde gevallen waarbij de *insluitingscapaciteit van de colli aangetast* zou zijn (§14.3.6.1.10), werd een ondersteunende berekening beschouwd waarin diffusie vanuit het afval ook in type I monolieten vanaf het begin kan optreden (i.e. voorafgaand aan de scheurvorming – zie §14.4.3.2.2.1).

Figuur 14-56 toont het effect op enkele karakteristieke radionucliden, in de voor het effect omhullende onderstelling dat in *alle* type I monolieten van bij het begin diffusie uit het afval kan optreden en zonder spreiding van de degradatie van het bergingssysteem.



Figuur 14-56: Effect van diffusie uit het afval in type I monolieten voorafgaand aan scheurvorming: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle lijn) en de berekening met diffusie uit het afval vanaf het begin (onderbroken lijn). In beide gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie vanaf 1 000 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

Het effect is het grootst voor niet-gesorbeerde radionucliden (27% verhoging van de piekflux zonder spreiding van de degradatie voor ^{10}Be). Ook voor het goed gesorbeerde ^{239}Pu (geval met minimale $K_{d,\text{Pu}}$) wordt een zeker effect⁸⁰ (enkele %) waargenomen over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar, wat toe te schrijven is aan de vervroegde uitlogging. Verdere details worden gegeven in §4.2.1.4.2 van [OD-269].

Gegeven het feit dat slechts een beperkt aantal type I monolieten met niet-intacte vaten in de berging aanwezig zal zijn (enkele procenten), zal de globale invloed op de (piek)fluxen zeer klein zijn (< 1%).

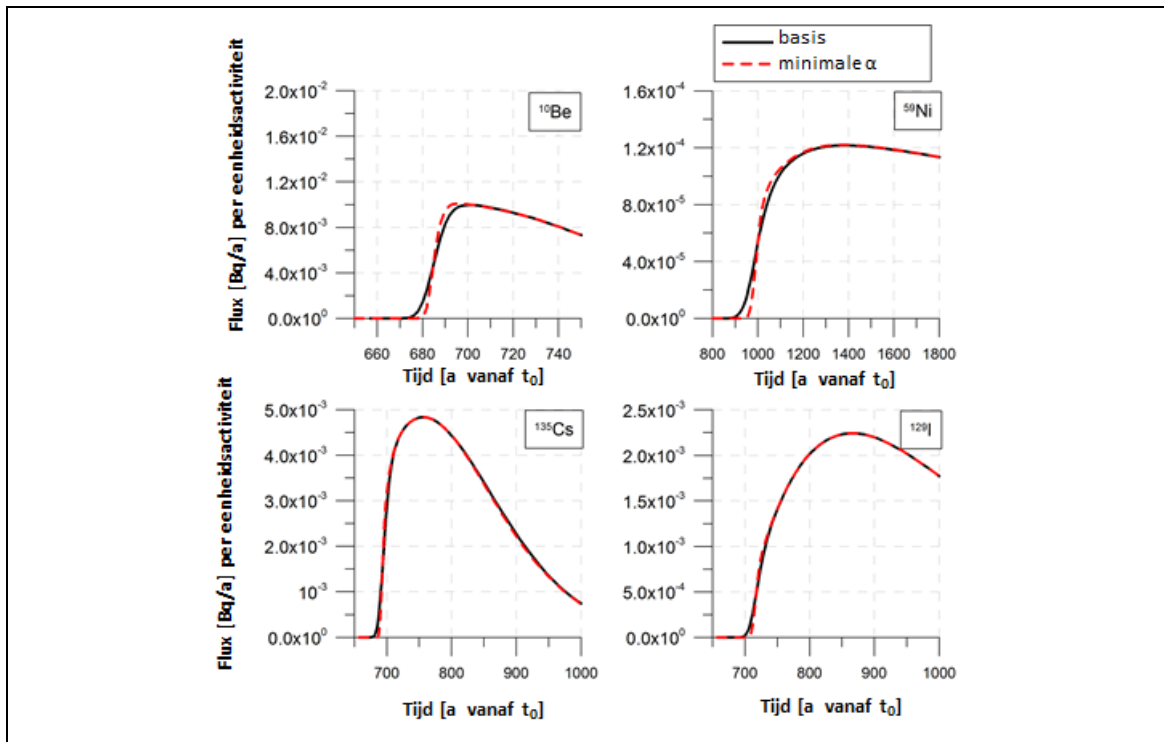
14.4.4.7 Dispersie in zandcement

Om de gevoeligheid met betrekking tot de dispersie in de zandcementophoging na te gaan, werd een rekengeval beschouwd met een minimale dispersiviteit α (0,01 m zoals beschouwd in Tabel 14-10 in §14.3.6.1.16; i.e. een factor 10 lager dan de BE waarde uit Tabel 14-26 in §14.4.3.7.5) in zandcement. Omdat ook de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] tussenkomt in de dispersietensor (Vergelijking 15 in §14.4.3.8.3.1), werd ook een factor 10 lagere⁸¹ D_p aangehouden in dit rekengeval.

Figuur 14-57 toont een vergelijking van de fluxen voor enkele karakteristieke radionucliden: de fluxcurve wordt inderdaad iets minder uitgesmeerd wanneer er minder dispersie is. Globaal is er echter geen significant effect (zie ook §14.4.9.2).

⁸⁰ Op het ogenblik van optreden van de piek na 2 000 jaar is er geen merkbaar effect.

⁸¹ Een verdere verlaging heeft de facto geen invloed omdat het effect van de dispersiviteit domineert in de dispersietensor.

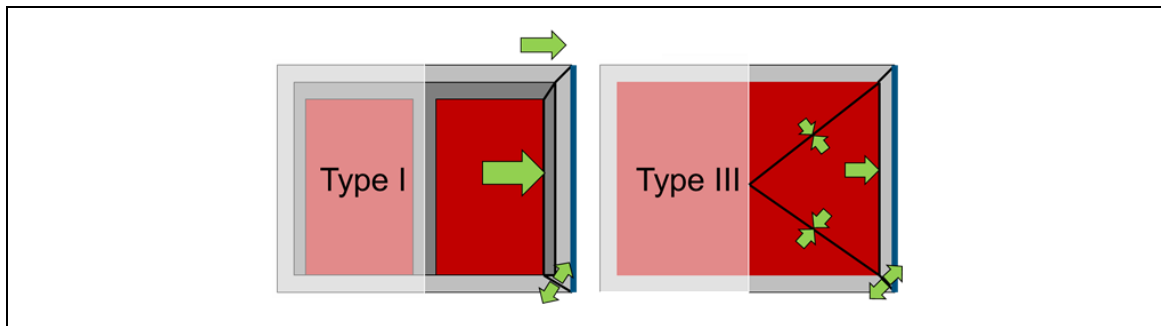


Figuur 14-57: Effect van lage dispersie in de zandcementophoging: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle zwarte lijn) en het rekengeval met lage dispersie in de zandcementophoging (onderbroken rode lijn). In alle gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen voor type I monolieten met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

14.4.4.8 Poriëndiffusiecoëfficiënten van beton en vulmortel

Om de gevoeligheid met betrekking tot de poriëndiffusiecoëfficiënt in beton (caisson, module) en vulmortel na te gaan, werden rekengevallen beschouwd met minimale en maximale D_p -waarden zoals beschouwd in Tabel 14-13 en Tabel 14-14 van §14.3.6.1.17. De effecten worden hieronder besproken voor beide extremen. Voor verdere details verwijzen we naar §4.2.1.4 en §4.2.11.1 van [OD-269].

Door de bypass van het beton van de modulebasis (doorgaande scheur en beperkte terugdiffusie in beton – zie respectievelijk §14.4.3.6.2.3 en §14.4.3.6.1.3), manifesteren effecten op het systeem zich vooral op het niveau van processen binnen de *monolieten* (Figuur 14-58).



Figuur 14-58: Schematische voorstelling van de diffusieve fluxen naar en vanuit de scheuren in monolieten. De grootte van de pijlen geeft, voor gesorbeerde radionucliden, de relatieve grootte van de fluxen weer.

14.4.4.8.1 Minimale poriëndiffusiecoëfficiënten

Tabel 14-33 geeft de gebruikte waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënten van beton en vulmortel in het rekengeval met *minimale* D_p . Voor de andere SSC's blijven de waarden uit Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6 van toepassing.

Tabel 14-33: Waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m^2/s] van beton en vulmortel onder het EES-rekengeval met minimale D_p .

Component	Waarde	Verantwoording
Beton	5×10^{-14} (saturatiegraad 0,8) 9×10^{-14} (saturatiegraad 1)	minimale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17).
Vulmortel	2×10^{-12} (saturatiegraad 0,8) 3×10^{-12} (saturatiegraad 1)	minimale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17).

In Tabel 14-34 wordt het relatieve verschil in piekflux naar de modulebasis gegeven ten opzichte van het basisrekengeval voor een aantal karakteristieke radionucliden.

Tabel 14-34: Relatieve wijziging [%] van de maximale flux naar de modulebasis over tijdschalen tot 2 000 jaar bij degradatie vanaf 650 jaar in één stap, voor het rekengeval met minimale D_p voor beton en vulmortel ten opzichte van het basisrekengeval.

RN	Type I	Type III	RN	Type I	Type III
^{108m}Ag	12%	-41%	^{59}Ni	20%	-11%
^{10}Be	0%	-61%	^{239}Pu	18%	11%
^{36}Cl	10%	-44%	^{240}Pu	18%	11%
^{135}Cs	-2%	-48%	^{99}Tc	14%	-39%
^{129}I	0%	-47%	^{234}U	18%	11%
^{94}Nb	46%	17%			

Het effect verschilt volgens monoliettype.

- Voor *type III monolieten* is de maximale flux veelal *lager* bij een minimale poriëndiffusiecoëfficiënt: voor de mengeling van afval en vulmortel wordt de poriëndiffusiecoëfficiënt van de vulmortel

gebruikt (§14.4.3.2.5). Een lagere waarde hiervan leidt dan tot tragere diffusie naar de scheuren (zie ook Figuur 14-58). Voor sterk gesorbeerde radionucliden zoals ^{239}Pu en ^{94}Nb is de piekflux over tijdschalen tot 2 000 jaar hoger: dit is toe te schrijven aan het feit dat er enerzijds minder diffusie is in de richting van de caisson en anderzijds ook minder teruggiffusie naar de matrix tijdens het transport doorheen de scheuren (zie §14.4.3.6.1.2 voor het effect van teruggiffusie in de caisson). Hierdoor wordt de piek minder uitgesmeerd en enigszins naar voren getrokken in de tijd.

- In *type I monolieten* wordt dezelfde hoge poriëndiffusiecoëfficiënt beschouwd in de afvalvorm als onder het basisrekengeval. Voor weinig gesorbeerde radionucliden, zoals ^{129}I , heeft het beschouwen van minimale poriëndiffusiecoëfficiënten in beton en vulmortel weinig effect op de fluxen. Beter gesorbeerde radionucliden, zoals ^{59}Ni en ^{239}Pu , hebben een *hogere* piekflux bij een minimale poriëndiffusiecoëfficiënt: de diffusieve flux naar de omringende vulmortel en caisson toe is minder uitgesproken, waardoor er meer naar de scheuren kan diffunderen; en minder radionucliden zijn onderhevig aan teruggiffusie naar de matrix tijdens hun advectiegedomineerde migratie doorheen de scheuren (zie §14.4.3.6.1.2 voor het effect van teruggiffusie in de caisson).

Voor de fluxen onderaan het systeem gelden gelijkaardige conclusies. Gelet op de relatief grotere hoeveelheid type I monolieten in de berging (§6.4.4.1 [HS-6]), kan de hypothese dat de diffusiviteit van Cl, die veelal hoger is dan voor de andere elementen (§14.4.3.7.6), representatief is voor alle elementen dan ook aanleiding geven tot enige onderschatting van de maximale fluxen, voornamelijk voor matig tot goed gesorbeerde radionucliden.

14.4.4.8.2 Maximale poriëndiffusiecoëfficiënten

Tabel 14-35 geeft de gebruikte waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënten van beton en vulmortel in het rekengeval met *maximale* D_p . Voor de andere SSC's blijven de waarden uit Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6 van toepassing.

Tabel 14-35: Waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m^2/s] van beton en vulmortel onder het EES-rekengeval met maximale D_p .

Component	Waarde	Verantwoording
Beton	3×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 4×10^{-10} (saturatiegraad 1)	maximale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17).
Vulmortel	2×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 3×10^{-10} (saturatiegraad 1)	maximale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17).

In Tabel 14-36 wordt het relatieve verschil in piekflux naar de modulebasis gegeven ten opzichte van het basisrekengeval voor een aantal karakteristieke radionucliden.

Het effect verschilt naargelang de mobiliteit van de radionucliden.

- De piekflux naar de modulebasis is hoger voor *niet of weinig gesorbeerde* radionucliden zoals ^{10}Be en ^{129}I . Vooral voor type III monolieten is dit effect zeer uitgesproken, door de sterkere diffusie naar de scheuren toe (D_p van de vulmortel toegepast op de homogene mengeling van afval en vulmortel (§14.4.3.2.5)).

- Voor *sterk gesorbeerde radionucliden* zoals ^{239}Pu en ^{94}Nb is de piekflux over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar lager. Hier speelt ook het effect van terugdiffusie vanuit de scheuren een rol (zie §14.4.3.6.1.2 voor het effect van terugdiffusie in de caisson): bij maximale poriëndiffusiecoëfficiënten in de matrix zijn veel meer radionucliden hieraan onderhevig. Dit leidt tot meer spreiding van de uitloging, met een uitstel (en uiteindelijke verlaging) van de piek tot gevolg.

Tabel 14-36: Relatieve wijziging [%] van de maximale flux naar de modulebasis over tijdschalen tot 2 000 jaar bij degradatie vanaf 650 jaar in één stap, voor het rekengeval met maximale D_p voor beton en vulmortel ten opzichte van het basisrekengeval.

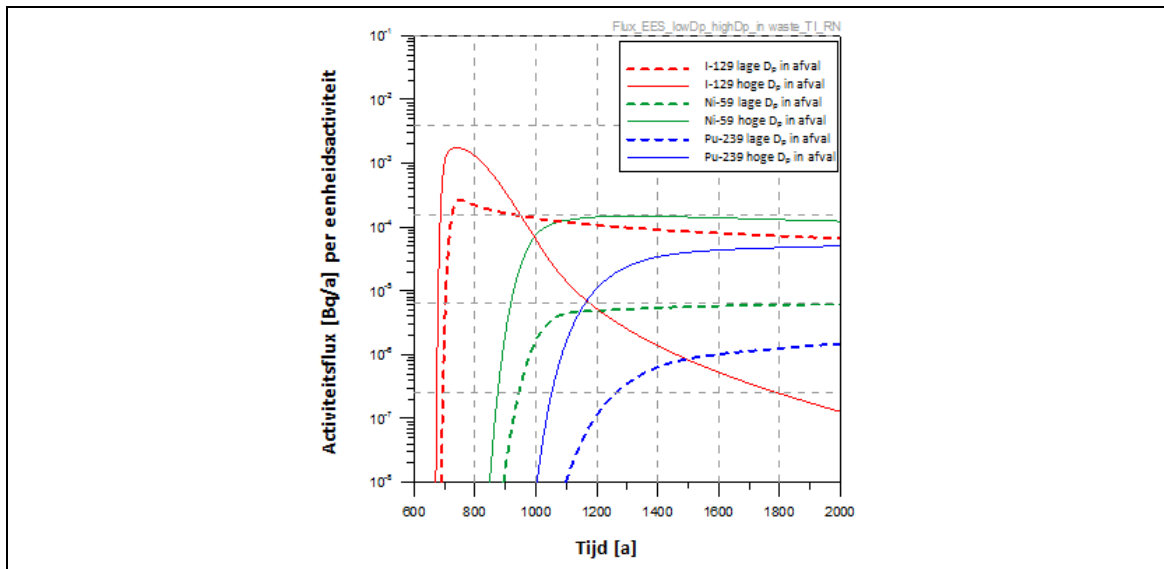
RN	Type I	Type III	RN	Type I	Type III
^{108m}Ag	23	40	^{59}Ni	9	57
^{10}Be	40	0	^{239}Pu	-37	-31
^{36}Cl	22	78	^{240}Pu	-37	-31
^{135}Cs	20	31	^{99}Tc	18	42
^{129}I	15	68	^{234}U	-37	-31
^{94}Nb	-75	-68			

14.4.4.9 Poriëndiffusiecoëfficiënt van afval in type I monolieten

Om de gevoeligheid met betrekking tot de poriëndiffusiecoëfficiënt van het afval in type I monolieten na te gaan, werd – in het licht van de overweging dat de poriëndiffusiecoëfficiënt van het afval in type I monolieten gebaseerd is op de diffusiviteit in vrije oplossing (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) en dus inherent maximaal ingeschat werd – een ondersteunende berekening beschouwd met een *lage poriëndiffusiecoëfficiënt voor het afval*. A priori kan men hierdoor een *piekverlagend* effect verwachten, aangezien een hoge diffusiviteit in het afval (alsook een hoge porositeit en lage bulkdichtheid) tot een hoge diffusieve flux van radionucliden uit het afval naar de scheur op het raakvlak afval/vulmortel leidt – en deze flux is bepalend voor de flux uit het bergingssysteem.

In de beschouwde ondersteunende berekening werd niet enkel de D_p van beton en vulmortel geminimaliseerd zoals beschreven in §14.4.4.8.1, maar ook die van het afval. Hiertoe werd de D_p in het afval gelijkgesteld aan de *minimale D_p van vulmortel* zoals beschouwd in Tabel 14-33 in §14.4.4.8.1.

Figuur 14-59 vergelijkt de fluxen uit het bergingssysteem per eenheidsactiviteit bij een lage en hoge D_p van het afval: de (piek)fluxen in het geval met lage D_p van het afval zijn ongeveer een grootteorde *lager* dan die met hoge D_p van het afval. Het beschouwen van een hoge D_p voor het afval in type I monolieten zal dan ook geen aanleiding zal geven tot een onderschatting van de fluxen en, bijgevolg, de berekende impacts.



Figuur 14-59: Effect van lage D_p van het afval in type I monolieten: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem bij een hoge (volle lijn; basisrekengeval) en lage (onderbroken lijn) D_p voor het afval. In alle gevallen worden de fluxen getoond voor het installatiemodel voor type I monolieten met minimale D_p voor beton en vulmortel, met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

14.4.4.10 Sorptie binnen het bergingssysteem

Om de gevoeligheid met betrekking tot de sorptie binnen het bergingssysteem na te gaan, werd

- een rekengeval beschouwd met *minimale* K_d -waarden onder oxiderende omstandigheden (§14.4.4.10.1) zoals beschouwd in Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18. In ditzelfde rekengeval werd ook de gevoeligheid met betrekking tot de *oplosbaarheid van Ca* in het afval nagegaan door een maximale waarde hiervoor te beschouwen; alsook
- een ondersteunende berekening beschouwd waarbij voor de *vulmortel* van de monoliet K_d -waarden voor toestand III (bij pH 11) werden gebruikt (§14.4.4.10.2) om een omhullende schatting te krijgen van de mogelijke invloed van de chemische toestand van de vulmortel, voor de radionucliden waarvoor de K_d -waarde onder oxiderende omstandigheden zoals beschouwd in Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18 in toestand III lager is dan in toestand II.

De samenstelling van de verschillende cementgebonden barrières is onderworpen aan ontwerpvereisten, waarvan de naleving wordt verzekerd door strenge kwaliteitseisen en -controles. Daarom kan aangenomen worden dat de gewichtsfracties HCP (Tabel 14-29 in §14.4.3.7.7.3) niet significant bijdragen tot de onzekerheid op de sorptie binnen het bergingssysteem.

14.4.4.10.1 Minimale K_d -waarden (en maximale oplosbaarheid van Ca in het afval)

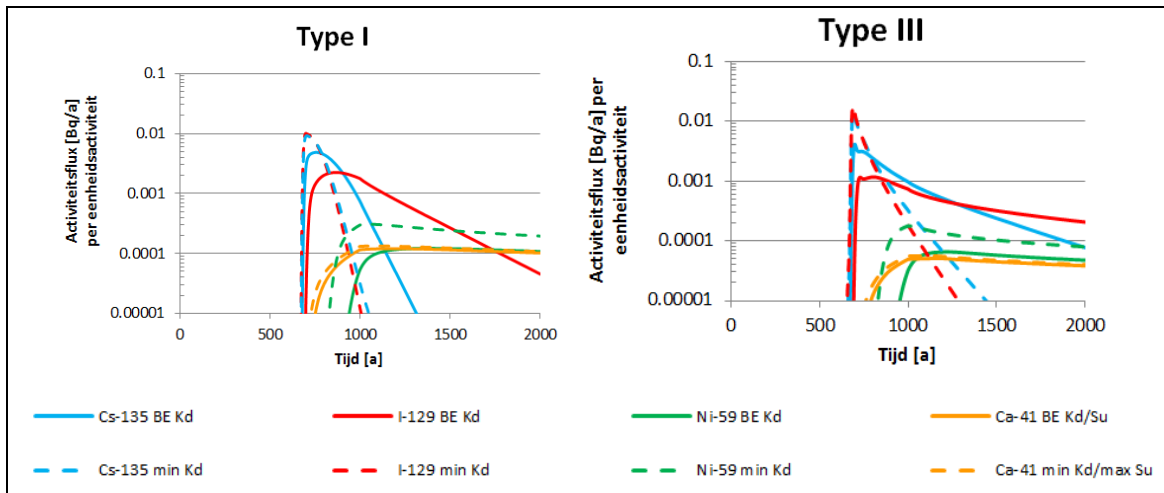
Een overzicht van de gebruikte minimale K_d -waarden wordt gegeven in Tabel 14-37. Voor details met betrekking tot de effecten van sorptie verwijzen we naar §4.2.5 van [OD-269].

Tabel 14-37: $K_{d,min}$ waarden [m^3/kg] voor toestand I, II en IV. Toestand I is representatief voor CEM I-gebaseerde materialen, toestand II voor CEM III/C-gebaseerde materialen en toestand IV voor gecarbonateerd beton. [†] Het vrijkomen van ⁴¹Ca uit de afvalvorm is oplosbaarheidsgelimiteerd zoals beschreven in §14.4.3.2.1.2 – in de afvalvorm wordt hiervoor de equivalente distributiecöefficient uit Tabel 14-38 toegepast in plaats van de herschaalde K_d -waarde in toestand II.

RN	$K_{d,min}$		
	I	II	IV
	[m^3/kg]	[m^3/kg]	[m^3/kg]
Ag	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
Am	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$
Be	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
C	$7,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-1}$
Ca [†]	$2,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,30 \times 10^{-2}$
Cl	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$0,00 \times 10^0$
Cm	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$
Cs	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$0,00 \times 10^0$
H	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
I	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
Mo	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Nb	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-2}$
Ni	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-4}$
Np	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$
Pa	$5,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$
Pd	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-2}$
Pu	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$
Ra	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Se	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Sn	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-4}$
Sr	$3,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Tc	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Th	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$
U	$4,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-3}$
Zr	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-4}$

Het gebruik van minimale K_d -waarden geeft aanleiding tot een significante toename van de (piek)fluxen (Figuur 14-60):

- voor *weinig gesorbeerde* radionucliden is het effect groter voor type III monolieten dan voor type I monolieten. Dit is toe te schrijven aan de lagere sorptie in de zone waarin zich het afval bevindt in type I monolieten dan in type III monolieten. Ook staan in type III monolieten meer scheuren rechtstreeks in contact met het afval (§14.4.3.6.2.3);
- *goed gesorbeerde* radionucliden (zoals ²³⁹Pu en ⁹⁴Nb, niet getoond op Figuur 14-60) komen onder het basisrekengeval niet in significante hoeveelheden vrij uit het bergingssysteem over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar; in het geval met minimale sorptie is dat wel het geval (zie ook §14.4.9.2).



Figuur 14-60: Effect van sorptie en oplosbaarheid van Ca binnen het bergingssysteem voor een model met type I (links) en type III (rechts) monolieten: fluxen [Bq/a] per eenheidsactiviteit uit het bergingssysteem onder het basisrekengeval (volle lijn) en het rekengeval met minimale K_d -waarden en maximale oplosbaarheid van Ca (onderbroken lijn). In beide gevallen worden de fluxen getoond voor de installatiemodellen met degradatie vanaf 650 jaar en in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3).

In ditzelfde rekengeval werd ook de gevoeligheid met betrekking tot de oplosbaarheid van Ca nagegaan. Hiertoe werd de *maximale oplosbaarheid* uit de range in §14.3.6.1.19 beschouwd om een effectieve oplosbaarheidslimiet voor ^{41}Ca te bepalen (hoofdstuk 11 van [OD-108]). Uitgaande hiervan kan, volgens dezelfde redenering als in §14.4.3.2.1.2, een equivalente distributiecøfficiënt in de afvalvorm bepaald worden (Tabel 14-38) die lager is dan onder het basisrekengeval.

Tabel 14-38: Beschouwing van oplosbaarheidsgelimeerd vrijkomen van ^{41}Ca uit het afval onder het EES-rekengeval met minimale sorptie: bepaling van de equivalente $K_{d,Ca}$ [m^3/kg] voor de afvalvorm uitgaande van een oplosbaarheid van Ca van $22,5 \text{ mol}/\text{m}^3$.

	Beschouwing oplosbaarheidsgelimeerd vrijkomen van ^{41}Ca	
	Type I	Type III
Effectieve oplosbaarheidslimiet $S_{u[Bq],m^3}$ [Bq/ m^3 in oplossing per Bq/ m^3 afval]	$1,01 \times 10^{-2}$	$6,28 \times 10^{-3}$
Activiteitsconcentratie $S_{u[Bq],kg}$ [Bq/ m^3 in oplossing per Bq/kg afval]	$2,02 \times 10^1$	$1,39 \times 10^1$
Equivalente distributiecøfficiënt afvalvorm [m^3/kg]	$4,95 \times 10^{-2}$	$7,17 \times 10^{-2}$

Het effect van het gebruik van de maximale *oplosbaarheid* van Ca bij de bepaling van de equivalente distributiecøfficiënt in de afvalvorm, in combinatie met minimale K_d -waarden in de andere SSC's, blijft beperkt tot ongeveer 10% (oranje curves in Figuur 14-60). De maximale oplosbaarheid van Ca wijkt dan ook slechts beperkt af van de beste schattingswaarde ($22,5 \text{ mol}/\text{m}^3$ versus $21,2 \text{ mol}/\text{m}^3$).

14.4.4.10.2 Potentiële invloed van de chemische toestand van de vulmortel van de monolieten

Tabel 14-39 geeft een vergelijking van de beste schattingswaarden en minimale K_d -waarden voor toestand II (bij pH 12,45) en toestand III (bij een voor deze toestand intermediaire pH van 11) voor de elementen waarvoor deze laatste waarde lager is dan de eerste, i.e. C, Cl, I en Sn.

Tabel 14-39: K_d waarden voor toestand II (bij pH 12,45) en toestand III (bij pH 11) voor elementen waarvoor de waarde in toestand III lager is dan in toestand II. ^(§) aanvullende waarde; ^(§) afgeleide waarde.

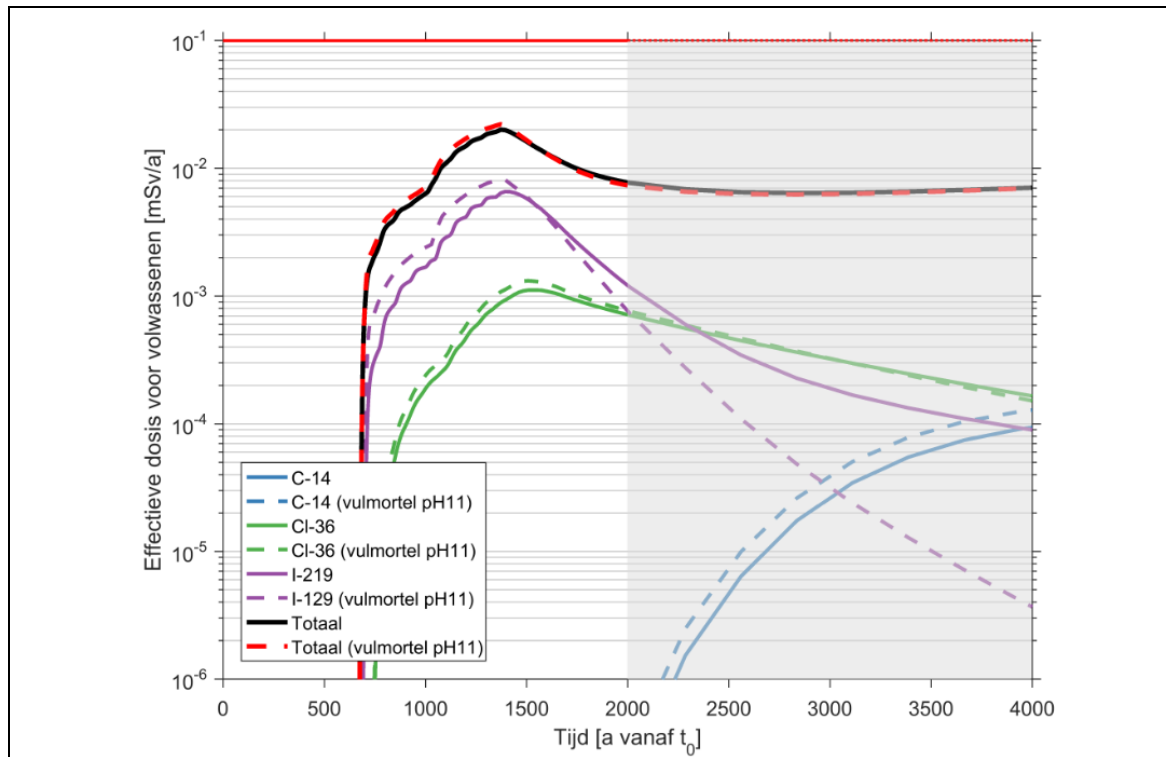
Element	$K_{d, BE}$		$K_{d, min}$	
	II (pH 12,45) [m ³ /kg]	III (pH 11) [m ³ /kg]	II (pH 12,45) [m ³ /kg]	III (pH 11) [m ³ /kg]
C	$5,00 \times 10^0$	$2,00 \times 10^0$	$2,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-1}^{(§)}$
Cl	5,00E-02	2,00E-02	1,00E-02	2,00E-03
I	1,00E-02	1,00E-03	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$
Sn	2,00E+01	3,00E-03 ^(§)	1,00E+01	3,00E-04 ^(§)

Omdat het mogelijke effect beperkt blijft tot de vier radionucliden uit Tabel 14-39 en het in dit geval belangrijk is een indicatie te hebben van het effect van deze wijziging voor het *globale* systeemgedrag, wordt de vergelijking hier gemaakt in termen van *impacts* onder het EES voor de waterputreceptor en niet in termen van (piek)fluxen⁸².

Figuur 14-61 toont het effect in het rekengeval met *beste schattingswaarden* voor K_d :

- voor ¹²⁹I en ³⁶Cl wordt respectievelijk een 25,3% en 18,2% hogere piekflux en piekimpact berekend door de lagere sorptie in de vulmortel;
- hoewel het effect op de impact van ¹⁴C significant is (+72,8% na 2 000 jaar), is de uitlogging en dus de impact van ¹⁴C over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar niet significant;
- ondanks de lagere K_d van de vulmortel treedt over de relevante tijdschalen geen significant uitlogging op van ¹²⁶Sn uit het bergingssysteem – dit is een gevolg van de diffusie in het beton van de caisson en teruggediffusie in het opvulmateriaal van de inspectieruimte (beide gekenmerkt door hoge sorptie in toestand I), alsook de trage migratie doorheen de zandcementophoging (gekenmerkt door hoge sorptie in toestand II);
- het effect op de *globale* piekimpact op 1 372 jaar blijft beperkt tot 10,1% ($2,21 \times 10^{-5}$ Sv/a versus $2,01 \times 10^{-5}$ Sv/a – zie §14.4.9.1.1) en wordt dus (sterk) omhuld door het EES-rekengeval met minimale $K_{d,i}$ -waarden, waarvoor de eerste piek van mobiele radionucliden bijna verdubbelt (Tabel 14-49 in §14.4.9.2).

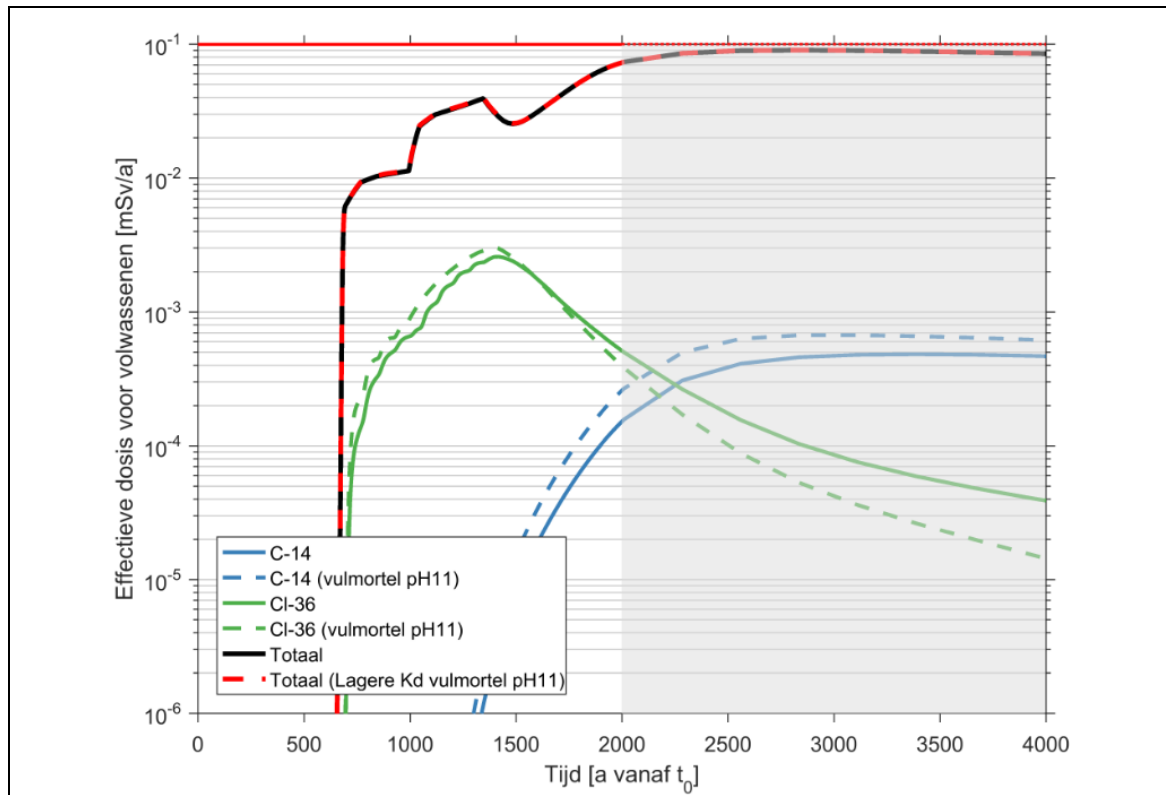
⁸² Voor individuele radionucliden is het effect in termen van fluxen evenredig met dat in termen van impacts.



Figuur 14-61: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] (waterputreceptor) voor ¹⁴C, ³⁶Cl en ¹²⁹I en totale effectieve dosis bij gebruik van BE K_d -waarden. De K_d voor de vulmortel is representatief voor toestand II bij pH 12,45 (basisrekengeval; volle lijnen) dan wel voor toestand III bij pH = 11 (onderbroken lijnen).

Figuur 14-62 toont het effect in het rekengeval met *minimale* K_d -waarden:

- voor ³⁶Cl wordt een 17,5% hogere piekimpact berekend door de lagere sorptie in de vulmortel;
- voor ¹⁴C wordt een 70,6% hogere piekimpact berekend na 2 000 jaar, i.e. het tijdstip van optreden van de globale piek onder het rekengeval met minimale sorptie;
- ondanks de lagere K_d van de vulmortel treedt over de relevante tijdschalen geen significante uitlozing op van ¹²⁶Sn uit het bergingssysteem – dit is een gevolg van de diffusie in het beton van de caisson en terugdiffusie in het opvulmateriaal van de inspectieruimte (beide gekenmerkt door hoge sorptie in toestand I), alsook de trage migratie doorheen de zandcementophoging (gekenmerkt door hoge sorptie in toestand II);
- voor ¹²⁹I is er hier geen effect omdat de minimale $K_{d,i}$ -waarde nul bedraagt in alle toestanden (zie ook Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18);
- er is een beperkt effect (0,9%) op de eerste piek op 1 344 jaar die gedomineerd wordt door *mobiele radionucliden* ($3,97 \times 10^{-2}$ mSv/a versus $3,93 \times 10^{-2}$ mSv/a – zie §14.4.9.2);
- er is geen merkbaar effect op de *globale* piekimpact op 2 000 jaar ($7,30 \times 10^{-2}$ mSv/a versus $7,31 \times 10^{-2}$ mSv/a – zie §14.4.9.2) daar het licht verhogende effect van de ¹⁴C-impact gecompenseerd wordt door de verlaagde (want al sterker uitgeloopte) ³⁶Cl-bijdrage.



Figuur 14-62: Effectieve dosis voor volwassenen [Sv/a] (waterputreceptor) voor ¹⁴C en ³⁶Cl en totale effectieve dosis bij gebruik van minimale K_d waarden. De K_d voor de vulmortel is representatief voor toestand II bij pH 12,45 (basisrekengeval; volle lijnen) dan wel voor toestand III bij pH = 11 (onderbroken lijnen).

Overwegende dat

- de chemische toestand van de vulmortel zich *aan het begin* van de voor toestand III kenmerkende pH-daling situeert (§14.3.2.2.5 en §5.4.1.2.5 [HS-5]);
- het effect van verlaagde K_d -waarden in toestand III kleiner zal zijn bij een pH *dichter bij 12,45* dan wat hier werd geschat uitgaande van K_d -waarden voor de vulmortel bij pH 11;
- de impact voor enkele *mobiele radionucliden* beperkt zou kunnen stijgen onder het basisrekengeval van het EES, maar deze stijging sterk omhuld wordt door de stijging van de impact onder het EES-rekengeval met minimale K_d -waarden; en
- er bij gebruik van *minimale K_d -waarden* geen merkbaar effect is op de globale piekimpact;

is NIRAS van oordeel dat de gevoeligheid van de impact onder het EES ten aanzien van de chemische toestand van de vulmortel niet significant is.

14.4.5 Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen

In de context van de geosfeer binnen de veiligheidsevaluatie worden verschillende modellen gebruikt. De *transportmodellen* leveren de voornaamste indicatoren, meer bepaald:

- de *geotransferfactor* (GTF) $[(\text{Bq}/\text{m}^3)/(\text{Bq}/\text{a})]$, bepaald als de verhouding tussen de concentratie in een biosfeerreceptor (hypothetische waterput, kwelgebieden) en de flux uit het bergingssysteem voor een niet-reactieve opgeloste stof. Voor de waterputreceptor wordt in deze programmastap enkel de GTF voor de *oostelijke tumulus* van 20 modules beschouwd⁸³;
- de *fractie van de bronflux* [%] die vanuit het grondwater in de betrokken rivier draineert in het geval van een rivier als biosfeerreceptor;
- de *ruimtelijke verdeling* van activiteits- en radiotoxiciteitsconcentraties in de vloeibare en vaste fase van de aquifer;
- de *uitgestrektheid* van de potentieel gecontamineerde zone als gevolg van het vrijkomen van radionucliden in het grondwater.

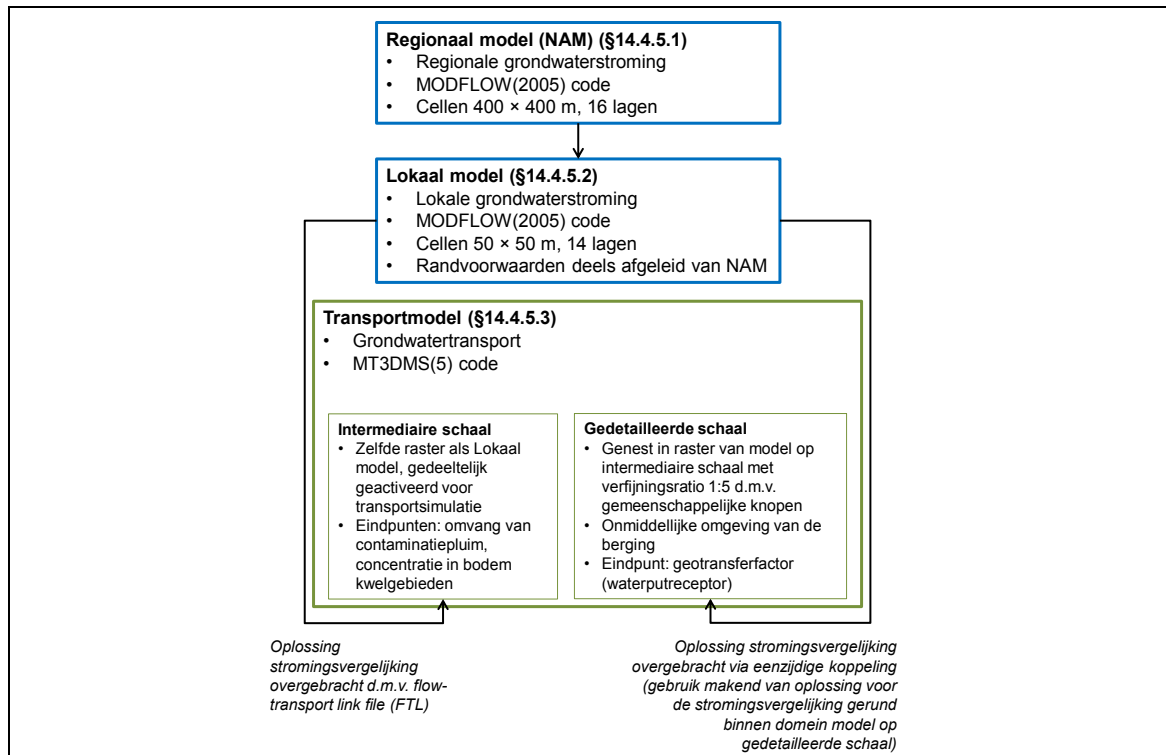
De modellen berekenen hiertoe in essentie de opgeloste radionuclideconcentratieverdeling in tijd en ruimte. Om een schatting van de geotransferfactor te bekomen, wordt de *concentratie* ter hoogte van de beschouwde biosfeerreceptor geëvalueerd in *steady state* omstandigheden. Voor de evaluatie van de concentratieverdelingen in vloeibare en vaste⁸⁴ fase en de uitgestrektheid van de gecontamineerde zone wordt de ruimtelijke verdeling van deze evenwichtsconcentratie gebruikt. De technische verificatie van de berekeningen is gedocumenteerd in Annex 2 van [OD-026].

De relatie tussen de verschillende hydrogeologische modellen wordt weergegeven in Figuur 14-63. Op deze figuur worden eveneens de voornaamste karakteristieken van de modellen vermeld.

Voor wat de grondwaterstroming betreft, maken de *transportmodellen*, geïmplementeerd in MT3DMS [R14-110] gebruik van het ondersteunende *lokale grondwatermodel*, geïmplementeerd in MODFLOW-2005 [R14-111]. Dit lokale grondwatermodel is voor zijn randvoorwaarden gedeeltelijk gebaseerd op het eveneens in MODFLOW-2005 [R14-111] geïmplementeerde regionale grondwatermodel (het zogenaamde *Neogeen Aquifer Model* (NAM)). Beide grondwatermodellen zijn gekoppeld door de gemeenschappelijke vaste stijghoogte-randvoorwaarden. In §14.4.5.1, §14.4.5.2 en §14.4.5.3 worden de karakteristieken en hypothesen van de modellen vermeld in Figuur 14-63 meer in detail besproken, samen met hun interfaces en dit voor de *huidige klimaatomstandigheden*. Vervolgens wordt ingegaan op de conceptuele veranderingen aan de grondwaterstromingsmodellen om de mogelijke (klimatologische) evoluties in rekening te brengen (§14.4.5.4). De GTF-waarden en de fractie van de bronflux die in de rivier terechtkomt worden behandeld in §14.4.5.5. De andere indicatoren worden toegelicht in het kader van de bespreking van de radiologische impact onder het RS (§14.5.7).

⁸³ Door een grootschalige grondwaterbemaling bij FBFC International tijdens de jaren 2014-2016 was de natuurlijke situatie van het grondwater verstoord in het westelijke deel van de bergingsite en konden geen uitspraken betreffende stromingsrichting en –snelheid worden gedaan in de nabijheid van de westelijke tumulus (§4.6.2.7 [HS-4]).

⁸⁴ Hierbij wordt de elementafhankelijke distributiecoëfficiënt K_{di} [m^3/kg] in de aquifer aangewend als een maat voor de verdeling tussen vloeibare en vaste fase.



Figuur 14-63: Overzicht van de modellen die tussenkomen in de hydrogeologische modellering.

Het vertrouwen in de resultaten van de hydrogeologische modellering wordt onderbouwd door (Annex 2 van [OD-026]; zie ook §14.20.4 in Bijlage 14-2):

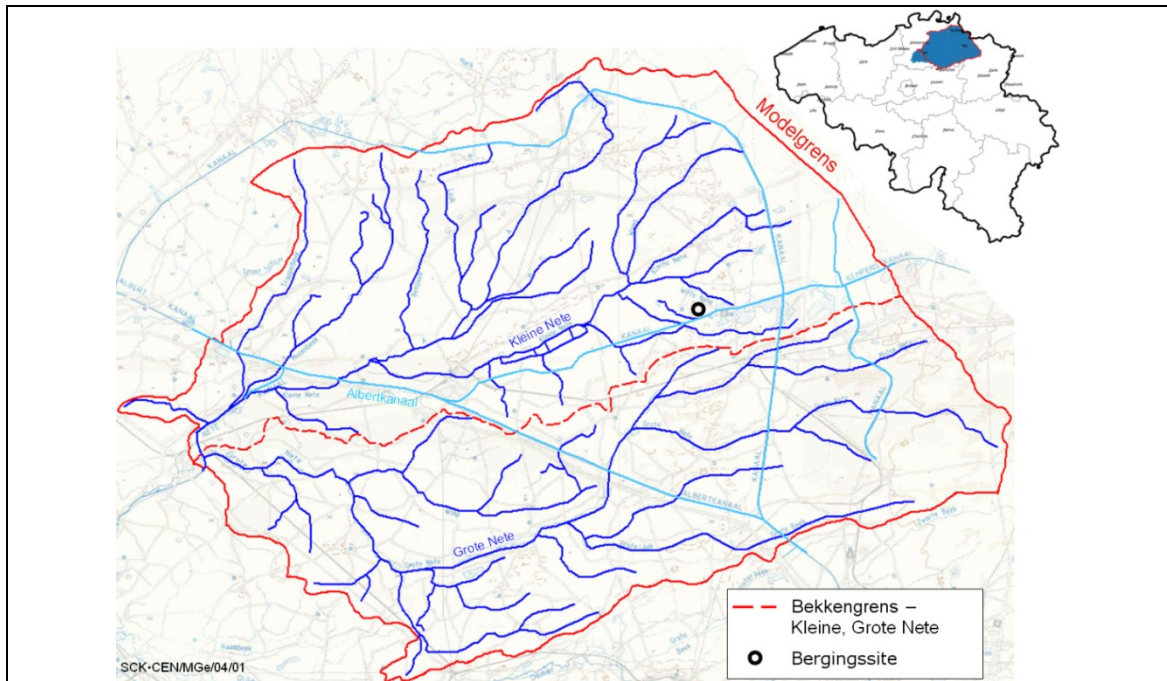
- een evaluatiebasis die de voortdurende inspanningen weergeeft om de processen die de grondwaterstroming en het transport in de geosfeer beïnvloeden te *karakteriseren* (sitekarakteriseringscampagnes die aanleiding geven tot verfijning van de modellen, bijkomende peilbuizen in de omgeving van de installatie om de stroomrichting te bevestigen, dilutietesten op individuele peilputten om de stroomsnelheid te bevestigen);
- een transparant en eenvoudig conceptueel model gebaseerd op *gefundeerde* hypothesen;
- het testen van het effect van de belangrijkste modelleringsaannames en –parameters op de geschatte waarde van de GTF (*gevoeligheidsanalyse*). Dientengevolge wordt de evaluatie van de hydrogeologie voldoende robuust geacht om met redelijke zekerheid te kunnen stellen dat de radiologische impact niet onderschat zal worden;
- de *verificatie* en *validatie* van de modellen (§4.6.2.7 [HS-4] en hoofdstuk 3 van [OD-026]).

14.4.5.1 Karakteristieken en hypothesen van het regionale model (NAM – grondwaterstroming)

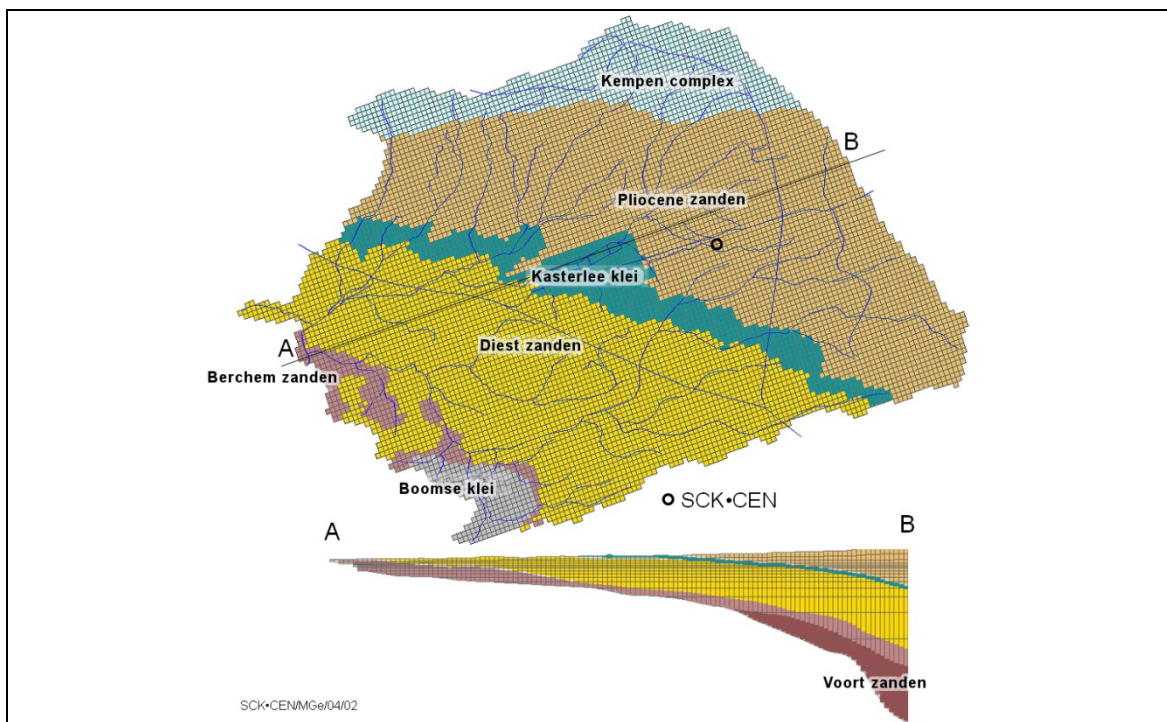
14.4.5.1.1 Schaal en discretisatie van het model

Het Neogeen Aquifer Model (NAM) [OD-113] strekt zich uit over bijna heel het Netebekken, zodat de *horizontale* grenzen ervan samenvallen met de waterscheidingslijnen die het Netebekken afbakenen ten opzichte van de naburige stroombekkens (Figuur 14-64). De cellen van het numerieke model in

MODFLOW hebben een uniforme grootte van 400×400 m (Figuur 14-65). Het model beslaat een oppervlakte van $1543,04 \text{ km}^2$.



Figuur 14-64: Modelgrenzen en zogenaamde 'sinks' (waterlopen en kanalen) beschouwd in het NAM.



Figuur 14-65: Horizontale en verticale discretisatie van het NAM.

In *verticale* richting strekt het model zich uit van het grondoppervlak tot aan de Boomse Klei, die zelf in de zuidwestelijke hoek van het model dagzoomt (Figuur 14-65). De Boomse Klei wordt beschouwd als een ondoordringbare laag (aquiclude), de top ervan vormt aldus de ondergrens van het model. Het model bevat 16 numerische lagen.

14.4.5.1.2 *Hydrostratigrafische eenheden*

De volgende hydrostratigrafische eenheden zijn aanwezig in het model (Figuur 14-65): het klei-zand complex van de Kempen, de Pliocene zanden, de Pliocene aquitard (Kasterlee Klei), de zanden van Diest, de zanden van Berchem, de zanden van Voort/Eigenbilzen.

14.4.5.1.3 *Voeding ('sources') en drainage ('sinks')*

De belangrijkste *voeding* van het grondwater in het NAM is afkomstig van infiltratie van regenwater(/bodemwater) en de waterlopen (§3.2 van [OD-113]).

- Drie verschillende infiltratiezones werden afgebakend, in overeenstemming met de verschillende capaciteit van de aquifers om infiltratiewater op te nemen, afhankelijk van de hydraulische geleidbaarheid en de dikte van de aquifer. In het zuidwestelijke deel van het model werd een lagere waarde van infiltratie gebruikt in vergelijking met de rest van het model, waar een regionale infiltratie⁸⁵ van (afgerond) 290 mm/a wordt gebruikt.
- Waterlopen, meren en kanalen (Figuur 14-64) werden geïmplementeerd als 'general head boundaries' met een constant waterniveau en een constante conductantie van de bedding (20 m²/d voor waterlopen⁸⁶ (voor iedere lopende meter) en 5 m²/d voor meren (voor iedere m²)). Voor de kanaalconductantie werden verschillende waarden voor verschillende delen van kanalen gebruikt, in functie van het veronderstelde isolatievermogen van deze kanalen.

De voornaamste *drainage* in het model gebeurt door grondwaterextractie en afvoer naar waterlopen.

Uit simulaties met het NAM is gebleken dat de Kleine Nete beschouwd kan worden als een 'no-flow boundary' (§6 van [OD-113]); dit werd bevestigd door piëzometrie en hydrogeochemische en isotopenanalyse [OD-051]).

14.4.5.1.4 *Randvoorwaarden*

Er wordt aangenomen dat het grondwatersysteem van het Netebekken lateraal geïsoleerd is van de rest van het regionale grondwatersysteem. Dit betekent dat over de grenzen van het model heen geen grondwaterstroming beschouwd wordt (§2 van [OD-113]), aangezien deze samenvallen met de *waterscheidingslijnen* tussen het Netebekken en de naburige stroombekkens (Figuur 14-64): de horizontale randvoorwaarden zijn alle zogenaamde 'no-flow boundaries'.

⁸⁵ Deze waarde is iets lager dan de regionale infiltratie gebruikt in het lokale grondwaterstromingsmodel (zie ook §4.2 van [OD-026]).

⁸⁶ De rivierconductantie wordt voldoende groot genomen zodat de waterlopen geen isolerende functie hebben. In tegenstelling tot het lokale model bevat het NAM niet alle bestaande rivieren. Een grotere conductantiewaarde compenseert dit.

14.4.5.1.5 Wiskundige formulering en parametrisering

De grondwaterstroming wordt beschreven volgens

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Vergelijking 19}$$

waarin

- K_{xx}, K_{yy}, K_{zz} = hydraulische geleidbaarheid [m/s] langs de x -, y - en z -coördinaatassen, die evenwijdig zijn aan de belangrijkste assen van hydraulische geleidbaarheden;
- h = de stijghoogte [m];
- W = de volumetrische flux per eenheidsvolume uit voeding en drainage ($W < 0$ voor drainage (uit het grondwatersysteem), $W > 0$ voor voeding (in het grondwatersysteem)) [s^{-1}];
- S_s = de specifieke opslagcapaciteit [m^{-1}] (zie §4.6.2.6.5 [HS-4]); en
- t = de tijd [s].

In *steady state*⁸⁷ wordt de term rechts gelijk aan nul: dit is het enige deel van de grondwaterstromingsvergelijking dat afhankelijk is van de tijd. In *steady state* heeft deze echter geen invloed op de berekende stijghoogten.

Door deze *steady state* benadering zijn de *hydraulische geleidbaarheden* de enige parameters die nodig zijn in het NAM. Om tot de uiteindelijke parameterwaarden te komen – die de best mogelijke overeenkomst met de waarnemingen (grondwaterstanden) vertonen (§5 van [OD-113]) – wordt gebruik gemaakt van *automatische kalibratie* (inverse modellering). De initiële parameterwaarden, gebruikt als startpunt bij de kalibratie van het model, zijn afkomstig van verschillende bronnen, waaronder eerdere data-acquisitiecampagnes en modelleringen (zie §3.3 van [OD-113]).

14.4.5.1.6 Computercode

Het NAM werd op het SCK•CEN geïmplementeerd in MODFLOW-2005 [R14-111]. In MODFLOW, één van de meeste gebruikte modellen in hydrogeologische onderzoek (zie §14.20.4 in Bijlage 14-2), wordt de stromingsvergelijking (Vergelijking 19) opgesteld voor / numeriek opgelost in een *eindige-differentiesnetwerk*.

14.4.5.2 Karakteristieken en hypothesen van het lokale model (grondwaterstroming)

Het lokale model is een evenwichtsmodel⁸⁸ dat gebruikt wordt om een representatieve verdeling van grondwaterstijghoogten te bepalen en, belangrijker, het grondwaterstromingsveld dat aan de basis ligt van de transportmodellen.

Het lokale model van de omgeving van de bergingsite is op iteratieve wijze tot stand gekomen. De eerste versie ervan werd ontwikkeld in 2001. Bij iedere iteratie werden de resultaten van verdere

⁸⁷ Evenwicht / *steady state* impliceert een constante grondwatervoeding, invariante niveaus van de oppervlaktewateren en een tijdsinvariant stromingsveld (i.e. constante grondwatersnelheid).

⁸⁸ In de realiteit fluctueren de randvoorwaarden in de tijd. Voor evaluaties op lange termijn en met het oog op het verkrijgen van een ‘gemiddeld’ gedrag van het aquifersysteem is het gebruik van een evenwichtsaanpak echter verdedigbaar. In §2.3.2 van [OD-026] wordt bovendien voor de huidige klimaatomstandigheden aangetoond dat de maximale waarde van de GTF op basis van een transiënte modellering lager is dan de referentiewaarde uit de *steady state* modellering.

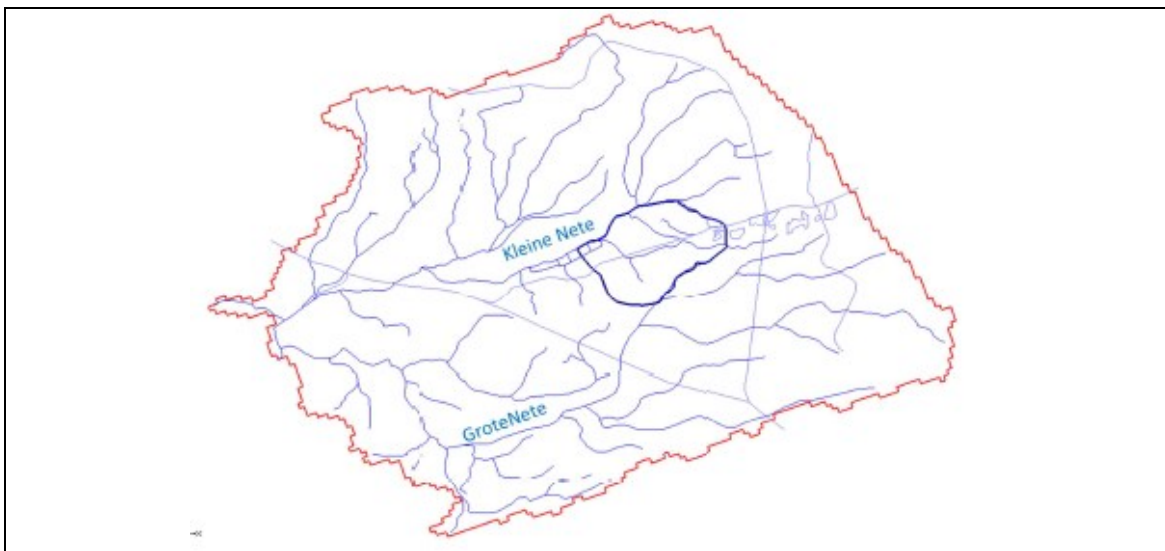
sitekarakterisering geïntegreerd. In het kader van het categorie A project was de campagne van 2008 [OD-051] de meest uitgebreide. Voorafgaand aan deze campagne werd een reeks ondersteunende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd [R14-112], die geleid hebben tot de volgende aanbevelingen voor verdere karakterisering:

- focus op de geometrie en hydraulische geleidbaarheid van de *Kasterlee Klei* zodat de kalibratie van het model efficiënter kan gebeuren (zie §3.1.3 en §3.2.3 van [R14-112]);
- bepaling van het niveau van interactie tussen de aquifer en *rivieren* op basis van oppervlaktewaterstanden teneinde de randvoorwaarden (rivieren) beter te definiëren (zie §3.1.3 en §3.2.4 van [R14-112]); en
- boren van *bijkomende grondwaterobservatieputten* met een goede ruimtelijke spreiding om de kalibratie en verificatie van het model te onderbouwen en aldus een nauwkeuriger model te verkrijgen (zie §3.1.2 en §3.2.2 van [R14-112]).

Hoewel de metingen toegespitst waren op de onmiddellijke omgeving van de bergingsite, werden ook gegevens verzameld op verdere afstand (schaal van het lokale model) [OD-051]. Op basis hiervan kon de conceptualisering van het lokale model verbeterd worden (§2.1.2 van [OD-026]; §4.6.2.3 en §4.6.2.4 [HS-4]) ten opzichte van de stand van zaken na de campagne van 2002 (hoofdstuk 2 en §3.1-3.2 van [R14-113]).

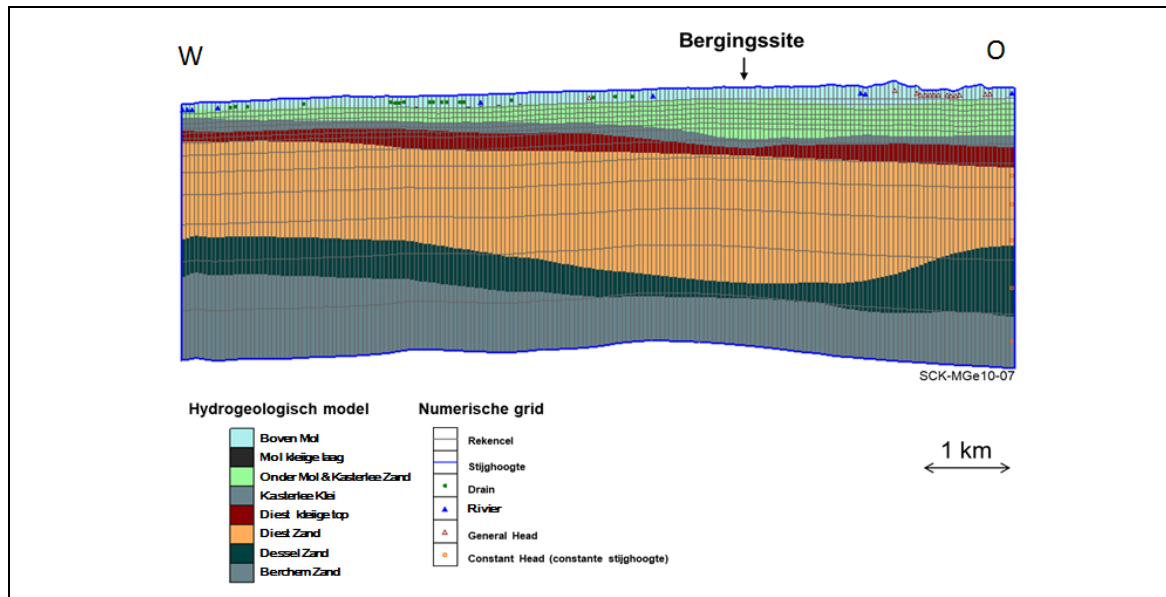
14.4.5.2.1 *Schaal en discretisatie van het model*

De grenzen van het lokale model in relatie tot het NAM zijn weergegeven in Figuur 14-66. Het model beslaat een oppervlakte van 65,785 km².



Figuur 14-66: Horizontale afbakening van het NAM (rood, 1543,04 km²), bepaald door de grenzen van de stroomgebieden van de Kleine en Grote Nete. De donkerblauwe lijn geeft de schaal van het lokale model (~65,785 km²) weer.

Het numerische raster is in de *horizontale* richting opgebouwd uit cellen met een afmeting van 50 × 50 meter. In *verticale* richting strekt het model zich uit van het grondoppervlak tot aan de top van de Boomse Klei, die ook hier een natuurlijke hydrogeologische grens (aquiclude) vormt. Bij de discretisatie werd bewust voor een fijner en regelmatiger raster gekozen in de lagen van de bovenste aquifer (Kwartair en Boven-Mol, Mol Kleiige Laag, Onder-Mol en Kasterlee, zoals geïllustreerd in Figuur 14-67), omdat het model vooral gefocust is op de bovenste lagen.



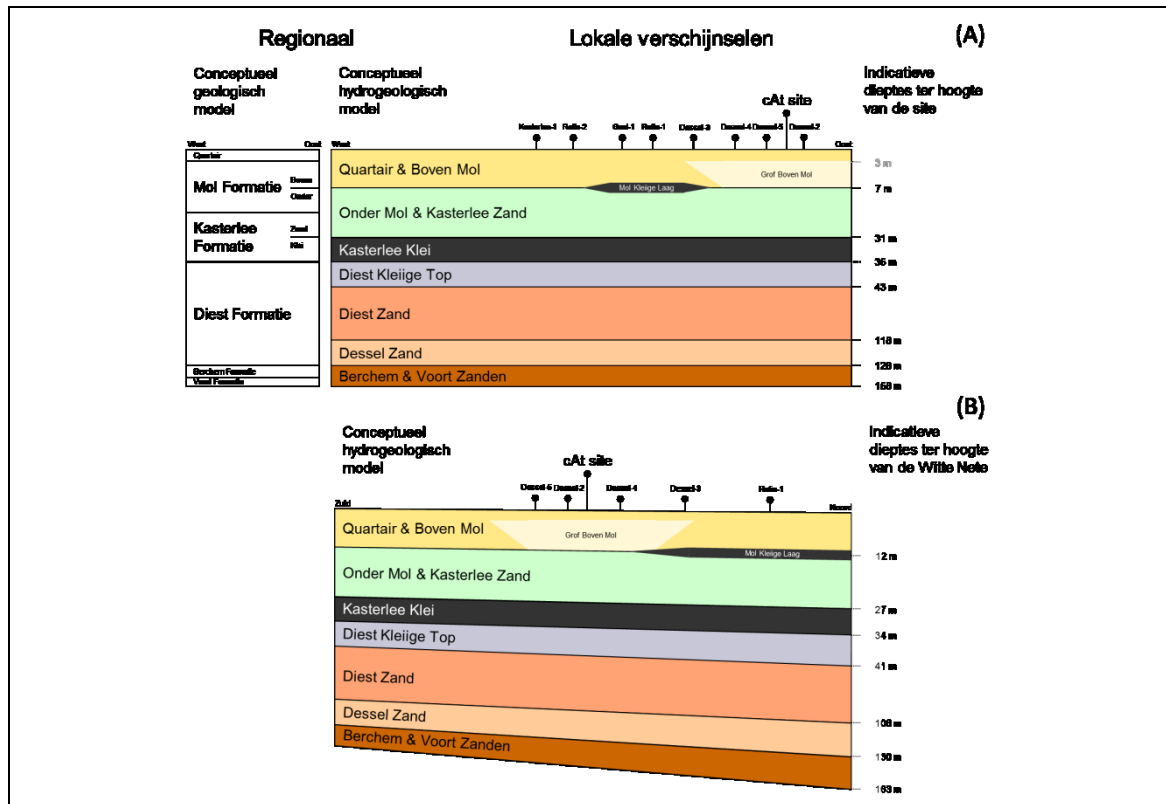
Figuur 14-67: Verticale numerische discretisatie van het lokale model, toegespitst op de bovenste aquifer. In totaal omvat het model 14 lagen.

Deze keuze komt ook de convergentie en stabiliteit van de numerieke oplossing ten goede. De numerische discretisatie is onafhankelijk van de hydrostratigrafie (§4.6.2.3 [HS-4]; Figuur 14-68); meer details hierover kunnen gevonden worden in §2.1.2.1 van [OD-026]. Het model is opgebouwd uit 14 numerische lagen.

14.4.5.2.2 Hydrostratigrafische eenheden

De beschouwde *hydrostratigrafische eenheden* in het lokale model worden getoond in Figuur 14-68 (§4.6.2.3 en §4.6.2.4 [HS-4]). Kwartair en Boven-Mol enerzijds en Onder-Mol en Kasterlee Zand anderzijds werden gegroepeerd om overparametrisering van het model te vermijden. Deze indeling is gebaseerd op laboratoriummetingen en in-situ pomptesten (zie ook §2.1.2.1 van [OD-026]). De hydrostratigrafische eenheden van Dessel, Berchem en Voort hebben weinig invloed op de gesimuleerde grondwaterstijghoogtes en werden verder niet in detail gespecificeerd in het model.

Omwille van de mogelijke impact op de lokale grondwaterstroming werd de lokale ‘Mol kleiige laag’ in de omgeving van (maar niet op) de bergingsite opgenomen in het conceptuele lokale grondwaterstromingsmodel.



Figuur 14-68: Hydrostratigrafische eenheden in het lokale model, in overeenstemming met de interpretatie van boorkernen (§5.2 van [OD-051]). Vanuit hydrologisch standpunt vormen de Kasterlee Klei en de Diest Kleiige Top een eenheid: de aquitard die de bovenste en onderste aquifer scheidt.

Het Grof Boven Mol facies aangegeven in Figuur 14-68 werd pas na het ontwikkelen van het model degelijk gekarakteriseerd en wordt daarom momenteel niet apart beschouwd in het lokale grondwaterstromingsmodel (§4.6.2.4.2 [HS-4]). De impact op de geotransferfactor is waarschijnlijk zeer gering (zie ook §4.6.2.6.4 en §4.6.2.7.4 [HS-4]).

14.4.5.2.3 Voeding ('sources') en drainage ('sinks')

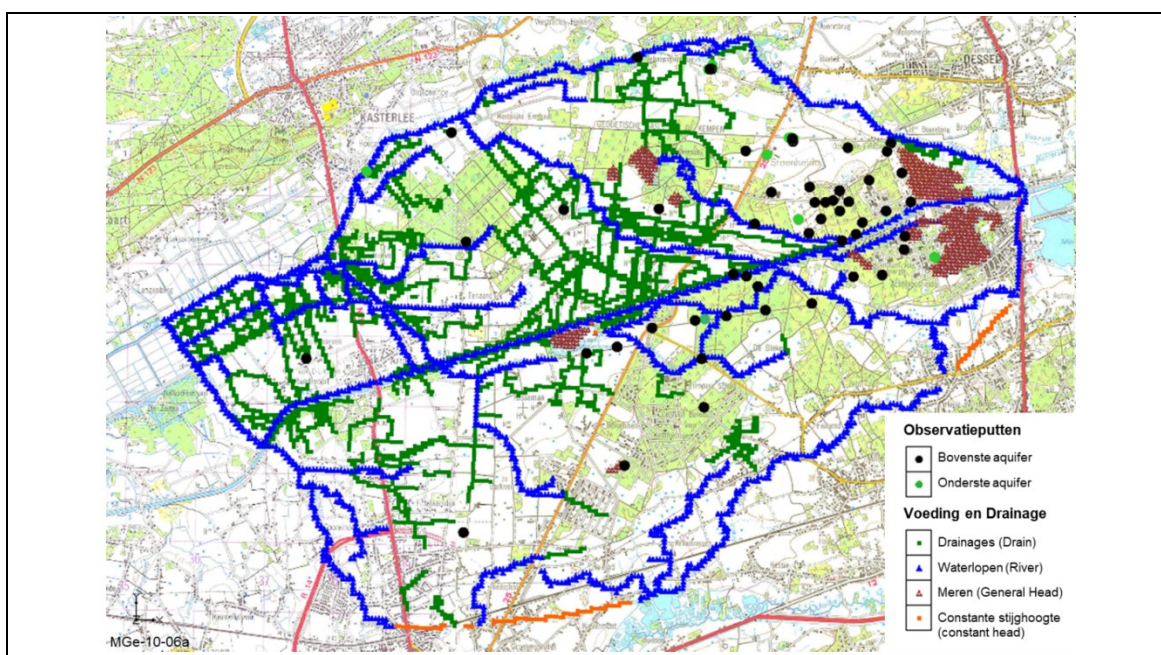
In het lokale model zijn vier types voeding ('sources') en drainage ('sinks') gedefinieerd (§2.1.2.4 van [OD-026], Figuur 14-69):

- de regionale *infiltratie* (voeding) is geïmplementeerd als een constante en ruimtelijk uniform verdeelde flux doorheen de bovenste laag van het model, gelijk aan 306 mm/a wat representatief is voor het huidige klimaat⁸⁹ (langjarig gemiddelde regionale infiltratie voor grasland – zie §8.2.1 van [OD-077]);
- *waterlopen* (voeding of drainage) worden gedefinieerd aan de hand van het waterpeil en het niveau van de bodem. Als de grondwaterstijghoogte hoger is dan het waterpeil in de waterloop, stroomt het

⁸⁹ Zie §14.3.6.3.1 en §14.4.5.4 voor effecten van toekomstige klimaatomstandigheden.

grondwater in de waterloop. De hoeveelheid water die uitgewisseld wordt, is afhankelijk van de gradiënt en de conductantie van de waterloop;

- *meren* (voeding of drainage): naar analogie met de randvoorwaarde voor waterlopen, kan er zowel water vanuit het model naar een meer gaan als omgekeerd. Ook hier zijn gradiënt en conductantie van belang; en
- *drains* (zuiver drainage): worden gekarakteriseerd door de hoogte van de drain. Als de grondwaterstijghoogte hoger is dan de hoogte van de drain, stroomt er water vanuit het model naar de drain. In het omgekeerde geval wordt er geen water uitgewisseld. Naar analogie met waterlopen is ook hier de conductantie van belang.



Figuur 14-69: Voeding en drainage (waterlopen, kanalen, drains en meren) in het lokale model. De figuur geeft ook de observatieputten in de bovenste (zwarte bolletjes) en onderste (groene bolletjes) aquifer aan – merk op dat de meeste observatieputten in de onderste aquifer onder de observatiepunten in de bovenste aquifer liggen.

Het waterpeil in de waterlopen, drains en meren werd bepaald aan de hand van het DTM (Digitale HoogteModel – §2.1.2.4 van [OD-026]); voor de kanalen werd het bepaald aan de hand van metingen.

De *conductantie* van waterlopen en drains werd initieel geschat op 10 m/d per eenheidslengte. Voor de Hooibek werd een lagere waarde voor de conductantie aangenomen (0,1 m/d). De kanaalconductantie werd gekalibreerd in de vorige versie van het lokale model en verschilt per kanaalsectie (Tabel 3.2.2 in [R14-114]). Deze waarden werden eveneens overgenomen in de huidige versie van het lokale model. Voor de meren werd de gebruikte waarde van de conductantie bepaald op basis van een hoge hydraulische geleidbaarheid van het bedsediment van 100 m/d bij een dikte van 1 m; dit om een goed contact te verzekeren tussen aquifer en meer, wat een goede conceptuele aanname is in een

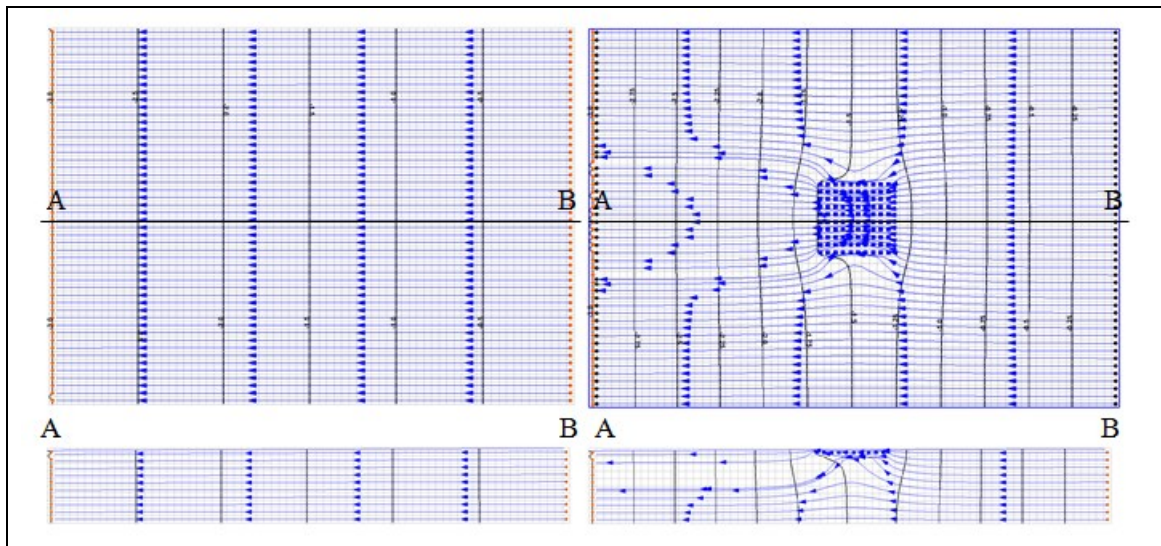
evenwichtssituatie. Omwille van de lage gevoeligheid van de conductantieparameters werden deze niet verder gekalibreerd (§2.1.2.8.2 van [OD-026]).

Waterputten met afpomping werden niet beschouwd in het model omdat geen enkele observatieput beïnvloed wordt door afpomping en omdat toekomstige afpomping onmogelijk te voorspellen is. De mogelijke effecten van een belangrijke extractie op het grondwaterstromingsveld worden beschreven in §4.6.2.7.4 [HS-4].

14.4.5.2.3.1 Effect van kleine oppervlaktewateren

Het lokale model bevat de oppervlaktewateren die nodig zijn als voeding en drainage om de grondwaterstroming op de site en in haar omgeving goed te simuleren (Figuur 14-69). In het algemeen werd er bovendien over gewaakt dat de geometrie overeenstemt met die van de oppervlaktewateren zoals beschouwd in de cartografische gegevens uit de Vlaamse Hydrologische Atlas en de kaarten van het Nationaal Geografisch Instituut. De kleinste elementen, zoals de kleine vijvers langs de Kleine Nete en ten noorden van de Europalaan, werden echter niet geconceptualiseerd in het model omdat aangenomen werd dat zij geen significante invloed hebben op de grondwaterstroming op de schaal van het model.

Om deze aanname te verifiëren, werd een illustratieve simulatie met een uniforme grondwaterstroming uitgevoerd (linkerhelft van Figuur 14-70). Het gemodelleerde domein beslaat 700 (lengte) \times 500 (breedte) \times 100 (hoogte) m³ en een constante gradiënt van 3 meter werd opgelegd over de langste zijde (gradiënt van 0,0043). In alle 35 000 cellen (10 \times 10 \times 10 m³) werd een uniforme hydraulische geleidbaarheid van 10 m/d ondersteld.



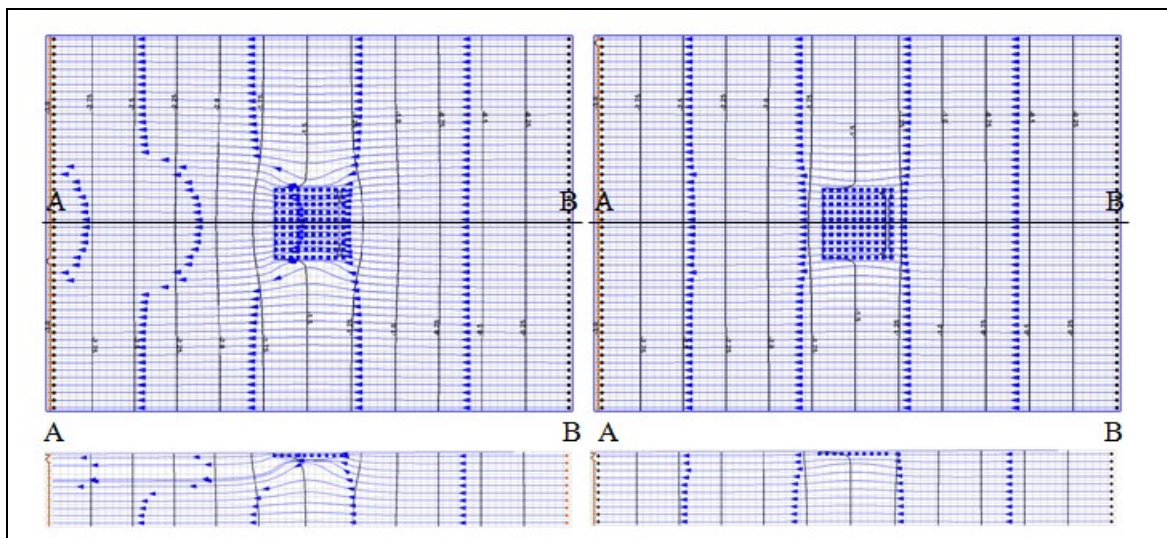
Figuur 14-70: Links: uniform grondwaterstromingsveld (gradiënt van 0,0043, hydraulische geleidbaarheid van 10 m/d). Rechts: Effect van een rechthoekige vijver (100 \times 100 \times 10 m³) op het stromingsveld. Voor de bodem van de vijver werd geen hydraulische weerstand ondersteld.

Wanneer een vijver van 100 \times 100 \times 10 m³ gemodelleerd wordt in de bovenste laag (rechterhelft van Figuur 14-70), buigen de grondwaterstijpatronen (zwarte lijnen) en de stroming (blauwe lijnen) af, daar

de vijver meer water uit de omgeving ‘aantrekt’. Deze concentratie van de grondwaterstroming is toe te schrijven aan de kleinere (hydraulische) weerstand van de vijver ten opzichte van de aquifer. Aangezien de vijver niet geconnecteerd is met een rivier of een ander oppervlaktewater, verdwijnt dit concentratie-effect van de stroming stroomafwaarts van de vijver. Ruimtelijk is het effect van een vijver op het stromingsveld beperkt tot ongeveer 3 keer zijn oppervlakte, wat een beperkt effect is. Niettemin verloopt het transport van contaminanten door een vijver sneller dan doorheen de aquifer, maar ook hier is het ruimtelijk effect beperkt, vooral in verticale richting.

Voor de illustratieve simulatie van Figuur 14-70 werd een perfect hydraulisch contact tussen de vijver en de aquifer ondersteld, wat in realiteit gewoonlijk niet het geval is. De bodems van vijvers zijn veelal bedekt door fijne sedimenten die een sliblaag vormen met een beperkte hydraulische geleidbaarheid⁹⁰, waardoor de verstoring van het stromingsveld kleiner is (Figuur 14-71). Beschouwen we een 10 cm dikke sliblaag op de bodem van de vijver met een hydraulische geleidbaarheid die 100 keer lager is dan die van de aquifer, is de verstoring van het stromingsveld kleiner (linkerkant van Figuur 14-71). Een 1000 keer lagere hydraulische geleidbaarheid – wat niet onrealistisch is – veroorzaakt nog amper een verstoring (rechterkant van Figuur 14-71).

Bijgevolg zal er geen significant effect zijn van kleine vijvers⁹¹ op de grondwaterstroming of het radionuclidentransport.



Figuur 14-71: Vervorming van het grondwaterstromingsveld bij een beperkte hydraulische weerstand van de bodem van de vijver (10 cm dikke sliblaag met $K = 0,1$ m/d; links) en een grote hydraulische weerstand van de bodem van de vijver (10 cm dikke sliblaag met $K = 0,01$ m/d; rechts).

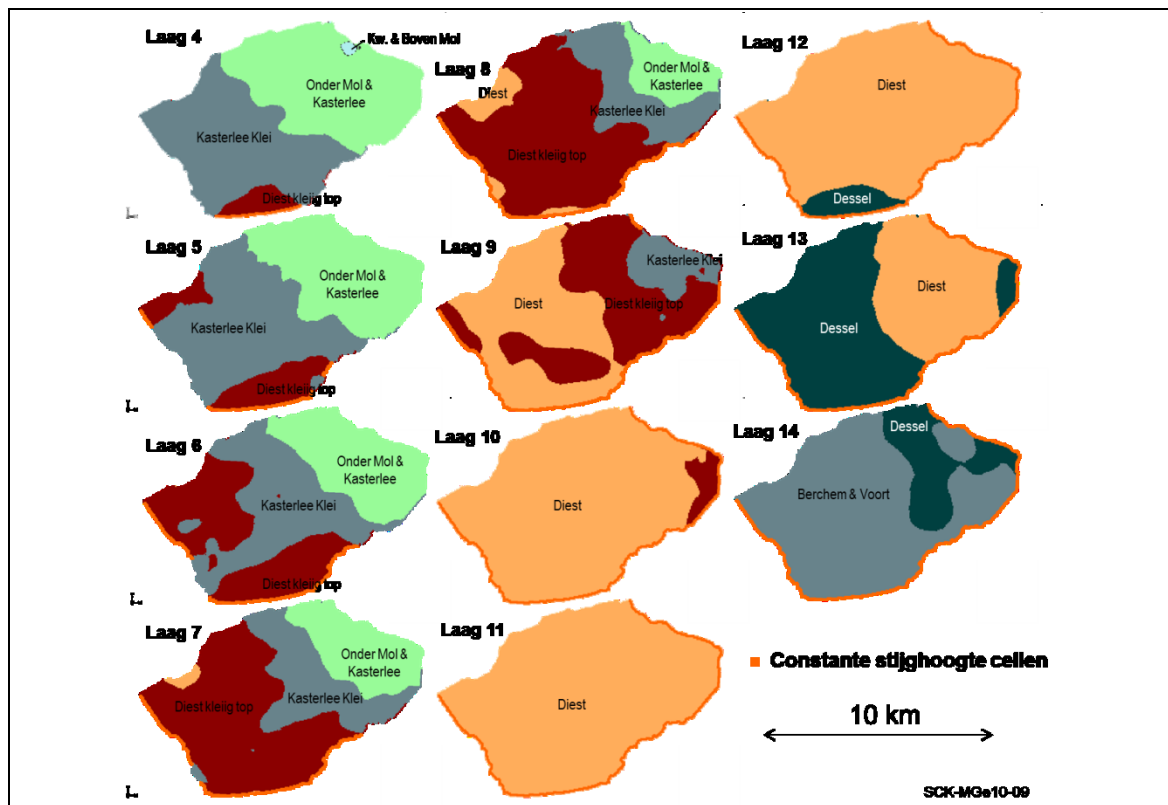
⁹⁰ Voor de hydraulische geleidbaarheid van de sedimenten van de Schelde, welke een vergelijkbare sliblaag vormen, werden waarden gevonden van de orde van 0,1 m/d [R14-115].

⁹¹ Om dezelfde redenen werden ook *toekomstige oppervlaktewateren*, zoals het infiltratiebekken, in de toekomst zou worden omgevormd, zal dit gepaard gaan met een herevaluatie en demonstratie dat het niveau van langetermijnveiligheid minstens equivalent is aan het niveau dat gerealiseerd kan worden op basis van de huidige aannames in het veiligheidsrapport.

14.4.5.2.4 Randvoorwaarden

Waar mogelijk worden natuurlijke grenzen gebruikt voor het lokale model. Waar deze niet aanwezig zijn worden de berekende grondwaterniveaus (constante stijghoogtewaarden) uit het NAM opgelegd (§2.1.2.5 van [OD-026]).

Figuur 14-69 in §14.4.5.2.3 toont de positie van de cellen met constante stijghoogte (donker oranje) in de eerste modellaag. Voor de onderste aquifer is de situatie complexer. Enkel de Kleine Nete wordt hier beschouwd als een natuurlijke grens (zoals aangetoond in het NAM, zie §14.4.5.1.3), aangezien de Kasterlee Klei de invloed van de kleinere waterlopen en drains op de grondwaterstijghoogtes in deze aquifer vermindert. De positie van de randcellen met constante stijghoogte wordt weergegeven in Figuur 14-72.



Figuur 14-72: Verdeling van de cellen met constante stijghoogte aan de modelrand van de onderste aquifer (§2.1.2.5 [OD-026]).

14.4.5.2.5 Wiskundige formulering en parametrisering

De grondwaterstromingsvergelijking is dezelfde als in het NAM (Vergelijking 19 in §14.4.5.1.5). Net als voor het NAM wordt ook voor het lokale model een steady state benadering toegepast, zodat enkel hydraulische geleidbaarheden nodig zijn als parameter. Aan elke hydrostratigrafische eenheid werd één effectieve hydraulische geleidbaarheid toegekend.

De modelparameters zijn *gekalibreerd* ten aanzien van gemeten grondwaterniveaus uit twee piëzometernetwerken (§2.1.2.7 van [OD-026]): het lokale (categorie A; eerste piëzometers geïnstalleerd in 2000; voor de meest recente zijn slechts meetresultaten over 2 jaar beschikbaar) en het regionale netwerk (metingen over 3 decennia beschikbaar).

Door kalibratie worden de parameters van het model dusdanig bijgestuurd dat de uitkomst van de modellering zo goed mogelijk overeenkomt met de waarnemingen. Het lokale model werd zowel manueel als door middel van een geautomatiseerde procedure gekalibreerd (§2.1.2.8 van [OD-026]). De hydraulische geleidbaarheidswaarden die uiteindelijk gebruikt werden in het lokale model werden verkregen door inverse optimalisatie waarbij gemeten waarden (§2.1.2.3 van [OD-026]) als beginwaarden werden genomen. Voor de bovenste aquifer waren de beginwaarden gebaseerd op de resultaten van de pomptesten; voor de Kasterlee Klei en de onderste aquifer werden de beginwaarden voor de hydraulische parameters afgeleid uit waarden bekomen uit CPT metingen en laboratoriummetingen. Beginwaarden voor de anisotropie voor aquifers en Kasterlee Klei werden bekomen uit statistische analyse op laboratoriummetingen.

Eerst werd een parametergevoeligheidsanalyse uitgevoerd om de meest gevoelige parameters voor de grondwaterstijghoogten ter hoogte van de observatiepunten te bepalen. Hieruit bleek dat sommige parameters zeer ongevoelig zijn, terwijl andere parameters sterk gecorreleerd zijn. Deze laatste kunnen worden ‘vervangen’ door een kleiner aantal parameters, waarbij een vaste verhouding tussen de ‘overkoepelende’ en onderliggende parameters wordt aangehouden. Enkel de ‘overkoepelende’ parameters worden verder gekalibreerd. Uiteindelijk werden drie parameters beschouwd in de kalibratie (§4.6.2.6.3 [HS-4]):

- de (effectieve) horizontale hydraulische geleidbaarheid van de bovenste aquifer;
- de verticale anisotropiefactor van de Kasterlee Klei (die de uitwisseling van grondwater tussen de bovenste en onderste aquifers controleert); en
- de (effectieve) horizontale hydraulische geleidbaarheid van de onderste aquifer.

Er bestaat een fysische *correlatie* tussen de granulometrie (korrelgrootte) enerzijds en de hydraulische geleidbaarheid en porositeit anderzijds. Korrelgrootteverdelingen bieden niet rechtstreeks een idee over de hydraulische geleidbaarheid, maar in de literatuur bestaan wel verschillende methodes om de hydraulische geleidbaarheid te schatten op basis van korrelgrootteverdelingen. Ook werd een site-specifiek model ontwikkeld om hydraulische geleidbaarheden te schatten op basis van korrelgrootteverdelingen. Verdere details zijn terug te vinden in §4.6.2.6.2 [HS-4]. De hydraulische geleidbaarheid is verder afhankelijk van de porositeit. Voor zand wordt een *positieve correlatie* verwacht tussen porositeit en hydraulische geleidbaarheid.

De hydraulische geleidbaarheden in het model – waarbij de Mol Kleiige Laag in rekening werd gebracht door een 10 cm dikke lokale eenheid toe te voegen met een lagere hydraulische geleidbaarheid – zijn geldig voor het domein van het lokale model en niet specifiek toegespitst op de onmiddellijke omgeving van de berging. De gesimuleerde lokale grondwaterstroming ter hoogte van de bergingsite blijkt echter, althans voor de oostelijke tumulus, een voldoende niveau van overeenstemming met de metingen van stromingsrichting en -snelheid te vertonen (§4.6.2.6.4, §4.6.2.7.2 en §4.6.2.7.4 [HS-4]).

14.4.5.2.6 Computercode

Het lokale model werd, net als het NAM, op het SCK•CEN geïmplementeerd in MODFLOW-2005 [R14-111] en numeriek opgelost met behulp van de *eindige-differentiemethode*.

14.4.5.3 Karakteristieken en hypothesen van de grondwatertransportmodellen

14.4.5.3.1 Schaal en discretisatie

Twee transportmodellen op *verschillende schaal* leiden tot de belangrijkste resultaten:

- een model op *gedetailleerde (site) schaal* (Figuur 14-73) dat wordt gebruikt voor een gedetailleerde evaluatie van de concentraties in de onmiddellijke omgeving van het bergingssysteem:
 - ▶ een fijne *horizontale* discretisatie⁹² (10 m × 10 m) resulteert in een hogere waarde van de GTF dan een grovere discretisatie, aangezien in het eerste geval minder ruimtelijke uitmiddeling van de geschatte concentraties plaatsvindt,
 - ▶ de *verticale* discretisatie is overgenomen van het lokale model (Figuur 14-67) en dus fijner in de bovenste aquifer (lagen zijn 3 tot 7,5 meter dik);
- een model op *intermediaire schaal*⁹³ (schaal van het lokale model voor grondwaterstroming) dat wordt gebruikt om de impact op grotere afstand van het bergingssysteem te beoordelen (tot aan de Kleine Nete, die de finale drainage vormt voor het transportmodel):
 - ▶ de horizontale discretisatie is overgenomen uit het lokale model (50 m × 50 m) en dus grover dan in het model op gedetailleerde schaal⁹²,
 - ▶ de *verticale* discretisatie is eveneens overgenomen van het lokale model (Figuur 14-67).

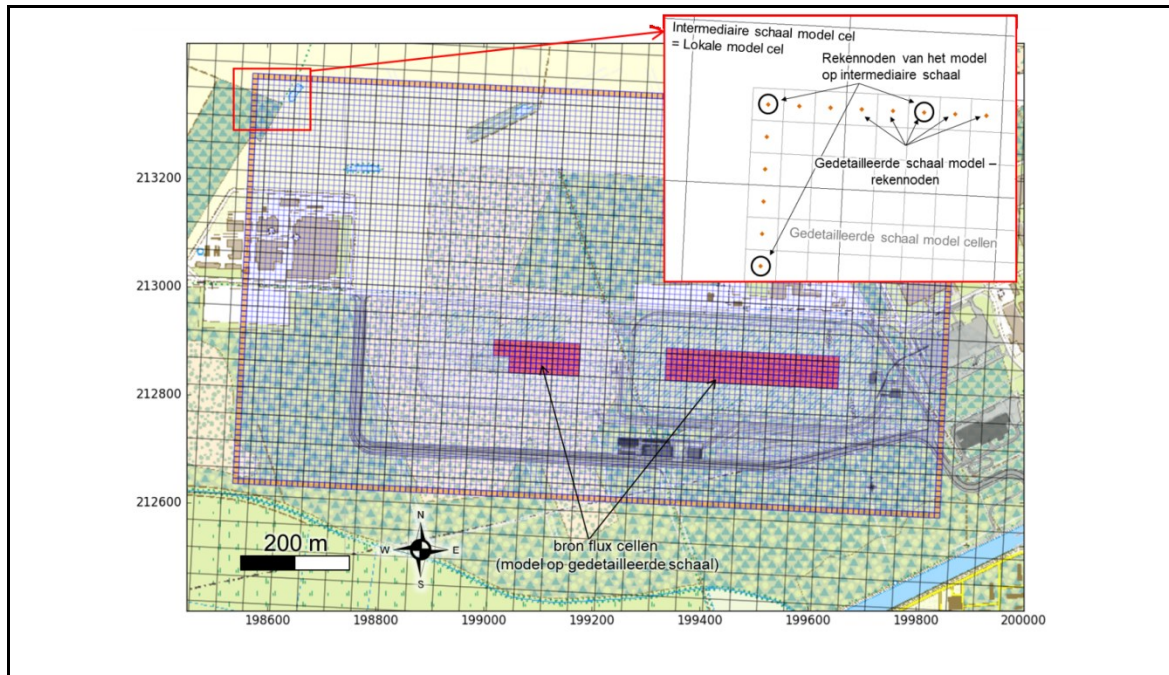
De *horizontale* grenzen van het transportmodel op gedetailleerde schaal werden zodanig gekozen dat (§2.2.2.1 van [OD-026]):

- een voldoende grote mate van *detail* bereikt wordt;
- het effect van (ruimtelijke) *uittmiddeling* op advectief-dispersieve processen geminimaliseerd wordt en tegelijk de rekentijd beperkt blijft;
- een optimale *koppeling* van de oplossing van de stromingsvergelijking met het domein van het transportmodel verzekerd wordt.

In feite wordt het model op gedetailleerde schaal uitgesneden uit het lokale model. De rand van het model op gedetailleerde schaal wordt in het midden van de cellen van het lokale model geplaatst zodat elk vijfde rekenkundig knooppunt uit het model op gedetailleerde schaal exact dezelfde positie ligt als het overeenkomstige knooppunt uit het lokale model (Figuur 14-73). Deze positionering verzekert een optimale koppeling tussen het lokale model voor grondwaterstroming en het transportmodel op gedetailleerde schaal.

⁹² In elke cel in het raster van het lokale model / model op intermediaire schaal zijn 25 cellen uit het raster van het model op gedetailleerde schaal ingebed (Figuur 14-73).

⁹³ In het hydrogeologische transportmodel op intermediaire schaal werd een uniforme bronflux beschouwd uit *beide* tumuli. De simulaties voor de westelijke tumulus dienen verder bevestigd te worden (zie ook §4.6.2.7 [HS-4] en §14.4.5.5).



Figuur 14-73: Positie van het raster van het transportmodel op gedetailleerde schaal (0,988 km²) binnen het raster van het Lokale model / model op intermediaire schaal.

14.4.5.3.2 Beschouwde processen en wiskundige formulering

Het transport van radionucliden in de aquifers kan worden beschreven door middel van de advectie-dispersie-vergelijking zoals geformuleerd in [R14-110] (§2.2 van [OD-026]):

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right)}_{\text{dispersie}} - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k)}_{\text{advectie}} + \underbrace{q_s C_s^k}_{\text{voeding \& drainage}} + \underbrace{\sum R_n}_{\text{reacties}}$$

Vergelijking 20

waarbij

- θ = (effectieve) porositeit van de ondergrond [-];
- C^k = opgeloste concentratie van stof k [Bq/m³];
- t = tijd [d];
- x_i = afstand langs Cartesische coördinaatas i [m];
- x_j = afstand langs Cartesische coördinaatas j [m];
- D_{ij} = tensor van de hydrodynamische dispersiecoëfficiënt [m²/d]
- v_i = lineaire poriënwatersnelheid [m/d]; gerelateerd aan de specifieke uitstroom (Darcyflux q_i) via de relatie

$$v_i = q_i / \theta$$

Vergelijking 21

- q_s = volumetrisch debiet per eenheidsvolume aquifer welke overeenkomt met vloeibare voeding (positief) en drainage (negatief) [d^{-1}];
- C_s^k = concentratie in de voedings- of drainageflux van stof k , [Bq/m^3];
- $\sum R_n$ = reactieterm [$Bq/m^3/d$].

Samengevat kunnen vier processen de verspreiding van radionucliden in de ondergrond beïnvloeden:

- *advectie*, i.e. het transport van contaminanten aan de snelheid van de grondwaterstroming v_i [m/d];
- *dispersie*, i.e. de verspreiding of uitsmering van contaminanten over een groter gebied dan wat men enkel op basis van de gemiddelde grondwaterstromingsvectoren zou verwachten;
- *voeding en drainage*, i.e. de uitwisseling tussen het grondwater en de beschouwde interactiepunten met het bergingssysteem en de biosfeer;
- *reacties* met inbegrip van:
 - ▶ chemische interacties tussen de vloeibare en vaste fase (sorptie); en
 - ▶ radioactief verval en ingroei.

Tabel 14-40 geeft een samenvatting van de manier waarop deze processen worden beschouwd in de transportsimulaties (§2.2.1 en §2.2.2 van [OD-026]).

De volgende hypothesen zijn van toepassing op de conceptualisering van de *bronflux* (§2.2.1.3.1 en §2.2.2.5.1 van [OD-026]):

- in de simulaties wordt een ruimtelijk constante bronflux van een opgeloste stof, die niet vervalt noch gesorbeerd wordt, verondersteld. Het transport in de aquifer verloopt (in afwezigheid van sorptie) aanzienlijk sneller dan de advectief-diffusieve migratie van radionucliden in het bergingssysteem. Een quasi-steady state transportmodel is bijgevolg een gerechtvaardigde benadering. De steady state wordt bereikt na ongeveer 200 jaar in het model op gedetailleerde schaal en na ongeveer 800 jaar voor het model op intermediaire schaal; de resultaten worden respectievelijk geëxtraheerd uit de modellen op tijdschalen van 300 en 1 000 jaar – zie §2.2.3 van [OD-026];
- vanuit ruimtelijk oogpunt moet de bronflux verdeeld worden tussen twee tumuli van ongelijke grootte. Er wordt een *uniforme verdeling* toegepast: de oostelijke tumulus bevat 20/29^{ste} van de activiteit. Dit is coherent met de overweging dat de OLI's van de oostelijke tumulus 20/29^{ste} bedragen van de theoretische OLI's van de volledige berging die overeenstemmen met de totale activiteit in de bronterm 2013 V2 (§6.4.5.3 [HS-6]; §14.16.3).

De concentratie in de hypothetische waterput (C_{well} [Bq/m^3]) wordt berekend als de gewogen gemiddelde concentratie over alle cellen van de putfilter:

$$C_{well} = \frac{\sum C_k \cdot d_k}{\sum d_k}$$

Vergelijking 22

met C_k de concentratie in cel k [Bq/m^3] en d_k [m] de dikte van cel k .

Tabel 14-40: Beschouwing van processen die invloed kunnen hebben op het transport van deeltjes in de aquifers.

Conceptuele aanname	Parameters
<p>Advectie (§2.2.1.1 en §2.2.2.3 van [OD-026])</p> <p>De oplossing voor grondwaterstroming uit het lokale model wordt getransfereerd naar het transportmodel op beide schalen:</p> <ul style="list-style-type: none"> naar het model op gedetailleerde schaal door oplossing van de waterstromingsvergelijking binnen het domein van dit model; naar het model op intermediaire schaal door middel van de flow-transport link file 	<p>De Darcy snelheidsmatrix wordt van het stromingsmodel omgezet naar het transportmodel. Porositeitswaarden uit de site-karakteriseringscampagne van 2008 werden gebruikt (§2.2.2.3.1 van [OD-026]).</p>
<p>Hydrodynamische dispersie en diffusie (§2.2.1.2 van [OD-026])</p> <p>Verwaarlozing van moleculaire diffusie. Advectie domineert dispersie en dispersie domineert diffusie.</p>	<p>Dispersiepakket wordt niet geactiveerd (fysische dispersie = 0) in de opzet van de transportmodellen (§2.2.2.4 van [OD-026]).</p>
<p>Conceptualisering van de bron (§2.2.1.3.1 van [OD-026])</p> <p>Ruimtelijk constante flux uit de tumuli</p> <p>Focus op oostelijke tumulus</p> <p>Bronflux</p>	<p>1 Bq/a/m² voor alle cellen op de locatie van de bergingsmodules (§2.2.2.5.1 van [OD-026])</p> <p>Model op gedetailleerde schaal: oostelijke tumulus van 20 modules beslaat 192 cellen</p> <p>Model op intermediaire schaal: oostelijke tumulus van 20 modules beslaat 7 cellen (§2.2.2.5.1 van [OD-026])</p> <p>Model op gedetailleerde schaal: bronflux van 19 200 Bq/a uit de oostelijke tumulus van 20 modules</p> <p>Model op intermediaire schaal: bronflux van 17 500 Bq/a uit de oostelijke tumulus van 20 modules (§2.2.2.5.1 van [OD-026])</p>
<p>Conceptualisering van de receptoren (§2.2.1.3.2 en §2.2.1.3.3 van [OD-026])</p> <p>Put: gemiddelde concentratie in de cellen van de bovenste aquifer (model op gedetailleerde schaal)</p> <p>Rivieren: fractie van de flux uit het bergingssysteem die in verschillende secties van het rivierennetwerk terechtkomt</p> <p>Bodem (kwelgebieden): maximale concentratie in de bovenste aquifer op plaatsen met ondiep grondwater in de contaminatiepluim (model op intermediaire schaal)</p>	<ul style="list-style-type: none"> Filterlengte is gelijk aan de dikte van de bovenste aquifer Afpomping gelijk aan nul (§2.2.2.5.2 van [OD-026]) <p>Fractie van de flux uit het bergingssysteem die uiteindelijk in de Kleine Nete terechtkomt is gelijk aan één (§2.2.2.5.3 van [OD-026])</p> <p>Opstijgend grondwater met concentratie uit de bovenste laag in het model (§2.2.2.5.3 van [OD-026])</p>
<p>Reacties (§2.2.1.4 van [OD-026])</p> <p>Sorptie op glauconiet in de aquifer en radioactief verval worden niet in acht genomen</p>	<p>Reactiepakket wordt niet opgenomen in de opzet van de transportmodellen (§2.2.1.4 van [OD-026])</p>

14.4.5.3.3 Computercode

De transportmodellen op gedetailleerde en intermediaire schaal werden op het SCK•CEN geïmplementeerd in MT3DMS (Modular 3-Dimensional Transport Multi-Species model) [R14-110], waarbij gebruik werd gemaakt van de (standaard) eindige-differentiemethode.

14.4.5.4 Conceptuele veranderingen in de grondwaterstromingsmodellen voor simulaties onder mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden

14.4.5.4.1 Mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden

Onder het huidige klimaat bedraagt de langjarig gemiddelde regionale infiltratie voor grasland 306 mm/a. De effecten van mogelijke klimaatwijzigingen⁹⁴ op deze waarde werden beschouwd voor de drie CCI-HYDR scenario's (zie §14.3.6.3.1) en leiden tot een *afname* in regionale infiltratie. Als gevolg hiervan wordt een tragere waterstroming en toename van de GTF verwacht.

In de grondwaterstromingsmodellen worden mogelijke toekomstige evoluties van het hydrologisch systeem ten gevolge van deze range van verwachte klimaatveranderingen beschouwd door de gewijzigde regionale infiltratie in rekening te brengen (§4.1 van [OD-026]).

14.4.5.4.2 Externe factoren

Naast de infiltratie beïnvloeden ook externe factoren de grondwaterstroming en dus de geschatte dilutie/GTF. Om tot een conservatieve schatting van de GTF te komen, werden, naast de gewijzigde infiltratie, twee conceptuele wijzigingen geïntroduceerd in de grondwaterstromingsmodellen (§4.1 van [OD-026]):

- 1) de interactie tussen grondwater en oppervlaktewateren is beperkt tot *drainage* (grondwater voedt het oppervlaktewater); en
- 2) het kanaal Bocholt-Herentals is niet langer aanwezig.

De eerste wijziging wordt geïntroduceerd om te voorkomen dat de gereduceerde regionale infiltratie *gecompenseerd* wordt door instroom vanuit de oppervlaktewateren. In het model voor het huidige klimaat worden deze geconceptualiseerd als voeding of drainage (§14.4.5.2.3). Hierdoor is het mogelijk dat water vanuit de oppervlaktewateren in de aquifer infiltreert. Bij een lagere regionale infiltratie, waarbij de grondwaterstanden zouden verlagen, zou de infiltratie vanuit de oppervlaktewateren dan ook kunnen toenemen (wat de grondwaterstroming zou versnellen). In de realiteit worden de oppervlaktewateren gevoed door het grondwater; de conceptuele wijziging waarbij de oppervlaktewateren als drains gemodelleerd worden, is dus meer representatief.

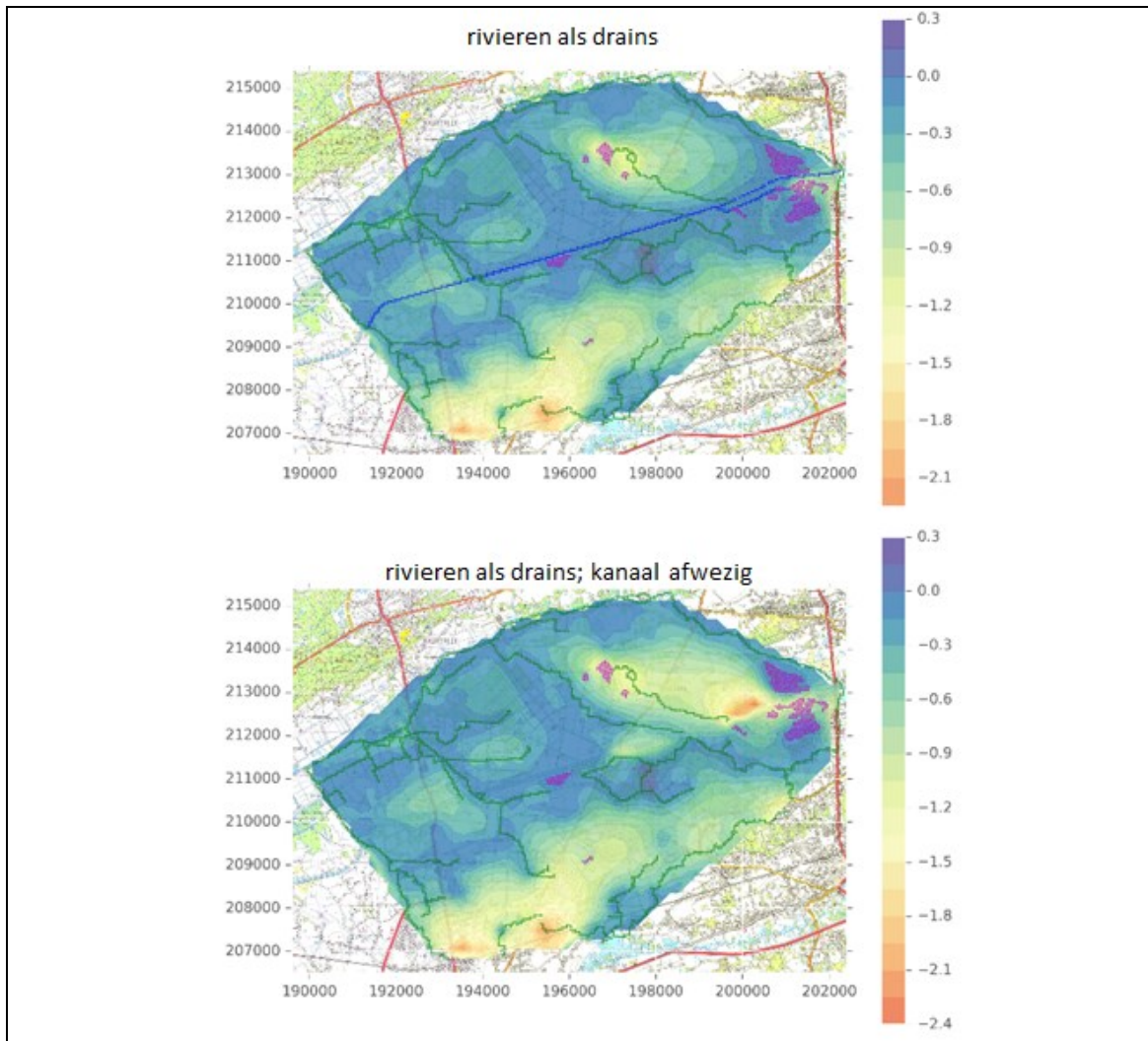
De tweede wijziging is ingegeven door de overweging dat de aanwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals een *artificiële toestand* vertegenwoordigt en dat de waterstroming ter hoogte van de tumuli trager zou zijn in afwezigheid van het kanaal.

14.4.5.4.3 Invloed van conceptuele veranderingen op de grondwaterpeilen

Figuur 14-74 toont de verschillen tussen de gesimuleerde grondwaterpeilen berekend bij een gewijzigde regionale infiltratie met de twee conceptuele varianten en de referentiesimulatie voor het huidige klimaat.

Enkel de variant met de regionale infiltratie van het 'hoge' CCI-HYDR klimaatscenario wordt hier getoond. De resultaten voor de andere onderzochte klimaten zijn vergelijkbaar (§4.3.2 van [OD-026]).

⁹⁴ In het geval van een belangrijke stijging van de zeespiegel, waarbij de kustlijn zou opschuiven tot in de buurt van de bergingssite, verwachten we een verzilting van het grondwater waardoor de waarschijnlijkheid van een waterput voor (agrarisch) privégebruik erg laag wordt. De situatie van een Cs-klimaat op basis van het 'hoge' CCI-HYDR klimaatscenario, met een GTF bepaald voor een waterput voor privégebruik en dus een blootstelling die het gevolg is van landbouwactiviteit, is dan in ieder geval omhullend in termen van impacts.



Figuur 14-74: Gesimuleerde verschillen in grondwaterstijghoogte tussen de varianten van het lokale model met en zonder kanaal Bocholt-Herentals, met de regionale infiltratiewaarde van het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en de referentiesimulatie. De groene bolletjes vormen de rivieren; de paarse de meren en de blauwe het kanaal Bocholt-Herentals.

Een belangrijke *daling* van het grondwaterpeil treedt op nabij het Prinsenspark, ten gevolge van de afwezigheid van infiltratie vanuit de Hooibeek. Vergelijken van de resultaten voor de twee conceptuele modelvarianten leert dat exfiltratie vanuit het kanaal in het noordoostelijke deel van het model de dalende grondwaterpeilen gedeeltelijk compenseert. Dit is toe te schrijven aan de toenemende hydraulische gradiënt tussen het (vaste) peil in het kanaal en het verlaagde grondwaterpeil in de aquifer. Een lagere regionale infiltratie zal zich bijgevolg vertalen in lagere grondwaterpeilen ten noorden van de bergingsite. Zonder de kunstmatige exfiltratie vanuit het kanaal (variant zonder het kanaal, onderste helft van Figuur 14-74) dalen de grondwaterstijghoogtes het sterkst daar waar het kanaal een infiltratiefunctie heeft (i.e. het noordoostelijke deel van het model).

14.4.5.5 Modelresultaten

Uit de berekeningen met de verschillende hydrogeologische modellen kunnen volgende indicatoren rechtstreeks worden afgeleid:

- de GTF voor een hypothetische waterput aan de voet de *oostelijke tumulus* van 20 modules (waterputreceptor);
- de *fractie* van de bronflux die in het rivierennetwerk terechtkomt (rivierreceptor); en
- de GTF voor de *kwelgebieden* (kwelgebiedreceptor).

De relevante indicatoren voor de rivier- en kwelgebiedreceptoren werden afgeleid uit het hydrogeologische transportmodel op *intermediaire* schaal, met een uniforme bronflux uit *beide* tumuli.

Hierbij merken we op dat de grondwaterstromingsrichting en –snelheid op dit moment enkel bevestigd zijn in de nabijheid van de oostelijke tumulus (§4.6.2.7 [HS-4]) en dus niet in de nabijheid van de westelijke.

Wanneer het model bevestigd is voor alle relevante delen, zal dit gepaard gaan met een bevestiging dat de maximale impacts onder de verschillende scenario's niet hoger/uitgebreider zijn dan wat berekend werd in het veiligheidsrapport voor de waterputreceptor, bijvoorbeeld bij het vastleggen van gepaste OLI's (§14.16.3) voor de westelijke tumulus.

14.4.5.5.1 Huidig klimaat

14.4.5.5.1.1 Receptor: waterput

Figuur 14-75 toont de contourlijnen van de waarden van de GTF, als gewogen gemiddelde over alle cellen van de bovenste aquifer in het transportmodel op *gedetailleerde* schaal.

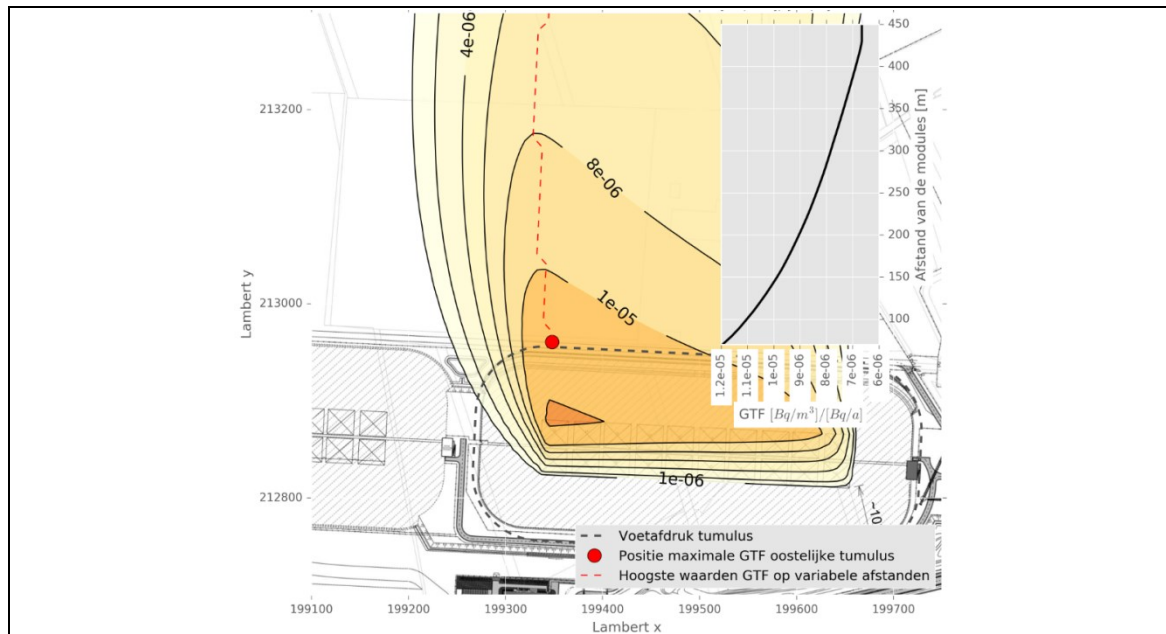
De referentiewaarde voor de GTF stemt overeen met de hoogste gevonden waarde aan de voet van de oostelijke tumulus, i.e. op 70 m van de modules en bedraagt

$1,2 \times 10^{-5} \text{ Bq/m}^3 \text{ per Bq/a}$
--

Hoewel de GTF bepaald wordt voor de volledige oostelijke tumulus, dragen niet alle modules van de oostelijke tumulus in dezelfde mate bij tot de concentratie in de hypothetische waterput (§2.2.3.1.1 van [OD-026]):

- slechts 4 van de 20 modules dragen meer dan 10% bij tot de concentratie in de waterput, waarvan 1 meer dan 25%;
- 14 modules dragen minder dan 5% bij, waarvan er 11 zelfs minder dan 1% bijdragen.

De modules die het meest bijdragen zijn die aan de westelijke kant van de tumulus.



Figuur 14-75: Contourlijnen van de waarden van de GTF ($[Bq/m^3]/[Bq/a]$) voor de oostelijke tumulus in het transportmodel op gedetailleerde schaal voor het huidige klimaat. De rode stip geeft het punt met de maximale concentratie / GTF weer aan de voet van de oostelijke tumulus. Inzet: maximale waarde van de GTF in functie van de afstand tot de modules.

Voor de vergelijking tussen resultaten van het lokale grondwaterstromingsmodel onder de huidige klimaatomstandigheden en de gemeten stroomsnelheden en -richtingen verwijzen we naar §4.6.2.7 [HS-4]. De stroomsnelheden op de verschillende plaatsen tussen de locatie waar de radionucliden vrijkomen in het grondwater en de onderstelde waterput aan de voet van de tumulus bepalen mee de waarde van de GTF. De stroomsnelheid uit het model komt op die plaatsen goed overeen met de in-situ metingen. De stroomsnelheid is evenredig met de hydraulische geleidbaarheid en met de gradiënt. In het lokale model is er een overschatting van de gradiënt en een onderschatting van de hydraulische geleidbaarheid ten opzichte van wat gemeten wordt (zie ook §4.6.2.6.2 [HS-4]), maar deze over- en onderschatting compenseren elkaar voor de bepaling van de stroomsnelheid en dus de GTF.

14.4.5.5.1.2 Receptor: rivier

Uit de simulaties met het transportmodel op *intermediaire* schaal blijkt dat meer dan 96% van de bronflux uiteindelijk in de rivieren draineert (§2.2.3.2 van [OD-026]), het merendeel hiervan (> 93%) in de Witte Nete (en zo uiteindelijk in de Kleine Nete).

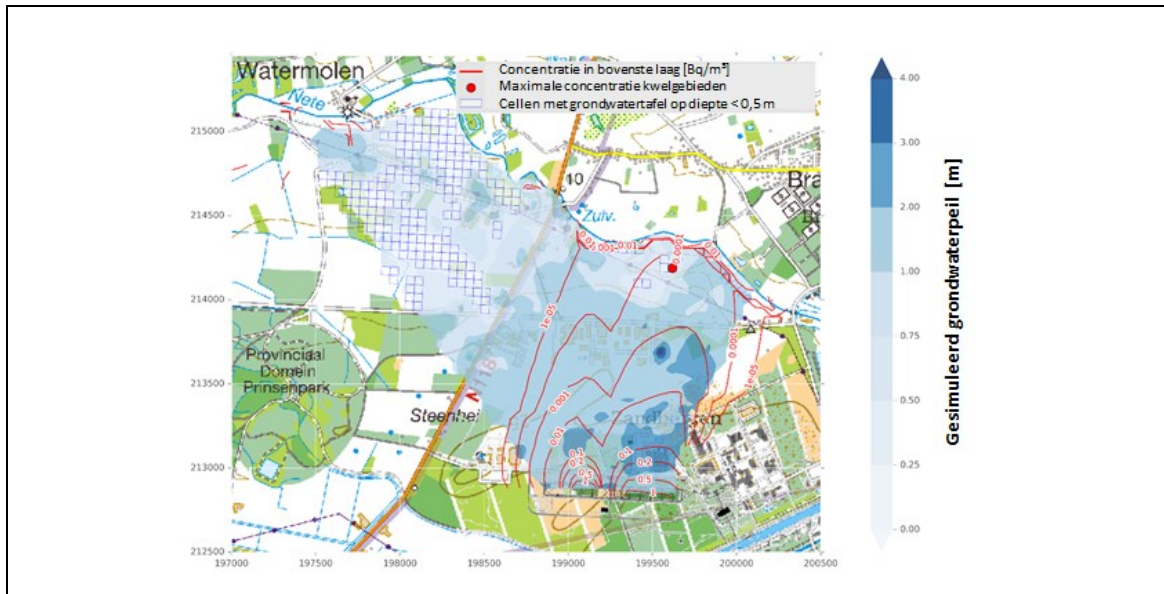
In de impactberekeningen wordt ondersteld dat de *volledige* flux uit het bergingssysteem in het rivierennetwerk terechtkomt en wordt dus de facto abstractie gemaakt van het hydrogeologische systeem.

14.4.5.5.1.3 Receptor: kwelgebieden

De GTF in de zone met ondiep grondwater (grondwatertafel op minder dan 0,5 m diepte – Figuur 14-76) wordt berekend uit de concentratie in de bovenste laag van het transportmodel op *intermediaire* schaal (§2.2.3.3 van [OD-026]).

De maximale waarde bedraagt

$5,85 \times 10^{-9}$ Bq/m³ per Bq/a



Figuur 14-76: Locatie van de kwelgebieden (blauw geruite cellen) bij de simulaties onder het huidige klimaat. De rode stip geeft het punt met de maximale concentratie in de bovenste laag van de aquifer weer.

14.4.5.5.2 Toekomstig klimaat

14.4.5.5.2.1 Receptor: waterput

Onder toekomstige klimaatomstandigheden, met de gewijzigde regionale infiltraties zoals beschouwd in §14.3.6.3.1, en wanneer de interactie tussen grondwater en oppervlaktewateren beperkt wordt tot drainage (§14.4.5.4.2), vinden we volgende waarden van de GTF in de hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus (§4.3.3.1 van [OD-026]):

- in aanwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals:
 - ▶ $1,16 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het hoge CCI-HYDR klimaatsscenario;
 - ▶ $1,17 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het lage CCI-HYDR klimaatsscenario;
 - ▶ $1,16 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het gemiddelde CCI-HYDR klimaatsscenario; en
- in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals:
 - ▶ $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het hoge CCI-HYDR klimaatsscenario;
 - ▶ $1,85 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het lage CCI-HYDR klimaatsscenario;
 - ▶ $1,75 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het gemiddelde CCI-HYDR klimaatsscenario.

In het algemeen zal het *grondwaterpeil* in de omgeving van de site onder de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden verlagen omwille van de lagere regionale infiltratie (§14.4.5.4.3). Deze verlaging

van de watertafel heeft als gevolg dat de waterscheidingslijn zich zuidwaarts verplaatst waardoor de noordwaartse stroming geaccentueerd wordt (Figuur 4-129 in §4.6.2.7.4 [HS-4]).

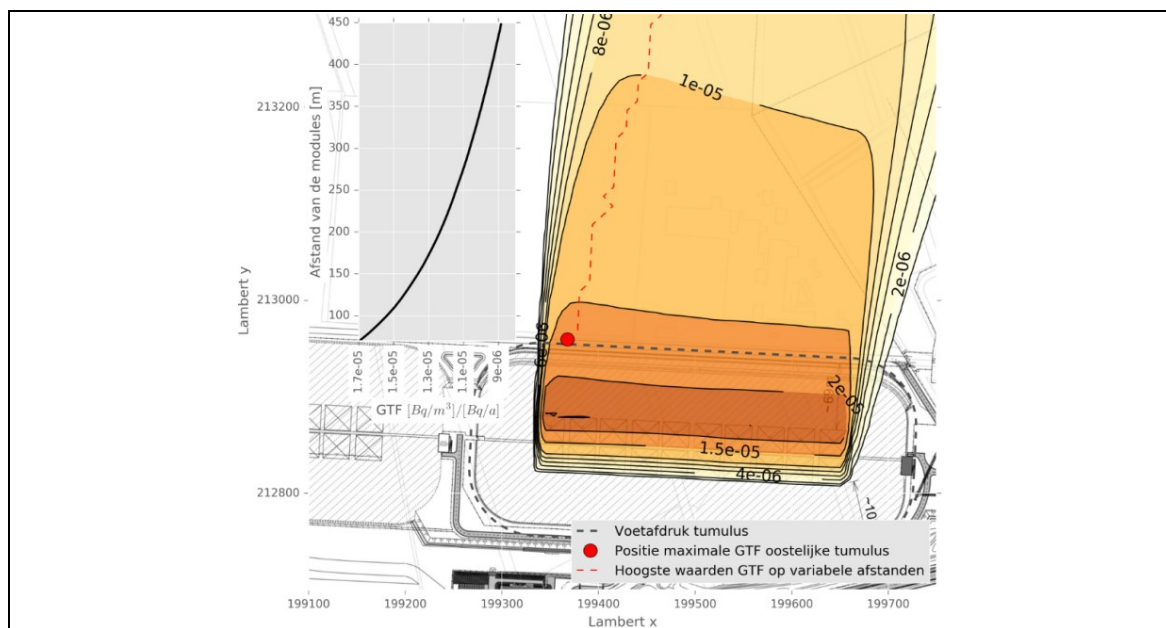
In de situatie waarbij het kanaal blijft bestaan in zijn huidige toestand (met waterlek aan SAS 6), ontstaat er een hogere hydraulische gradiënt onder de site (vergelijk de bovenste delen van Figuur 4-125 (huidig klimaat) met Figuur 4-126, Figuur 4-127 en Figuur 4-128 (mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden) in §4.6.2.7.4 [HS-4]). Deze resulteert in een hogere waterstroming, die zich in een kleinere GTF vertaalt in vergelijking met de situatie waarbij het kanaal niet gemodelleerd wordt.

De GTF bij gewijzigde klimaten blijkt weinig gevoelig te zijn aan de waarde van de regionale infiltratie onder de verschillende CCI-HYDR scenario's. Door de afname in regionale infiltratie ten opzichte van het huidige klimaat en bij de onderstelling van afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals, is er een toename van de GTF ten opzichte van de GTF onder het huidige klimaat mét het kanaal Bocholt-Herentals.

Conform de aannames voor de installatie- en biosfeermodellering wordt de berekende waarde onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario als basis gebruikt voor de radiologische impactberekeningen. De referentiewaarde van de GTF bedraagt dus

$$1,7 \times 10^{-5} \text{ Bq/m}^3 \text{ per Bq/a}$$

De contourlijnen worden getoond in Figuur 14-77.



Figuur 14-77: Contourlijnen van de waarden van de GTF ([Bq/m³]/[Bq/a]) voor de oostelijke tumulus in het transportmodel op gedetailleerde schaal voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, waarbij oppervlaktewateren beschouwd worden als drains en zonder het kanaal Bocholt-Herentals. De rode stip geeft het punt met de maximale concentratie / GTF weer aan de voet van de oostelijke tumulus. Inzet: maximale waarde van de GTF in functie van de afstand tot de modules.

Hoewel de GTF bepaald wordt voor de volledige oostelijke tumulus, dragen niet alle modules in dezelfde mate bij tot de concentratie in de hypothetische waterput (§4.3.5 van [OD-026]). Het bijdragepatroon onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario is, door de geaccentueerde noordwaartse stroming, meer uitgesproken dan onder de huidige klimaatomstandigheden:

- slechts 4 van de 20 modules dragen bij tot de concentratie in de waterput – dit zijn de vier meest linkse modules van de tumulus;
- twee van deze 4 modules dragen meer dan 35% bij tot de concentratie; de hoogste bijdrage is 38,9%.

Onder de andere beschouwde mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden is het bijdragepatroon zelfs nog meer uitgesproken en zijn nagenoeg enkel de twee meest linkse modules bepalend (bijdrage van de twee modules daarnaast is kleiner dan 5%). De meest bijdragende module is in deze gevallen verantwoordelijk voor ongeveer 50% van de concentratie.

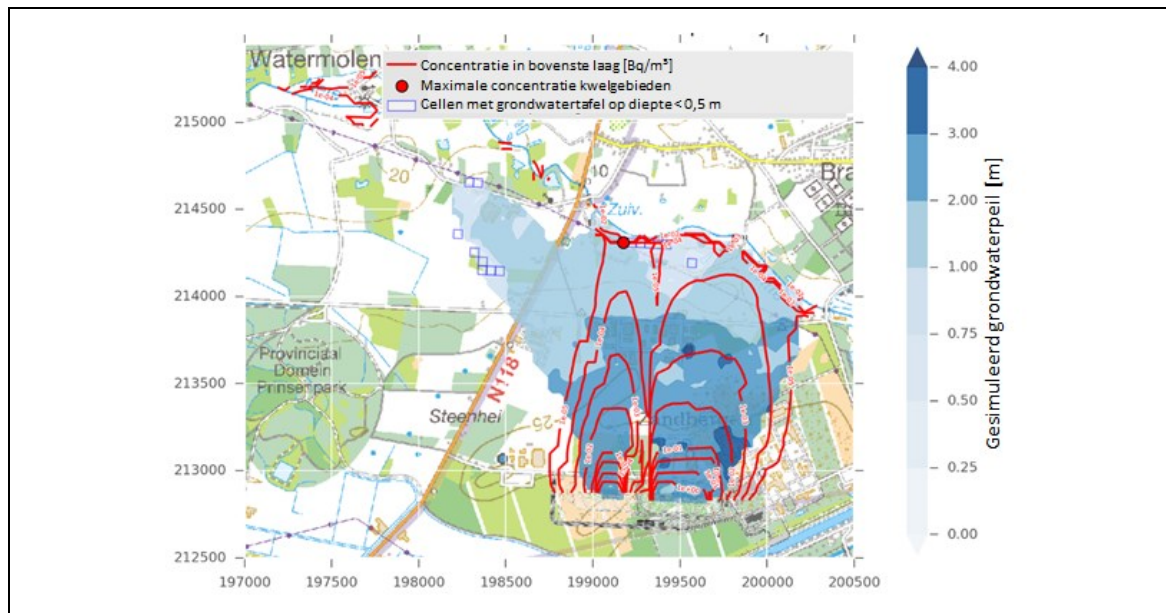
14.4.5.5.2.2 Receptor: rivier

Uit de simulaties met het transportmodel op *intermediaire* schaal blijkt dat meer dan 99% van de bronflux uiteindelijk in de rivieren draineert (§4.3.4.1 van [OD-026]), het merendeel hiervan (> 98%) in de Witte Nete (en zo uiteindelijk in de Kleine Nete).

In de impactberekeningen wordt ondersteld dat de *volledige* flux uit het bergingssysteem in het rivernetwerk terechtkomt en wordt de facto abstractie gemaakt van het hydrogeologische systeem.

14.4.5.5.2.3 Receptor: kwelgebieden

De verlaging van het grondwaterpeil ten opzichte van de huidige toestand leidt ertoe dat de uitgestrektheid van de kwelgebieden sterk beperkt wordt (Figuur 14-78).



Figuur 14-78: Locatie van de kwelgebieden (blauw geruite cellen) onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, waarbij oppervlaktewateren beschouwd worden als drains en zonder het kanaal Bocholt-Herentals. De rode stip geeft het punt met de maximale concentratie in de bovenste laag van de aquifer weer.

De GTF in de zone met ondiep grondwater (grondwatertafel op minder dan 0,5 m diepte) wordt berekend uit de concentratie in de bovenste laag van het transportmodel op *intermediaire* schaal (§4.3.4.2 van [OD-026]). De maximale waarde onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario bedraagt

$4,67 \times 10^{-9}$ Bq/m³ per Bq/a

14.4.6 Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie

Tabel 14-41 geeft een overzicht van de manier waarop de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie, zoals beschouwd in Tabel 14-18 in §14.3.7.3, behandeld worden. De via *gevoeligheidsanalyse* beschouwde onzekerheden worden vervolgens verder toegelicht.

Tabel 14-41: Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie. Elementen die aan bod komen in de gevoeligheidsanalyse staan op een lichtgele achtergrond.

Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	Beschrijving van de behandeling	Type behandeling
Onzekerheden op de jaarlijkse regionale infiltratie ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden (§14.3.6.3.1)	<p>De langjarig gemiddelde infiltratie voor grasland onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (210 mm/a) wordt aangehouden.</p> <p>De GTF bij gewijzigde klimaten blijkt weinig gevoelig te zijn aan de waarde van de regionale infiltratie onder de verschillende CCI-HYDR scenario's (maximaal 9% variatie – zie §14.4.5.5.2.1).</p> <p>In termen van globale impact is de keuze voor het Cs-klimaat vertegenwoordigd door het hoge CCI-HYDR klimaatscenario omhullend in termen van</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ waterinsijpeling in en dus piekflux uit het bergingssysteem (§14.4.3.7.1); ▪ irrigatiebehoefte en dus BCFS (§14.4.8.1). 	Conservatief / omhullend in het geheel van de evaluatie
Onzekerheden op de jaarlijkse regionale infiltratie ten gevolge van wijzigingen in landgebruik (§14.3.6.3.1)	<p>Wijzigingen in landgebruik kunnen aanleiding geven tot wijzigingen in de regionale infiltratie. Er wordt uitgegaan van een regionale infiltratie berekend voor grasland, wat aanvaardbaar is aangezien (§5.1 van [OD-026])</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ men voor gemengd landgebruik met ook akkerbouw, zoals beschouwd in een biosfeer waarin de blootstelling het gevolg is van landbouwactiviteit, een iets hogere langjarig gemiddelde infiltratie verwacht (zie ook §14.3.6.3.1); en ▪ beperkte variaties op de infiltratie weinig invloed hebben op de GTF (§14.4.5.5.2.1). 	Gestileerd

Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie	Beschrijving van de behandeling	Type behandeling
Onzekerheden op de lekken vanuit het kanaal en de conductantie van rivierbeddingen (§14.3.6.3.4)	Voor de bepaling van de referentiewaarde van de GTF wordt ondersteld dat het kanaal Bocholt-Herentals verdwijnt (§14.4.5.4.2), wat tot een lagere grondwaterstroming en een meer dan 40% hogere GTF leidt (§14.4.5.5.2.1). Door een simulatie te verrichten met en zonder Hooibeek, werd geverifieerd dat het weglaten van de Hooibeek in combinatie met het weglaten van het kanaal Bocholt-Herentals, slechts tot een minieme wijziging in G_{TF} ($< 10^{-9}$ a/m ³) leidt ten opzichte van de situatie waar de Hooibeek niet weggelaten wordt en het kanaal Bocholt-Herentals wel (§5.3.2 van [OD-026]).	Conservatief / omhullend
Onzekerheid op de hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.3.6)	Het effect van de onzekerheden op de hydraulische geleidbaarheid is waarschijnlijk veel kleiner dan een factor 2 (zie §4.6.2.6.4 [HS-4]).	Gestileerd
Onzekerheden op de positie van de waterput beschouwd als biosfeerreceptor (§14.3.6.3.7)	<u>Hypothetische waterput</u> aan de voet van de oostelijke tumulus, op de plaats waar de hoogste concentratie wordt waargenomen. <u>Gevoeligheid</u> : Deze aanname leidt tot de maximale GTF over het gesimuleerde domein (§14.4.6.1).	Conservatief / omhullend
Onzekerheden op de diepte en lengte van de filter (§14.3.6.3.7)	De contaminatiepluim strekt zich uit over een grotere diepte naarmate de afstand tot de bergingsinstallatie toeneemt (§4.6.2.5 [HS-4]). Voor de <u>hypothetische waterput</u> wordt een putfilter geselecteerd die zich uitstrekt over de gehele diepte van de bovenste aquifer (tot aan de Kasterlee Klei). <u>Gevoeligheid</u> : Een kortere filter kan aanleiding geven tot een lagere maar ook tot een hogere GTF (§14.4.6.2).	Gestileerd
Onzekerheden op verdunningseffecten door pompen in de waterput (§14.3.6.3.7)	Teneinde de voorspelde concentraties niet te onderschatten wordt een pompdebiet van 0 m ³ /a toegepast in de <u>hypothetische waterput</u> . <u>Gevoeligheid</u> : Afpomping leidt tot bijkomende dilutie en dus een verlaging van de GTF (§14.4.6.3).	Conservatief
Onzekerheden op sorptie in de ondergrond (§14.3.6.3.8)	De waarde van de GTF wordt bepaald voor een opgeloste stof die niet vervalst noch gesorbeerd wordt in het grondwatersysteem. Verval en sorptie geven in de regel aanleiding tot een <u>verlaging</u> van de radionuclidenconcentraties in de vloeibare fase van de aquifer, en dus in de hypothetische waterput. Radionucliden die aan sorptie onderhevig zijn verschijnen pas later in significante hoeveelheden in de referentieput (§2.2.4.2.3 van [OD-026]).	Conservatief

14.4.6.1 Positie van de waterput

De referentiewaarde van de GTF – aan de voet van de oostelijke tumulus – is de maximale waarde uit het gesimuleerde domein van het model op gedetailleerde schaal. De waarde van de GTF neemt af in functie van de afstand tot de modules (zie inzet van Figuur 14-75 en Figuur 14-77 voor respectievelijk de huidige en toekomstige klimaatomstandigheden).

Geen enkele positie binnen het beïnvloedingsgebied van de contaminatiepluim zal aanleiding geven tot een hogere waarde; waardoor gesteld kan worden dat de positie van de waterput uiterst *conservatief* gekozen is.

Verder gedetailleerd cijfermateriaal wordt gegeven in §2.2.4.2.2.1 (huidig klimaat) en §4.4.1.1 (toekomstig klimaat) van [OD-026].

14.4.6.2 Diepte en lengte van de filter

De beschouwde putfilter strekt zich uit over de gehele diepte van de bovenste aquifer (tot aan de Kasterlee Klei, i.e. ongeveer 30 m). Deze keuze leidt tot een schatting die als representatief kan worden beschouwd voor alle mogelijke filterlengtes en –dieptes in de bovenste aquifer. Op 70 m afstand van de bergingsmodules bereikt het maximum van de contaminatiepluim echter slechts een diepte van 5 tot 10 m (§4.6.2.5 [HS-4]).

Om de gevoeligheid met betrekking tot de diepte en lengte van de filter na te gaan, wordt de waarde van de GTF berekend voor verschillende filterlengtes tussen 1,5 m en 29,8 m. Dit leidt tot de observaties dat een kortere putfilter

- onder het huidige klimaat in extreme gevallen aanleiding kan geven tot een GTF voor de oostelijke tumulus die (§2.2.4.2.2.2 van [OD-026])
 - ▶ meer dan twee grootteordes lager is (minimaal $6,1 \times 10^{-8}$ Bq/m³ per Bq/a); of
 - ▶ minder dan een factor 3 hoger (maximaal $3,1 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a).

Afhankelijk van zijn positie in de waterput is de kans dat een filter met een lengte van slechts 1,5 m de referentiewaarde van de GTF bereikt 50,4%;

- onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario in extreme gevallen aanleiding kan geven tot een GTF voor de oostelijke tumulus die (§4.4.1.2 van [OD-026])
 - ▶ meer dan twee grootteordes lager is (minimaal $4,7 \times 10^{-8}$ Bq/m³ per Bq/a); of
 - ▶ minder dan een factor 3 hoger (maximaal $4,8 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a).

Afhankelijk van zijn positie in de waterput is de kans dat een filter met een lengte van slechts 1,5m de referentiewaarde van de GTF bereikt 43,8%.

14.4.6.3 Verdunningseffecten door pompen

Teneinde de voorspelde concentraties in de waterput niet te onderschatten wordt een pompdebiet van nul toegepast. Deze hypothese laat tevens toe concentratiewaarden af te leiden uit de simulatieresultaten zonder dat deze herwerkt moeten worden in het licht van de precieze positie van de waterput.

Om de gevoeligheid met betrekking tot afpompings na te gaan, werden bijkomende simulaties uitgevoerd waarin verschillende debieten expliciet worden afgepompt uit de waterput:

- onder het huidige klimaat leidt een debiet van 5 000 m³ tot een verlaging van de GTF voor de oostelijke tumulus met 5,8%; een debiet van 20 000 m³ tot een verlaging met 12,5% (§2.2.4.2.2.3 van [OD-026]);
- onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario leidt een debiet van 5 000 m³ tot een verlaging van de GTF met 4,1%; een debiet van 20 000 m³ tot een verlaging met 5,9% (§4.4.1.3 van [OD-026]).

14.4.7 Formulering en implementatie van de biosfeermodellen

Rekening houdend met de grote onzekerheden met betrekking tot de evolutie van de biosfeer over tijdschalen van enkele decennia, is de internationaal heersende opvatting dat biosfeerevaluaties betreffende de berging van radioactief afval moeten worden uitgevoerd op basis van *referentiebiosferen* en dat hierbij gangbare gegevens moeten worden gebruikt van gebieden met vergelijkbare milieukeurmerken als het geanalyseerde gebied. Een referentiebiosfeer wordt gedefinieerd als [R14-23]

een gestileerd model van de biosfeer dat wordt gebruikt als referentie voor een veiligheidsevaluatie en waarin verschillende componenten worden gespecificeerd, zoals klimaat, fauna en flora, geologie, hydrologie en activiteiten van de lokale bevolking. De stilering heeft betrekking op de aannames en hypothesen ten aanzien van de tijdsevolutie van de biosfeer en/of de site-specifieke aard van het biosfeermodel.

De evaluatiebiosferen voor de site van Dessel, gebruikt voor de berekening van de radiologische impact op de mens, zijn, uitgaande van de identificatie van de voornaamste *biosfeerreceptoren* (§14.3.5.1), ontwikkeld volgens de referentiebiosfeerbenadering (hoofdstuk 2 van [OD-030]), conform de leidraad van het FANC [R14-15]. Binnen een deterministische analyse is de bedoeling vooral een *grootteorde* van mogelijke impact te berekenen voor de representatieve personen, rekening houdend met alle relevante transfer- en blootstellingswegen.

De evaluatiebiosferen hebben een *gestileerd* karakter in termen van menselijke gewoontes, die gebaseerd zijn op de huidige gedragingen. De biosfeercharacteristieken die tussenkomen in de modellering van de relevante transfer- en blootstellingswegen zijn waar mogelijk gebaseerd op *sitespecifieke* kenmerken (bijvoorbeeld de bodemsamenstelling, aard van de geteelde gewassen,...), in overeenstemming met §6.2.6.3 van de leidraad biosfeer [R14-15].

De representatieve personen behoren tot een in *zichzelf voorzienende landbouwgemeenschap* die noch voedsel noch water betreft van regio's buiten het gebied waar de hoogste radiologische effecten kunnen verwacht worden (§5.1.7.2 van de leidraad biosfeer [R14-15]).

Als *indicatoren* leveren de biosfeermodellen radionuclidespecifieke biosfeerconversiefactoren (BCFs). Een BCF is numeriek gelijk aan de jaarlijkse *effectieve dosis* [Sv/a] die een representatieve persoon oploopt in de evaluatiebiosfeer uit alle relevante blootstellingswegen, wanneer hij wordt blootgesteld aan contaminatie in omgevingsmedia die te herleiden valt tot een eenheidsactiviteitsconcentratie [Bq/m³] in de beschouwde biosfeerreceptor⁹⁵, afkomstig uit het bergingssysteem.

BCFs zijn bepaald voor de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden (§14.3.1.4) en hun langlevende dochters. Drie dochternucliden met intermediaire halfwaardetijd (²²⁷Ac, ²¹⁰Pb en ²¹⁰Po) worden expliciet gemodelleerd, alsook ²²²Rn die exhaleert uit de bodem (§5.3 van [OD-030]). Hun bijdrage wordt vervolgens opgenomen in de BCF van de moedernucliden ²³¹Pa (voor ²²⁷Ac) en ²²⁶Ra (voor ²²²Rn, ²¹⁰Pb en ²¹⁰Po).

⁹⁵ eenheidsactiviteitsflux [Bq/a] in het geval van de rivierreceptor

14.4.7.1 Conceptuele beschrijving van de biosfeermodellen (effectieve dosis)

14.4.7.1.1 Beschouwing van tijdsevolutie in de biosfeer

Over de betrokken tijdschalen (2 000 jaar voor EES) is de aanname dat de huidige omstandigheden blijven voortbestaan moeilijk te verantwoorden. *Klimaatsverandering* is een natuurlijke evolutie die zich met grote waarschijnlijkheid zal voordoen en een significante invloed zal hebben op de uiteindelijke blootstelling.

De gevolgen van klimaatsverandering in de biosfeer werden beschouwd door rond elk van de drie CCI-HYDR klimaatscenario's een (*constante*) referentiebiosfeer te ontwikkelen op basis van een agrarisch landgebruik. Betreffende de keuze van de representatieve personen, kadert het in de referentiebiosfeermethodologie om deze te baseren op de *huidige levensstijl* en technieken, voor zover die in grote lijnen representatief is voor het klimaat dat zich instelt, wat hier het geval is.

In vergelijking met de verwachtingen en ranges van temperatuur- en neerslagrespons (Tabel 4-28 in §4.4.3.1 [HS-4]), leidt het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (dat overeenstemt met een Cs-klimaat) tot een omhullende evaluatie, in het licht van de hogere temperaturen en lagere neerslaghoeveelheden in de zomermaanden. Deze parameters beïnvloeden immers de potentiële evapotranspiratie en de hiermee verbonden irrigatiebehoefte, welke hoger is in een warmer en droger klimaat.

Ook een verandering in *landgebruik* – al dan niet ten gevolge van klimaatsverandering – kan aanleiding geven tot een verschillende ontwikkeling en gebruik van de biosfeer en dus wijzigingen van de transfer- en blootstellingswegen over de tijdspanne waarover de kwantitatieve evaluatie loopt. De evaluatiebiosferen voor een agrarisch landgebruik kunnen hiervoor echter als omhullend worden beschouwd (§4.1.3 van [OD-030]).

14.4.7.1.2 Hypothesen onderliggend aan de formulering van de biosfeermodellen

De biosfeermodellen zijn opgevat als *componentenmodellen*, waarbij de relevante omgevingsmedia die tussenkomen in de transfer van of blootstelling aan radionucliden worden voorgesteld als aparte componenten en de interacties ertussen als transferfuncties. De belangrijkste hypothesen onderliggend aan de modelontwikkeling (zie §4.2 van [OD-030] voor een volledig overzicht) zijn dat

- irrigatie gebeurt via *beregening* en niet via traditionele oppervlakte-irrigatie. Dit laat toe dat activiteit rechtstreeks op de gewassen terechtkomt en onderhevig is aan interceptie (waterput, rivier);
- alle radionucliden in irrigatiewater in de *wortelzone* terechtkomen, zelfs bij irrigatie via beregening, en, gefaciliteerd door regen- of irrigatiewater, uit de wortelzone kunnen uitloggen (waterput, rivier);
- de concentraties in de wortelzone berekend worden bij *evenwicht*⁹⁶, wat tot de hoogste concentraties leidt (waterput, rivier, kwelgebieden);
- radionucliden die zouden toegevoegd worden door *bemesting*, verliezen door *oogst* van gewassen compenseren (waterput, rivier, kwelgebieden);
- alle *wortels* van gewassen zich in de wortelzone bevinden (waterput, rivier, kwelgebieden); en

⁹⁶ zie Annex 3.2 van [OD-030] voor een beschouwing van de tijd tot zich evenwichtsomstandigheden instellen tussen aanvoer van radionucliden (irrigatie) en afvoer van radionucliden (uitlogging (en verval)), die voor de meeste radionucliden meerdere decennia tot duizenden jaren bedraagt

- grondwater in de rivier vloeit zonder interactie met de sedimentlagen, waardoor de concentratie van radionucliden in het *rivierwater* wordt overschat (rivier).

14.4.7.1.3 Receptor: waterput

Voor de waterputreceptor worden acht omgevingsmedia beschouwd:

- 1) *putwater* – onttrokken aan het grondwater en de bron van radionucliden in de evaluatiebiosfeer;
- 2) *wortelzone (bodem)* – agrarisch gecultiveerd, beperkt tot de oppervlakkige grondlaag tot op ploegdiepte (0,3 m), geïrrigeerd met gecontamineerd putwater;
- 3) *onderliggende grondlagen* – grondlagen onder de wortelzone;
- 4) *voedingsgewassen* – gewassen voor consumptie door de mens (bladgroenten, vruchtgroenten, peulvruchten, wortelgewassen, knolgewassen, graan, fruit) en dieren⁹⁷ (graan), geteeld in de wortelzone en geïrrigeerd met gecontamineerd putwater;
- 5) *weiland* – voor consumptie door vee⁹⁸, groeiend in de wortelzone en geïrrigeerd met gecontamineerd putwater;
- 6) *vee* – voor productie van dierlijke producten (melk, vlees en eieren) voor consumptie door de mens; vee krijgt gecontamineerd voer (zie hoger) en wordt gedrenkt met gecontamineerd putwater ;
- 7) *lucht* – boven de wortelzone; en
- 8) *mensen* – representatieve personen blootgesteld aan contaminatie in de beschouwde omgevingsmedia.

Een overzicht van de *mogelijke blootstellingswegen* voor de mens wordt gegeven in Tabel 14-42. Sommige hiervan worden niet expliciet beschouwd:

- *opzettelijke ingestie van grond* – dit is een vorm van pica, dat een ziekte is;
- *absorptie langs open wonden* – mensen zijn veelal voorzichtig met open wonden ten overstaan van stof (onafhankelijk van de mogelijke aanwezigheid van radioactieve contaminanten), om het risico op infectie te beperken;
- *externe bestraling door submersie* – een secundair effect van resuspensie. De inhalatiedosis is systematisch hoger dan enige dosis door submersie. Bij de screeningberekeningen werd ook formeel aangetoond dat de bijdrage van externe bestraling door submersie tot de totale effectieve dosis⁹⁹ verwaarloosbaar is (§3.1.7 en Annex 5.1.2.2 van [OD-114]).
- *huidbesmetting* – eveneens een secundair effect van resuspensie. De inhalatiedosis is systematisch hoger dan enige dosis door huidbesmetting. Bij de screeningberekeningen werd ook formeel aangetoond dat de bijdrage van huidbesmetting tot de totale effectieve dosis¹⁰⁰ verwaarloosbaar is (§3.1.7 en Annex 5.1.2.3 van [OD-114]).

⁹⁷ pluimvee en varkens

⁹⁸ rundvee, geiten, schapen

⁹⁹ De bijdrage van externe bestraling door submersie tot de equivalente huiddosis wordt wel expliciet beschouwd (§14.5.5.2).

¹⁰⁰ De bijdrage van huidbesmetting tot de equivalente huiddosis wordt wel expliciet beschouwd (§14.5.5.2).

Tabel 14-42: Mogelijke blootstellingswegen geassocieerd met de waterputreceptor. Blootstellingswegen op een lichtgrijze achtergrond worden niet expliciet gemodelleerd bij de bepaling van de BCFs voor effectieve dosis. (*) Beschouwd in de modellering van de BCFs voor de equivalente huiddosis (§14.5.5.2).

Omgevingsmedium	Manier van blootstelling	Blootstellingsweg	Activiteiten tijdens blootstelling optreedt
Putwater	Ingestie	Ingestie van drinkwater	Drinken van water en andere op water gebaseerde dranken
Wortelzone (bodem)	Ingestie	Onopzettelijke ingestie van grond	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen) Consumptie van ongewassen fruit en groenten
		<i>Opzettelijke ingestie van grond</i>	<i>Pica (consumeren van aarde)</i>
	Externe bestraling	Straling vanuit de bodem (*)	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Lucht	Inhalatie	Inhalatie van geresuspendeerde deeltjes (stof)	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Radoninhalatie	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Externe bestraling	<i>Submersie in stof / gas (*)</i>	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Huidbesmetting	<i>Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op de huid (*)</i>	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Absorptie langs open wonden	<i>Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op wonden</i>	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Voedingsgewassen	Ingestie	Ingestie van voedingsgewassen	Consumptie van lokaal geproduceerde gewassen
Vee	Ingestie	Ingestie van dierlijke producten	Consumptie van lokaal geproduceerde dierlijke producten (melk, vlees, eieren)

Figuur 14-79 geeft een overzicht van het conceptuele model in de vorm van een *interactiematrix*. Details met betrekking tot de verschillende interacties worden gegeven in §4.3 van [OD-030].

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	putwater	irrigatie	X	irrigatie (interceptie, translocatie)	irrigatie (interceptie)	drenken	X	ingestie van drinkwater
2	X	wortelzone	uitloging	wortelopname transpiratie van ³ H	wortelopname transpiratie van ³ H	inname (met voer)	resuspensie Rn exhalatie evasie van ¹⁴ CO ₂	externe bestraling onopzettelijke ingestie van grond
3	toevoer	X	onderliggende grondlagen	X	X	X	X	X
4	X	verwerking oogst	X	voedings- gewassen	X	inname (graan)	X	ingestie van voedings- gewassen
5	X	verwerking oogst	X	X	weiland	inname	X	X
6	X	bemesting	X	X	X	vee	X	ingestie van dierlijke producten
7	X	afzetting van geresuspendeerde deeltjes	X	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes inhalatie van Rn inhalatie van ¹⁴ CO ₂	lucht	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes Rn inhalatie ¹⁴ CO ₂ inhalatie
8	X	X	X	X	X	X	X	representatieve personen

Figuur 14-79: Interactiematrix die het verband legt tussen omgevingsmedia en representatieve personen in de evaluatiebiosfeer voor de waterputreceptor. Diagonale elementen vertegenwoordigen de verschillende componenten, terwijl de andere elementen de interacties (processen) voorstellen. Bij conventie worden de interacties in wijzerzin gelezen. “X” betekent dat er geen relevante interactie optreedt. In rood en schuingedrukte processen worden niet expliciet gemodelleerd.

14.4.7.1.4 Receptor: rivier

Onder de rivierreceptor komt de contaminatie voornamelijk in het riviersysteem terecht via de *Witte Nete* (§14.4.5.5.1.2 en §14.4.5.5.2.2). De radionucliden worden stroomafwaarts meegevoerd naar de *Kleine Nete*. Voor de berekening van de radiologische impact vormt water uit de Kleine Nete, geëxtraheerd tussen de monding van de Witte Nete en de Schaapsgoorbrug, de bron van contaminatie¹⁰¹ voor verdere omgevingsmedia (§3.2.2.1 van [OD-030]).

Hierbij worden elf omgevingsmedia beschouwd:

- 1) *grondwater* – voedt de rivier;
- 2) *rivier (Kleine Nete)* – gecontamineerd door grondwater en de bron van radionucliden in de evaluatiebiosfeer;
- 3) *sediment (Schaapsgoorbrug¹⁰²)* – gecontamineerd door interactie met rivierwater en op de oevers gebracht bij het baggeren;

¹⁰¹ Het gebruik van water als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en het drenken van vee wordt beschouwd onder de waterputreceptor. De radionuclidenconcentratie in rivierwater is veel sterker onderhevig aan dilutie (door schoon water afkomstig van locaties stroomopwaarts). Onafhankelijk van de beschouwde rivier is de blootstelling door gebruik van putwater omhullend aan de blootstelling door gebruik van rivierwater.

¹⁰² De concentratie in sediment neemt toe in functie van de afstand tot de plaats waar de contaminatie in het rivierwater terechtgekomen is. De maximale concentratie wordt stroomafwaarts aangetroffen, bij evenwicht tussen depletie en verval.

- 4) *vis* – voor consumptie door de mens, leeft in het gecontamineerde rivierenstelsel;
- 5) *wortelzone (bodem)* – agrarisch gecultiveerd, beperkt tot de oppervlakkige grondlaag tot op ploegdiepte (0,3 m), geïrrigeerd met gecontamineerd rivierwater;
- 6) *onderliggende grondlagen* – grondlagen onder de wortelzone;
- 7) *voedingsgewassen* – gewassen voor consumptie door de mens en dieren, geteeld in de wortelzone en geïrrigeerd met gecontamineerd rivierwater;
- 8) *weiland* – voor consumptie door vee, groeiend in de wortelzone en geïrrigeerd met gecontamineerd rivierwater;
- 9) *vee* – voor productie van dierlijke producten voor consumptie door de mens; vee krijgt gecontamineerd voer en wordt gedrenkt met gecontamineerd putwater;
- 10) *lucht* – boven de wortelzone; en
- 11) *mensen* – representatieve personen blootgesteld aan contaminatie in de beschouwde omgevingsmedia.

Een overzicht van de *mogelijke blootstellingswegen* voor de mens wordt gegeven in Tabel 14-43. Sommige hiervan worden niet expliciet beschouwd:

- voor opzettelijke ingestie van bodem, absorptie langs open wonden, externe bestraling door submersie en huidbesmetting blijven de argumenten aangehaald bij de waterputreceptor (§14.4.7.1.3) geldig;
- *externe bestraling door onderdompeling in water* – zwemmen is a priori ongebruikelijk in de rivieren in de omgeving van de bergingssite. Kajakken is echter wel populair. De blootstellingsduur blijft evenwel beperkt. Bij de screeningberekeningen werd ook formeel aangetoond dat de bijdrage van externe bestraling door onderdompeling in water tot de totale effectieve dosis verwaarloosbaar is (§3.1.7 en Annex 5.1.3 van [OD-114]);
- *onopzettelijke en opzettelijke ingestie van sediment* – de oevers van rivieren zijn vochtig en begroeid. Deze vegetatie vormt een natuurlijke barrière, waardoor direct contact bemoeilijkt wordt;
- door het hogere vochtgehalte van de sedimenten in vergelijking met de landbouwgrond, is het potentieel voor stofbelasting van de lucht veel lager, alsook het potentieel voor emanatie van radon en evasie van $^{14}\text{CO}_2$. Bijgevolg worden voor *sediment* de blootstellingswegen voor *inhalatie* (geresuspendeerde deeltjes, radon en $^{14}\text{CO}_2$) niet expliciet beschouwd.

Deze situatie treedt op ter hoogte van de Schaaapsgoorbrug, op 3 320 m van het punt waar de flux uit het bergingssysteem in het rivierensysteem terechtkomt (Figuur 6 in §3.2.2.1 van [OD-030]).

Tabel 14-43: Mogelijke blootstellingswegen geassocieerd met de rivierreceptor (Kleine Nete). Blootstellingswegen op een lichtgrijze achtergrond worden niet expliciet gemodelleerd.

Omgevingsmedium	Manier van blootstelling	Blootstellingsweg	Activiteiten tijdens dewelke blootstelling optreedt
Rivierwater	Ingestie	Ingestie van drinkwater	Drinken van water en andere op water gebaseerde dranken
	Externe bestraling	Onderdompeling in water	Watersport
Sediment	Externe bestraling	Straling vanuit sediment	Verblijf op oevers
	Ingestie	Onopzettelijke ingestie van sediment	Hand-mond contact tijdens verblijf op de oevers
		Opzettelijke ingestie van sediment	Pica (consumeren van aarde)
	Inhalatie	Inhalatie van geresuspendeerde deeltjes (stof)	Verblijf op oevers
		Radoninhalatie	Verblijf op oevers
Inhalatie van ¹⁴ CO ₂		Verblijf op oevers	
Wortelzone (bodem)	Ingestie	Onopzettelijke ingestie van grond	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen) Consumptie van ongewassen fruit en groenten
		Opzettelijke ingestie van grond	Pica (consumeren van aarde)
	Externe bestraling	Straling vanuit de bodem	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Lucht	Inhalatie	Inhalatie van geresuspendeerde deeltjes (stof)	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Radoninhalatie	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Externe bestraling	Submersie in stof / gas	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Huidbesmetting	Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op de huid	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Absorptie langs open wonden	Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op wonden	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Voedingsgewassen	Ingestie	Ingestie van voedingsgewassen	Consumptie van lokaal geproduceerde gewassen
Vee	Ingestie	Ingestie van dierlijke producten	Consumptie van lokaal geproduceerde dierlijke producten (melk, vlees, eieren)
Vis	Ingestie	Ingestie van vis	Consumptie van vis uit de Kleine Nete

Figuur 14-80 geeft een overzicht van het conceptuele model in de vorm van een *interactiematrix*. Details met betrekking tot de verschillende interacties worden gegeven in §4.4 van [OD-030].

	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
2	rivier	sedimentatie baggeren	inname	irrigatie	X	irrigatie (interceptie, translocatie)	irrigatie (interceptie)	drenken	X	ingestie van (gefilterd) drinkwater
3	X	sediment	X	X	X	X	X	X	X	externe bestraling
4	X	X	vis	X	X	X	X	X	X	ingestie van vis
5	X	X	X	wortelzone	uitloging	wortelopname transpiratie van ³ H	wortelopname transpiratie van ³ H	inname (met voer)	resuspen- sione Rn exhalatie evasie van ¹⁴ CO ₂	externe bestraling onopzettelijke ingestie van grond
6	X	X	X	X	onderliggende grondlagen	X	X	X	X	X
7	X	X	X	verwerking oogst	X	voedings- gewassen	X	inname (graan)	X	ingestie van voeding-gewassen
8	X	X	X	verwerking oogst	X	X	weiland	inname	X	X
9	X	X	X	bemesting	X	X	X	vee	X	ingestie van dierlijke producten
10	X	X	X	afzetting van geresuspendeerde deeltjes	X	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes inhalatie van Rn inhalatie van ¹⁴ CO ₂	lucht	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes Rn inhalatie ¹⁴ CO ₂ inhalatie
11	X	X	X	X	X	X	X	X	X	representatieve personen

Figuur 14-80: Interactiematrix die het verband legt tussen omgevingsmedia en representatieve personen in de evaluatiebiosfeer voor de rivierreceptor.

14.4.7.1.5 Receptor: kwelgebieden

Voor de kwelgebiedreceptor worden acht omgevingsmedia beschouwd:

- 1) *grondwater* – contamineert de bodem door capillariteit; de bron van radionucliden in de evaluatiebiosfeer;
- 2) *onderliggende grondlagen* – grondlagen onder de wortelzone, maar boven de grondwatertafel;
- 3) *wortelzone (bodem)* – agrarisch gecultiveerd, beperkt tot de oppervlakkige grondlaag tot op ploegdiepte (0,3 m), gecontamineerd door opstijgend grondwater;
- 4) *voedingsgewassen* – gewassen voor consumptie door de mens en dieren, geteeld in de wortelzone;
- 5) *weiland* – voor consumptie door vee, groeiend in de wortelzone;
- 6) *vee* – voor productie van dierlijke producten voor consumptie door de mens; vee krijgt gecontamineerd voer;
- 7) *lucht* – boven de wortelzone; en
- 8) *mensen* – representatieve personen blootgesteld aan contaminatie in de beschouwde omgevingsmedia.

Een overzicht van de *mogelijke blootstellingswegen* voor de mens wordt gegeven in Tabel 14-44. Sommige hiervan worden niet expliciet beschouwd; de hiertoe aangehaalde argumenten bij de waterputreceptor (§14.4.7.1.3) blijven geldig.

Figuur 14-81 geeft een overzicht van het conceptuele model in de vorm van een *interactiematrix*. Details met betrekking tot de verschillende interacties worden gegeven in §4.5 van [OD-030].

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	grondwater	opstijging (capillariteit)	X	X	X	X	X	ingestie van drinkwater
2	uitloging	onderliggende grondlagen	opstijging (capillariteit)	X	X	X	X	X
3	X	uitloging	wortelzone	wortelopname transpiratie van ³ H	wortelopname transpiratie van ³ H	inname (met voer)	resuspensie Rn exhalatie evasie van ¹⁴ CO ₂	externe bestraling onopzettelijke ingestie van grond
4	X	X	oogst	voedingsgewassen	X	inname (graan)	X	ingestie van voedingsgewassen
5	X	X	oogst	X	weiland	inname	X	X
6	X	X	bemesting	X	X	vee	X	ingestie van dierlijke producten
7	X	X	afzetting van geresuspendeerde deeltjes	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	afzetting (interceptie) van geresuspendeerde deeltjes fotosynthese (¹⁴ CO ₂)	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes inhalatie van Rn inhalatie van ¹⁴ CO ₂	lucht	inhalatie van geresuspendeerde deeltjes Rn inhalatie ¹⁴ CO ₂ inhalatie
8	X	X	X	X	X	X	X	representatieve personen

Figuur 14-81: Interactiematrix die het verband legt tussen omgevingsmedia en representatieve personen in de evaluatiebiosfeer voor de kwelgebiedreceptor.

Tabel 14-44: Mogelijke blootstellingswegen geassocieerd met de kwelgebiedreceptor. Blootstellingswegen op een lichtgrijze achtergrond worden niet expliciet gemodelleerd.

Omgevingsmedium	Manier van blootstelling	Blootstellingsweg	Activiteiten tijdens welke blootstelling optreedt
Grondwater	Ingestie	Ingestie van drinkwater	Drinken van water en andere op water gebaseerde dranken
Wortelzone (bodem)	Ingestie	Onopzettelijke ingestie van grond	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen) Consumptie van ongewassen fruit en groenten
		Opzettelijke ingestie van grond	Pica (consumeren van aarde)
	Externe bestraling	Straling vanuit de bodem	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Lucht	Inhalatie	Inhalatie van geresuspendeerde deeltjes (stof)	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Radoninhalatie	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
		Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Externe bestraling	Submersie in stof / gas	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Huidbesmetting	Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op de huid	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
	Absorptie langs open wonden	Afzetting van geresuspendeerde deeltjes op wonden	Landbouwactiviteit (volwassenen) Spel ((jonge) kinderen)
Voedingsgewassen	Ingestie	Ingestie van voedingsgewassen	Consumptie van lokaal geproduceerde gewassen

Omgevingsmedium	Manier van blootstelling	Blootstellingsweg	Activiteiten tijdens blootstelling	dewelke
Vee	Ingestie	Ingestie van dierlijke producten	Consumptie van geproduceerde dierlijke producten (melk, vlees, eieren)	lokaal

14.4.7.2 Wiskundige beschrijving en parametrisering van de biosfeermodellen (effectieve dosis)

Doses zijn effectieve jaarlijkse (volg)doses opgelopen door representatieve personen via ingestie, inhalatie en externe bestraling, waarbij voor volwassenen, kinderen en jonge kinderen gelijksoortige vergelijkingen gelden. De wiskundige modellen van de evaluatiebiosferen worden uiteengezet in hoofdstuk 6 van [OD-030].

Het effect van *klimaatsverandering* wordt beschouwd in termen van de irrigatiebehoefte en langjarig gemiddelde regionale infiltratie onder de range van mogelijke klimaatomstandigheden bepaald door de CCI-HYDR klimaatscenario's (zie §14.3.6.4.2).

Voor de andere parameters die tussenkomen in de modellering, worden *beste schattingswaarden* gebruikt (zie §14.3.6.4.1 en §14.3.6.4.3 voor de verschillende biosfeerparameters en de spreiding van de onzekerheden erop).

14.4.7.2.1 Receptor: waterput

De elementen die tussenkomen in de ontwikkeling van een wiskundig model voor de waterputreceptor, met algebraïsche vergelijkingen (§6.1 van [OD-030]), kunnen als volgt worden samengevat:

- 1) een schatting maken van de *concentraties* van radionucliden in omgevingsmedia:
 - a) drinkwater: concentratie is gelijk aan putwater;
 - b) bodem van de wortelzone: overdracht van radionucliden vanuit het putwater geschiedt door *irrigatie*. In het model wordt een evenwichtssituatie beschouwd tussen opbouw van contaminatie door irrigatie en verliezen door uitloging uit de wortelzone en radioactief verval. De uitlogingsconstante $\lambda_{l,i}$ [a^{-1}] wordt bepaald volgens de formule van Baes en Sharp [R14-116]:

$$\lambda_{l,i} = \frac{Inf}{d_a(\theta_s + \rho_s \times K_{d,i})} \quad \text{Vergelijking 23}$$

Hierin komen volgende parameters tussen (zie §14.3.6.4.2 en §14.3.6.4.3): de infiltratiesnelheid (langjarig gemiddelde infiltratie) Inf [m/a], de diepte van de wortelzone d_a [m], de volumetrische waterinhoud van de grond θ_s [-], de bulkdichtheid van de grond (ρ_s [kg/m^3]) en de distributiecoëfficiënt van de wortelzone $K_{d,i}$ [m^3/kg] (Tabel 14-112 in Bijlage 14-1);

- c) voedingsgewassen en weiland – voor de meeste radionucliden¹⁰³ wordt de transfer naar gewassen gemodelleerd als een combinatie van
 - i) *wortelopname*, via elementafhankelijke bodem-planttransferfactoren $TF_{v,i}$ [$\text{kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$] (§14.3.6.4.3.2, Tabel 14-117 in Bijlage 14-1);

¹⁰³ Voor ³H wordt een specifieke activiteitsbenadering gevolgd voor de transfer vanuit de bodem (transpiratie – zie §6.1.3.1 van [OD-030]); terwijl de ¹⁴C-concentratie in gewassen de som is van bijdragen door wortelopname en fotosynthese (§6.1.3.3 van [OD-030]).

- ii) *uitwendige (natte) depositie* tijdens irrigatie op bovengrondse delen van planten via massieke interceptiefactoren R_v/Y_v [$\text{m}^2/\text{kg}_{\text{iw}}$ of $\text{m}^2/\text{kg}_{\text{dw}}$] (Tabel 14-114 in Bijlage 14-1) en rekening houdend met (§14.3.6.4.3.8)
 - ii.1) verliezen door *verwerking* voor bladgroenten, vruchtgroenten, peulvruchten, graan, fruit en weiland (zie Tabel 14-115 in Bijlage 14-1 voor de halfwaardetijden voor verwerking TW_v [a]), of
 - ii.2) *translocatie* voor knolgewassen en wortelgewassen (zie Tabel 14-119 in Bijlage 14-1 voor de translocatiefactoren $f_{t,v,i}$ [-]);
- d) dierlijke producten (melk, vlees en eieren) – transfer is een gevolg van de *inname* door dieren van gecontamineerd voer, water en grond (§14.3.6.4.3.9; Tabel 14-120, Tabel 14-121 en Tabel 14-122 in Bijlage 14-1). De contaminatie van dierlijke producten (melk, vlees en eieren) wordt geschat door toepassing van elementafhankelijke *transferfactoren* voor dierlijke producten $F_{m,a,i}$ [d/L], vlees $F_{f,a,i}$ [d/kg] en $F_{egg,i}$ [d/kg] (§14.3.6.4.3.3, Tabel 14-123 in Bijlage 14-1);
- e) lucht, die gecontamineerd wordt door
 - i) *resuspensie* van grond, door inachtneming van een stofbelasting m_{sa} [kg/m^3] (§14.3.6.4.1.6);
 - ii) *radon*, door inachtneming van een exhalatieconversiefactor in de buitenlucht $K_{Rn/Ra}$ [kg/m^3] (§14.3.6.4.3.7); en
 - iii) $^{14}\text{CO}_2$, door evasie (§14.3.6.4.3.7);
- 2) concentraties in omgevingsmedia combineren met *gewoontegegevens*, zoals:
 - a) consumptiehoeveelheden (§14.3.6.4.1.1 en Tabel 14-110 in Bijlage 14-1);
 - b) inhalatiedebiet $Q_{a,inh}$ [m^3/h] (§14.3.6.4.1.3); en
 - c) blootstellingsduur T_a [h/a] (§14.3.6.4.1.4);
- 3) de dosis berekenen door deze te combineren met *dosiscoëfficiënten* voor personen van het publiek (zie §14.3.6.4.1 en Tabel 14-125 in Bijlage 14-1).

14.4.7.2.2 Receptor: rivier

De elementen die tussenkomen in de ontwikkeling van een wiskundig model voor de rivierreceptor, met algebraïsche vergelijkingen (§6.2 van [OD-030]), zijn grotendeels dezelfde als voor de waterputreceptor (§14.4.7.2.1), met uitzondering van volgende beschouwingen voor *concentraties* in omgevingsmedia:

- 1) rivierwater: de flux uit het bergingssysteem wordt *verdund* door het rivierdebiet ($8,2 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$ voor de Kleine Nete tussen de monding van de Witte Nete en de Schaapsgoorbrug (Tabel 19 in [OD-043]));
- 2) drinkwater: rivierwater wordt *gefilterd* voor consumptie; hiertoe wordt rekening gehouden met de zoetwaterdistributiecoëfficiënten $K_{df,i}$ [m^3/kg] (§14.3.6.4.3.5 en Tabel 14-124 in Bijlage 14-1);
- 3) sediment: de *sedimentconcentratie* wordt berekend uit de concentratie in de waterkolom, rekening houdend met de verplaatsing van sediment en sedimentatie van gesuspendeerde deeltjes;

- 4) vis: de concentratie in vis voor consumptie wordt berekend uit de concentratie in rivierwater door toepassing van elementafhankelijke *concentratiefactoren* $CF_{f,i}$ [m^3/kg_{fw}] (§14.3.6.4.3.5 en Tabel 14-124 in Bijlage 14-1).

14.4.7.2.3 Receptor: kwelgebieden

De elementen die tussenkomen in de ontwikkeling van een wiskundig model voor de kwelgebiedreceptor, met algebraïsche vergelijkingen (§6.3 van [OD-030]), zijn grotendeels dezelfde als voor de waterputreceptor (§14.4.7.2.1), met uitzondering van volgende beschouwingen voor *concentraties* in omgevingsmedia:

- 1) bodem van de wortelzone: overdracht van radionucliden geschiedt door capillariteit; hiertoe wordt rekening gehouden met de *distributiecoëfficiënt* van de wortelzone $K_{d,i}$ [m^3/kg] (Tabel 14-112 in Bijlage 14-1);
- 2) voedingsgewassen en weiland: transfer naar gewassen enkel door *wortelopname*;
- 3) dierlijke producten: geen inname van gecontamineerd *water* door dieren.

14.4.7.2.4 Correlaties tussen parameters

Met betrekking tot de *elementafhankelijke* parameters die tussenkomen in de transfer van radionucliden in de biosfeer [OD-041]

- bestaat er een *negatieve correlatie* tussen de distributiecoëfficiënt $K_{d,i}$ [m^3/kg] en de bodem-planttransferfactor $TF_{v,i}$ [$kg_{dw,grond}/kg_{dw,plant}$]: een hoge $K_{d,i}$ (retentiecapaciteit in de bodem) zal de mobiliteit en dus de beschikbaarheid voor opname door planten vanuit bodem van het element in kwestie beperken. Deze correlatie werd niet expliciet beschouwd in de biosfeermodellering. Wel werden zowel voor $K_{d,i}$ als $TF_{v,i}$ beste schattingswaarden uit de literatuur gebruikt. Voor beide parameters werden, indien voldoende data beschikbaar waren, waarden specifiek voor zandbodems (dus representatief voor de bodems in de omgeving van de bergingssite) verkozen. Bij het beschrijven van de effecten van onzekerheden op $TF_{v,i}$ in de gevoeligheidsanalyse wordt de negatieve correlatie ook ingeroepen om bepaalde ongunstige combinaties uit te sluiten (zie §14.4.8.3);
- is ook de *transfer naar dierlijke producten* afhankelijk van de mobiliteit in de omgeving; ook deze correlatie werd echter – mede door het beperkte aantal beschikbare gegevens/experimenten voor de transfer naar dierlijke producten – niet als zodanig beschouwd;
- heeft *translocatie* heeft geen significante¹⁰⁴ invloed op de concentraties van radionucliden in de omgeving op langere termijn.

Voor de *rivierreceptor* bestaat er een correlatie tussen de depletiefactor voor sedimentatie k_i [m^{-1}] en de zoetwaterdistributiecoëfficiënt $K_{df,i}$ [m^3/kg]. Deze correlatie (Vergelijking 11 in §2.6.2.1 van [OD-041]) werd ingeroepen om waarden voor k_i [m^{-1}] voor de verschillende elementen te bepalen (zie ook §14.3.6.4.3.5). Er bestaat eveneens een positieve correlatie tussen het rivierdebiet en factoren zoals de verplaatsingssnelheid van het bedsediment, die impliciet beschouwd werd door representatieve parameterwaarden te gebruiken voor de lokale rivieren (hoofdstuk 3 van [OD-043]).

¹⁰⁴ Circulatie van radionucliden binnen planten kan hun beschikbaarheid en daardoor ook hun concentratie in de omgeving veranderen (bijvoorbeeld via excretie door wortels of bladverlies), maar deze effecten zullen beperkt zijn.

Daarnaast komen ook heel wat *elementonafhankelijke* parameters tussen in de biosfeermodellering [OD-043]. Deze zijn opgedeeld in twee groepen:

- parameters met betrekking tot de *transfer* van radionucliden in de biosfeer:
 - ▶ zijn veelal niet onderling of met andere parameters gecorreleerd;
 - ▶ de irrigatieparameters worden, net als de infiltratie, sterk bepaald door de heersende *klimaatomstandigheden*. Irrigatiehoeveelheden en infiltratie zijn dan ook wel gecorreleerd, wat beschouwd wordt in de biosfeermodellen door de ontwikkeling van een referentie- en evaluatiebiosfeer rond elk van de drie CCI-HYDR klimaatscenario's. Bij de bepaling van de irrigatiehoeveelheid wordt rekening gehouden met de irrigatieperiode. De externe blootstellingsduur aan irrigatie en de irrigatieperiode zijn bepaald uit dezelfde gegevens (§2.1.3 van [OD-043]);
- parameters met betrekking tot *menselijke gewoonten*:
 - ▶ zijn niet onderling of met andere parameters gecorreleerd;
 - ▶ alle in het model gebruikte *consumptiehoeveelheden* voor volwassenen zijn de gemiddelde waarden uit eenzelfde voedselconsumptiepeiling [R14-93] (zie ook §14.3.6.4.1.1).

Tot slot worden in de modellering *dosiscoëfficiënten* beschouwd voor de verschillende blootstellingswegen (ingestie, inhalatie, externe bestraling) [OD-042]. Deze zijn op zich niet gecorreleerd met elkaar.

14.4.7.3 Computermodel

De BCFS worden berekend met de door SCK•CEN ontwikkelde code BIOSPHERE (versie 2009.11), geschreven in FORTRAN.

In §14.20.5 van Bijlage 14-2 wordt een overzicht gegeven van de toegepaste QA en QVV voor de (implementatie van de) biosfeermodellen.

14.4.7.4 Biosfeerconversiefactoren

De *waterputreceptor* geeft aanleiding tot hogere effectieve doses dan de rivier- en kwelgebiedreceptoren (zie §14.4.9.1.2). Daarom wordt de waterput voor privégebruik als referentie-biosfeerreceptor aangehouden.

Het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario* leidt tot de hoogste irrigatiebehoefte (zie §14.3.6.4.2) en daaruit volgend de hoogste biosfeerconversiefactoren; en is dus voor de biosfeer conservatief ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden. Omdat het beschouwen van het hoge CCI-HYDR klimaatscenario ook conservatief is in termen van maximale waterinsijpeling in de installatiemodellen (§14.4.3.7.1) en de gevoeligheid van de GTF beperkt blijft (§14.4.5.5.2.1), worden de BCFS onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario als referentiewaarden aangehouden.

14.4.7.4.1 Receptor: waterput

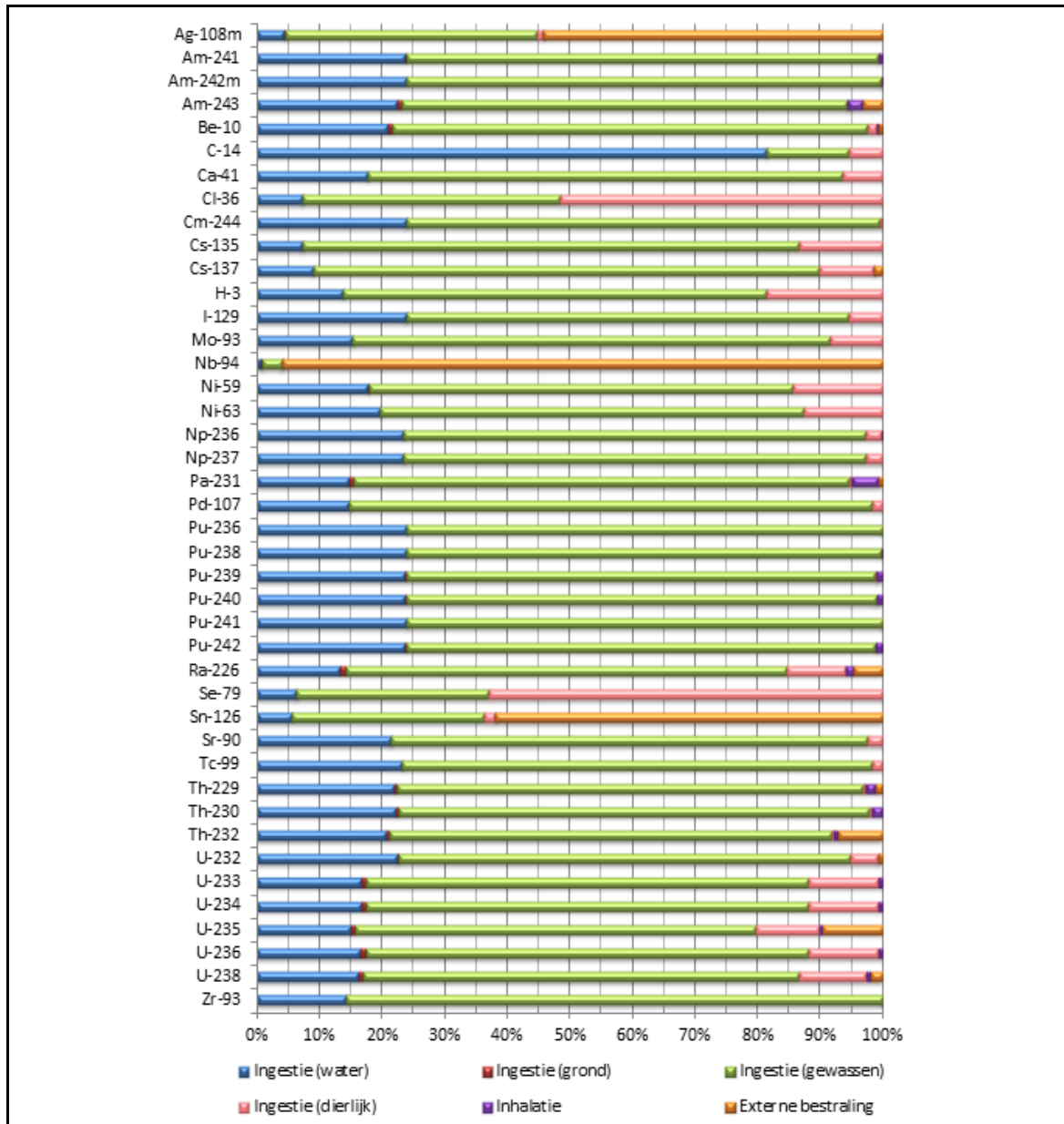
De radionuclidespecifieke BCFS voor de waterputreceptor onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario worden gegeven in Tabel 14-45. Voor de meeste radionucliden (26/42) worden de hoogste waarden van de BCFS berekend voor 'jonge kinderen'; voor 3 radionucliden (⁴¹Ca, ¹²⁹I en ⁹⁰Sr) is dat voor 'kinderen'.

Tabel 14-45: Berekende beste schattingswaarden voor de BCFs voor de waterputreceptor [Sv/a per Bq/m³] voor verschillende leeftijdsgroepen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen	Hoogste BCF voor...
^{108m} Ag	$2,29 \times 10^{-8}$	$1,71 \times 10^{-8}$	$2,43 \times 10^{-8}$	Jonge kinderen
²⁴¹ Am	$3,71 \times 10^{-7}$	$3,07 \times 10^{-7}$	$3,55 \times 10^{-7}$	Volwassenen
^{242m} Am	$3,68 \times 10^{-7}$	$3,07 \times 10^{-7}$	$3,48 \times 10^{-7}$	Volwassenen
²⁴³ Am	$3,95 \times 10^{-7}$	$3,16 \times 10^{-7}$	$3,74 \times 10^{-7}$	Volwassenen
¹⁰ Be	$2,32 \times 10^{-9}$	$3,81 \times 10^{-9}$	$8,66 \times 10^{-9}$	Jonge kinderen
¹⁴ C	$3,13 \times 10^{-10}$	$2,76 \times 10^{-10}$	$4,62 \times 10^{-10}$	Jonge kinderen
⁴¹ Ca	$4,74 \times 10^{-10}$	$9,88 \times 10^{-10}$	$7,44 \times 10^{-10}$	Kinderen
³⁶ Cl	$5,71 \times 10^{-9}$	$1,29 \times 10^{-8}$	$3,50 \times 10^{-8}$	Jonge kinderen
²⁴⁴ Cm	$2,21 \times 10^{-7}$	$1,95 \times 10^{-7}$	$2,76 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
¹³⁵ Cs	$1,23 \times 10^{-8}$	$8,02 \times 10^{-9}$	$6,41 \times 10^{-9}$	Volwassenen
¹³⁷ Cs	$6,39 \times 10^{-8}$	$3,66 \times 10^{-8}$	$2,56 \times 10^{-8}$	Volwassenen
³ H	$5,81 \times 10^{-11}$	$6,58 \times 10^{-11}$	$9,50 \times 10^{-11}$	Jonge kinderen
¹²⁹ I	$2,02 \times 10^{-7}$	$2,72 \times 10^{-7}$	$2,13 \times 10^{-7}$	Kinderen
⁹³ Mo	$9,26 \times 10^{-9}$	$9,40 \times 10^{-9}$	$1,09 \times 10^{-8}$	Jonge kinderen
⁹⁴ Nb	$1,11 \times 10^{-7}$	$2,70 \times 10^{-8}$	$3,58 \times 10^{-8}$	Volwassenen
⁵⁹ Ni	$1,55 \times 10^{-10}$	$2,46 \times 10^{-10}$	$5,81 \times 10^{-10}$	Jonge kinderen
⁶³ Ni	$3,34 \times 10^{-10}$	$5,52 \times 10^{-10}$	$1,25 \times 10^{-9}$	Jonge kinderen
²³⁶ Np	$3,21 \times 10^{-8}$	$2,56 \times 10^{-8}$	$2,33 \times 10^{-8}$	Volwassenen
²³⁷ Np	$2,09 \times 10^{-7}$	$1,59 \times 10^{-7}$	$2,10 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³¹ Pa	$2,13 \times 10^{-6}$	$2,19 \times 10^{-6}$	$2,24 \times 10^{-6}$	Jonge kinderen
¹⁰⁷ Pd	$1,10 \times 10^{-10}$	$1,93 \times 10^{-10}$	$4,37 \times 10^{-10}$	Jonge kinderen
²³⁶ Pu	$1,59 \times 10^{-7}$	$1,39 \times 10^{-7}$	$2,09 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³⁸ Pu	$4,22 \times 10^{-7}$	$3,34 \times 10^{-7}$	$3,81 \times 10^{-7}$	Volwassenen
²³⁹ Pu	$4,66 \times 10^{-7}$	$3,78 \times 10^{-7}$	$4,06 \times 10^{-7}$	Volwassenen
²⁴⁰ Pu	$4,66 \times 10^{-7}$	$3,77 \times 10^{-7}$	$4,05 \times 10^{-7}$	Volwassenen
²⁴¹ Pu	$8,80 \times 10^{-9}$	$7,08 \times 10^{-9}$	$5,41 \times 10^{-9}$	Volwassenen
²⁴² Pu	$4,48 \times 10^{-7}$	$3,64 \times 10^{-7}$	$3,87 \times 10^{-7}$	Volwassenen
²²⁶ Ra	$9,38 \times 10^{-7}$	$1,90 \times 10^{-6}$	$1,99 \times 10^{-6}$	Jonge kinderen
⁷⁹ Se	$2,06 \times 10^{-8}$	$7,10 \times 10^{-8}$	$9,05 \times 10^{-8}$	Jonge kinderen
¹²⁶ Sn	$4,03 \times 10^{-8}$	$2,93 \times 10^{-8}$	$5,22 \times 10^{-8}$	Jonge kinderen
⁹⁰ Sr	$6,32 \times 10^{-8}$	$1,05 \times 10^{-7}$	$1,03 \times 10^{-7}$	Kinderen
⁹⁹ Tc	$1,21 \times 10^{-9}$	$1,88 \times 10^{-9}$	$4,85 \times 10^{-9}$	Jonge kinderen
²²⁹ Th	$1,23 \times 10^{-6}$	$1,74 \times 10^{-6}$	$2,44 \times 10^{-6}$	Jonge kinderen
²³⁰ Th	$4,19 \times 10^{-7}$	$3,58 \times 10^{-7}$	$4,23 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³² Th	$2,25 \times 10^{-6}$	$6,93 \times 10^{-6}$	$7,52 \times 10^{-6}$	Jonge kinderen
²³² U	$9,24 \times 10^{-7}$	$1,47 \times 10^{-6}$	$1,93 \times 10^{-6}$	Jonge kinderen
²³³ U	$1,35 \times 10^{-7}$	$1,57 \times 10^{-7}$	$1,94 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³⁴ U	$1,30 \times 10^{-7}$	$1,49 \times 10^{-7}$	$1,80 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³⁵ U	$1,39 \times 10^{-7}$	$1,47 \times 10^{-7}$	$1,87 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³⁶ U	$1,25 \times 10^{-7}$	$1,41 \times 10^{-7}$	$1,80 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen
²³⁸ U	$1,31 \times 10^{-7}$	$1,53 \times 10^{-7}$	$2,02 \times 10^{-7}$	Jonge kinderen

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen	Hoogste BCF voor...
⁹³ Zr	$3,77 \times 10^{-9}$	$1,94 \times 10^{-9}$	$2,27 \times 10^{-9}$	Volwassenen

Voor *volwassenen* worden de relatieve bijdragen van de verschillende blootstellingswegen tot deze BCFs geïllustreerd in Figuur 14-82.



Figuur 14-82: Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCFs voor de waterputreceptor van de beschouwde radionucliden voor volwassenen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

Het belang van de verschillende blootstellingswegen is gedocumenteerd in §8.1.4 van [OD-030]:

- voor de meeste radionucliden vorm ‘ingestie van gewassen’ de belangrijkste blootstellingsweg; ‘ingestie van granen’ draagt hiertoe veelal het sterkst bij;
- voor ^{14}C levert ‘ingestie van drinkwater’ de belangrijkste bijdrage tot de impact (> 80%);
- ‘externe bestraling’ is de belangrijkste blootstellingsweg voor $^{108\text{m}}\text{Ag}$, ^{94}Nb en ^{126}Sn ;
- ‘ingestie van dierlijke producten’ is veelal relatief minder belangrijk, maar levert wel de belangrijkste bijdrage tot de BCF voor ^{36}Cl en ^{79}Se ;
- ‘inhalatie’ draagt veelal niet significant bij tot de globale BCF (bijdrage is voor de meeste radionucliden kleiner dan 1%, met uitzondering van enkele actiniden en ^{226}Ra (radoninhalatie)).

Deze conclusies blijven over het algemeen overeind voor *kinderen en jonge kinderen*; echter

- draagt voor deze leeftijdsgroepen ‘ingestie van gewassen’ het sterkst bij tot de BCF van $^{108\text{m}}\text{Ag}$ en ^{79}Se : door de kortere blootstellingsduur (250 h/a tegenover 1 500 h/a voor volwassenen; zie §14.3.6.4.1.4) is het relatieve belang van externe bestraling lager;
- is ‘ingestie van dierlijke producten’ veelal belangrijker voor (jonge) kinderen dan voor volwassenen. Dit verschil is toe te schrijven aan het samenspel tussen de concentraties in dierlijke producten en het voedingspatroon van de verschillende leeftijdsgroepen: kinderen en vooral jonge kinderen consumeren meer melk dan volwassenen.

De BCFs voor de gemiddelde en lage CCI-HYDR klimaatscenario’s worden gegeven in Tabel 14-127 en Tabel 14-128 in Bijlage 14-1. De verdeling van bijdragen van de verschillende blootstellingswegen is vergelijkbaar, zij het met een relatief groter belang van ingestie van putwater.

14.4.7.4.2 Alternatieve biosfeerreceptoren

Tabel 14-46 geeft een overzicht van de radionuclidespecifieke BCFs voor volwassenen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario voor de rivier- en kwelgebiedreceptoren. De waarden voor kinderen en jonge kinderen kunnen teruggevonden worden in Tabel 14-129 in Bijlage 14-1.

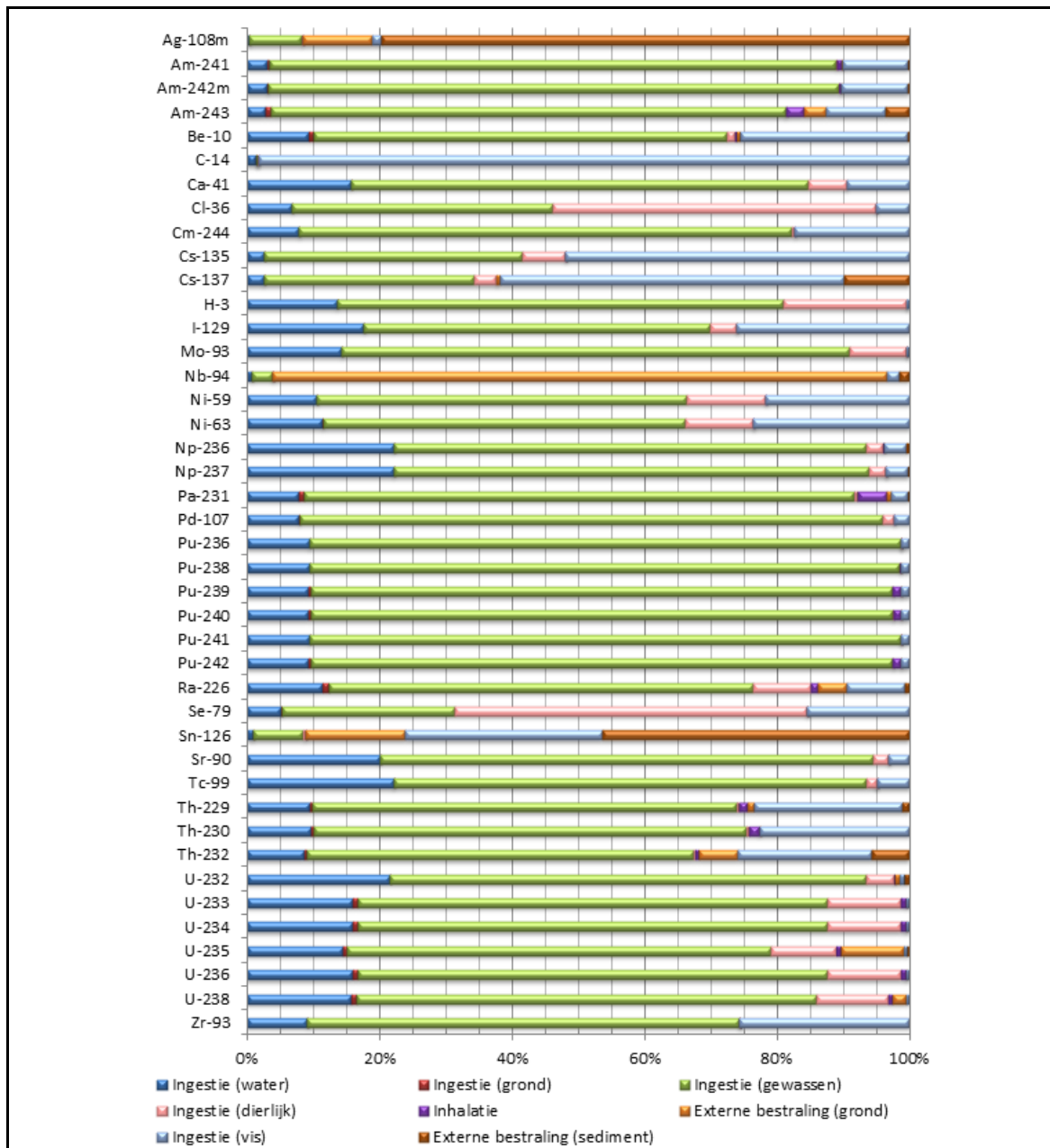
Tabel 14-46: Berekende beste schattingswaarden voor de BCFs voor de rivierreceptor [Sv/a per Bq/a] en de kwelgebiedreceptor [Sv/a per Bq/m³] voor volwassenen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

	Rivier	Kwelgebieden
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	$1,45 \times 10^{-15}$	$4,00 \times 10^{-8}$
^{241}Am	$3,97 \times 10^{-15}$	$1,29 \times 10^{-7}$
$^{242\text{m}}\text{Am}$	$3,95 \times 10^{-15}$	$1,30 \times 10^{-7}$
^{243}Am	$4,42 \times 10^{-15}$	$1,60 \times 10^{-7}$
^{10}Be	$3,44 \times 10^{-17}$	$1,00 \times 10^{-9}$
^{14}C	$2,34 \times 10^{-16}$	$3,34 \times 10^{-10}$
^{41}Ca	$6,37 \times 10^{-18}$	$1,02 \times 10^{-10}$
^{36}Cl	$7,34 \times 10^{-17}$	$1,08 \times 10^{-8}$
^{244}Cm	$2,74 \times 10^{-15}$	$8,07 \times 10^{-8}$
^{135}Cs	$3,05 \times 10^{-16}$	$7,49 \times 10^{-9}$

	Rivier	Kwelgebieden
¹³⁷ Cs	$1,99 \times 10^{-15}$	$7,77 \times 10^{-8}$
³ H	$7,11 \times 10^{-19}$	$2,36 \times 10^{-11}$
¹²⁹ I	$3,34 \times 10^{-15}$	$4,99 \times 10^{-8}$
⁹³ Mo	$1,12 \times 10^{-16}$	$4,66 \times 10^{-9}$
⁹⁴ Nb	$1,41 \times 10^{-15}$	$2,46 \times 10^{-7}$
⁵⁹ Ni	$2,30 \times 10^{-18}$	$1,04 \times 10^{-10}$
⁶³ Ni	$5,04 \times 10^{-18}$	$2,47 \times 10^{-10}$
²³⁶ Np	$4,05 \times 10^{-16}$	$7,63 \times 10^{-9}$
²³⁷ Np	$2,63 \times 10^{-15}$	$4,95 \times 10^{-8}$
²³¹ Pa	$2,47 \times 10^{-14}$	$2,15 \times 10^{-6}$
¹⁰⁷ Pd	$1,28 \times 10^{-18}$	$9,18 \times 10^{-11}$
²³⁶ Pu	$1,65 \times 10^{-15}$	$4,49 \times 10^{-8}$
²³⁸ Pu	$4,39 \times 10^{-15}$	$1,17 \times 10^{-7}$
²³⁹ Pu	$4,85 \times 10^{-15}$	$1,27 \times 10^{-7}$
²⁴⁰ Pu	$4,85 \times 10^{-15}$	$1,27 \times 10^{-7}$
²⁴¹ Pu	$9,13 \times 10^{-17}$	$2,43 \times 10^{-9}$
²⁴² Pu	$4,66 \times 10^{-15}$	$1,22 \times 10^{-7}$
²²⁶ Ra	$1,26 \times 10^{-14}$	$1,04 \times 10^{-6}$
⁷⁹ Se	$2,97 \times 10^{-16}$	$2,00 \times 10^{-8}$
¹²⁶ Sn	$2,02 \times 10^{-15}$	$6,04 \times 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$7,89 \times 10^{-16}$	$2,29 \times 10^{-8}$
⁹⁹ Tc	$1,55 \times 10^{-17}$	$3,50 \times 10^{-10}$
²²⁹ Th	$1,74 \times 10^{-14}$	$5,14 \times 10^{-7}$
²³⁰ Th	$5,87 \times 10^{-15}$	$1,65 \times 10^{-7}$
²³² Th	$3,33 \times 10^{-14}$	$1,13 \times 10^{-6}$
²³² U	$1,13 \times 10^{-14}$	$1,39 \times 10^{-6}$
²³³ U	$1,64 \times 10^{-15}$	$1,06 \times 10^{-7}$
²³⁴ U	$1,58 \times 10^{-15}$	$1,02 \times 10^{-7}$
²³⁵ U	$1,69 \times 10^{-15}$	$1,27 \times 10^{-7}$
²³⁶ U	$1,52 \times 10^{-15}$	$9,75 \times 10^{-8}$
²³⁸ U	$1,60 \times 10^{-15}$	$1,06 \times 10^{-7}$
⁹³ Zr	$6,04 \times 10^{-17}$	$5,44 \times 10^{-10}$

Figuur 14-83 toont de relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCF voor volwassenen voor de rivierreceptor (zie §8.3.4 van [OD-030] voor verdere details):

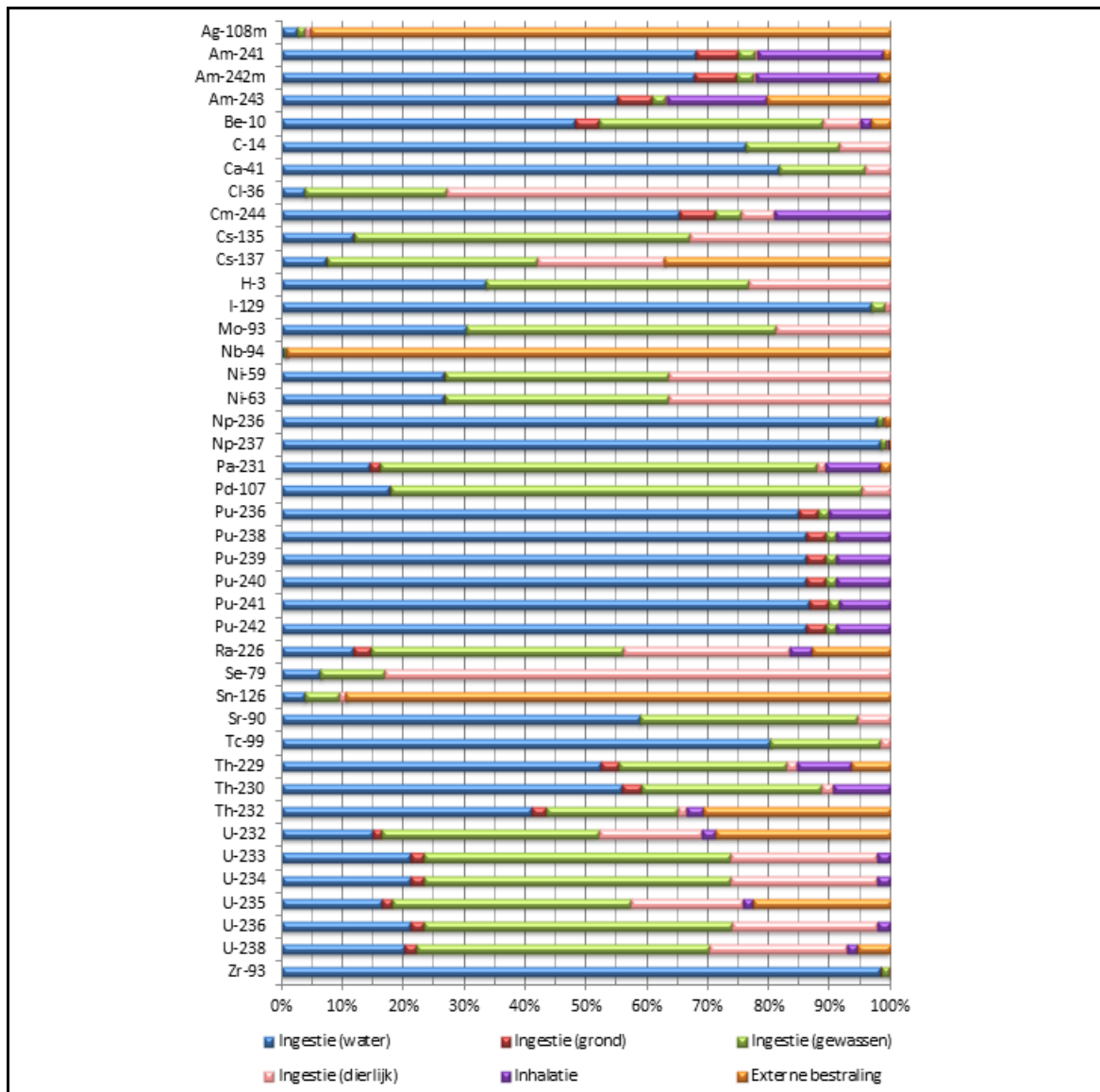
- ‘ingestie van gewassen’ vormt ook hier veelal de belangrijkste blootstellingsweg;
- het belang van ‘inhalatie’ is veelal marginaal;
- ‘ingestie van vis’ is een belangrijke blootstellingsweg voor een aantal radionucliden (hoogste bijdrage tot de BCF voor ¹⁴C en Cs-isotopen).
- ‘externe bestraling door sediment’ levert de belangrijkste bijdrage tot de BCF van ^{108m}Ag.



Figuur 14-83: Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCFs voor de rivierreceptor van de beschouwde radionucliden voor volwassenen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

Figuur 14-84 toont dan weer de relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCF voor volwassenen voor de kwelgebiedreceptor (§8.4.2 van [OD-030]):

- in afwezigheid van irrigatie van gewassen met gecontamineerd water, levert ‘ingestie van drinkwater’ hier een belangrijke bijdrage, naast ‘ingestie van gewassen en dierlijke producten’;
- ‘externe bestraling’ is ook hier verantwoordelijk voor het overgrote deel van de BCF van ^{108m}Ag , ^{94}Nb en ^{126}Sn .



Figuur 14-84: Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de BCFS voor de kwelgebiedreceptor van de beschouwde radionucliden voor volwassenen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

14.4.8 Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de biosfeer

Tabel 14-47 geeft een overzicht van de manier waarop de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de biosfeer, zoals beschouwd in Tabel 14-19 in §14.3.7.4, behandeld worden.

Voor de berekening van de BCFS wordt een deterministische benadering gehanteerd. §6.2.3 van de leidraad biosfeer [R14-15] bepaalt dat in dit geval de *spreiding* van de onzekerheden geëvalueerd moet worden in een gevoeligheidsanalyse. Deze wordt uitgevoerd voor de *waterputreceptor*, waarbij de effecten van minimale en maximale waarden uit de ranges van mogelijke waarden voor de kritieke

parameters worden beschouwd (zie §14.3.6.4). Of een parameter al dan niet *kritiek* is voor de biosfeermodellering, hangt af van de bijdrage van de verschillende transfer- en blootstellingswegen tot de totale dosis en de onzekerheid rond de betreffende parameter. Gelet op het overheersende belang van *ingestie* (voornamelijk van voedingsgewassen) als blootstellingsweg (Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1) ligt de focus van de gevoeligheidsanalyse op de parameters die hierin tussenkomen.

De resultaten van de gevoeligheidsanalyse worden gedocumenteerd in §8.2 en Annex 6 van [OD-030]. Hier worden de belangrijkste resultaten hernomen, waarmee de keuze voor beste schattingswaarden van de kritieke biosfeerparameters verder onderbouwd wordt.

Tabel 14-47: Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de biosfeer. Elementen die aan bod komen in de gevoeligheidsanalyse staan op een lichtgele achtergrond.

Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	Beschrijving van de behandeling in de veiligheidsevaluatie	Type behandeling
Onzekerheden op biosfeerreceptoren (§14.3.6.4.1)	Bij een zelfde installatiemodel blijken de impacts voor de waterputreceptor te allen tijde meer dan twee grootteordes hoger te liggen dan voor andere biosfeerreceptoren (§14.4.9.1.2). De hypothese om als referentie-biosfeerreceptor een waterput voor privégebruik te beschouwen is omhullend.	Conservatief/omhullend
Onzekerheden op representatieve personen (§14.3.6.4.1) – leeftijdsgroepen	Impacts voor volwassenen, kinderen en jonge kinderen worden in de praktijk berekend aan de hand van dosiscoëfficiënten en gegevens met betrekking tot de gewoonten van de representatieve personen voor volwassenen, 10-jarigen en 1-jarigen (§14.2.4.1).	Gestileerd
Onzekerheden op representatieve personen (§14.3.6.4.1) – gewoonten: beschouwde gedragingen	Menselijke gewoonten, met inbegrip van landbouwtechnieken, zijn gebaseerd op de <i>huidige</i> gedragingen (§14.4.7.1.1).	Gestileerd
Onzekerheden op representatieve personen – gewoonten: consumptiehoeveelheden (§14.3.6.4.1.1)	De dosis door ingestie is evenredig met de consumptiehoeveelheden, waarvoor in de biosfeermodellen gemiddelde waarden gebruikt worden. <u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheidsanalyse: aanbevolen consumptiehoeveelheden (§14.4.8.6).	Parametervariatie binnen gevoeligheidsanalyse
Onzekerheden op representatieve personen – gewoonten: blootstellingsduur (§14.3.6.4.1.4)	Voor de blootstellingsduur voor volwassenen wordt een waarde van 1 500 h/a gehanteerd, wat betekent dat de landbouwer 4u per dag op zijn gecontamineerde velden (totale oppervlakte 2 ha) werkt en dit iedere dag. Gelet op het feit dat de landbouwactiviteiten in de winter veelal beperkt zijn en dat de directe blootstelling in de moderne landbouw beperkt is (gebruik van machines), kan deze waarde als voorzichtig/hoog worden beschouwd.	Conservatief / omhullend
Onzekerheden op de langjarig gemiddelde infiltratie en irrigatiehoeveelheden ten gevolge van toekomstige mogelijke klimaat-toestanden (§14.3.6.4.2)	Het hoge CCI-HYDR klimaatscenario leidt tot de hoogste irrigatiebehoefte (zie §14.3.6.4.2) en daaruit volgend de hoogste BCFs en is dus voor de biosfeer conservatief ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden. In termen van mogelijke impacts is dit omhullend aan de impact bij een belangrijke stijging van de zeespiegel (zie voetnoot 94 op pagina 14-252). <u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheidsanalyse: <ul style="list-style-type: none"> ▪ irrigatiehoeveelheden (§14.4.8.1) ▪ infiltratiesnelheid (§14.4.8.2.1.1) 	Conservatief/omhullend + Parametervariatie binnen gevoeligheidsanalyse

Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer	Beschrijving van de behandeling in de veiligheidsevaluatie	Type behandeling
Onzekerheden op de overige biosfeerparameters (§14.3.6.4.3)	<p>Voor de overige kritieke biosfeerparameters worden beste schattingswaarden gebruikt, verkregen uit een literatuurstudie [OD-041][OD-043].</p> <p><u>Parametervariatie</u> binnen kwantitatieve gevoeligheidsanalyse:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ distributiecoëfficiënten (§14.4.8.2.2); ▪ diepte van de wortelzone (§14.4.8.2.3); ▪ bodem-planttransferfactoren (§14.4.8.3); ▪ massieke interceptiefactoren (§14.4.8.4.1); ▪ halfwaardetijden voor verwerking (§14.4.8.4.2); ▪ translocatiefactoren (§14.4.8.4.3). 	Parametervariatie binnen gevoeligheidsanalyse

14.4.8.1 Irrigatiehoeveelheden

De irrigatiehoeveelheden komen op twee manier tussen in de transfer van radionucliden tussen omgevingsmedia:

- bij de bepaling van de (evenwichts)concentratie in de grond (element [1,2] van de interactiematrix in Figuur 14-79);
- bij de berekening van de concentratie in voedingsgewassen en weiland te wijten aan interceptie (elementen [1,4] en [1,5] van de interactiematrix in Figuur 14-79).

Een schatting van de benodigde irrigatie onder de verschillende CCI-HYDR klimaatscenario's werd gemaakt op basis van het *neerslagdeficit*, zoals beschreven in §14.3.6.4.2 (Tabel 14-16):

- onder het gemiddelde CCI-HYDR scenario, dat gekarakteriseerd wordt door een minder uitgesproken seizoengebondenheid van de neerslag en meer bepaald minder droge zomers, is de benodigde irrigatie het laagst;
- onder het hoge CCI-HYDR scenario met een uitgesproken seizoengebondenheid van de neerslag (natte winter / droge zomer) en sterkere opwarming (leidend tot een grotere potentiële evapotranspiratie) is de benodigde irrigatie het hoogst.

Omwille van de *correlatie* tussen de aldus bepaalde irrigatiehoeveelheid en de langjarig gemiddelde regionale infiltratie in termen van de heersende klimaatomstandigheden, wordt hun effect samen beschouwd (zie ook §14.4.8.2.1.1).

Voor de meeste radionucliden is de BCF onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario ongeveer een factor 1,5 hoger¹⁰⁵ dan de BCF onder het gemiddelde CCI-HYDR klimaatscenario; enkel voor ¹⁴C is het verschil beperkt¹⁰⁶. Wanneer enkel naar 'ingestie van gewassen' als blootstellingsweg wordt gekeken, bedraagt de verhouding voor de meeste radionucliden een factor 1,8 – wat overeenkomt met de verhouding tussen de maximale en minimale benodigde irrigatie (Tabel 14-16 in §14.3.6.4.2).

De BCFs voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario zijn conservatief ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden.

¹⁰⁵ vergelijk ook de waarden uit Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1 met die uit Tabel 14-127 in Bijlage 14-1

¹⁰⁶ overheersend belang van 'ingestie van drinkwater' in de BCF van ¹⁴C (zie ook Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1)

14.4.8.2 Uitloging

De evenwichtsconcentratie in de grond resulteert uit contaminatie die wordt toegevoegd door irrigatie en afgevoerd door uitloging (element [2,3] in de interactiematrix in Figuur 14-79), radioactief verval en (voor ^{14}C) evasie van $^{14}\text{CO}_2$.

De *uitlogingsconstante* $\lambda_{t,i}$ [a^{-1}] wordt bepaald volgens Vergelijking 23 in §14.4.7.2.1. De onzekerheid hierop wordt voornamelijk bepaald door de onzekerheid op de distributiecøfficiënt $K_{d,i}$ [m^3/kg] (§14.3.6.4.3.1) en in mindere mate die op de infiltratiesnelheid Inf [m/a] (§14.3.6.3.1) en de diepte van de wortelzone $d_{s,v}$ [m] (§14.3.6.4.3.7).

De onzekerheid op de bulkdichtheid¹⁰⁷ ρ_s [kg/m^3] (§14.3.6.4.3.7) is (veel) minder belangrijk dan die op de distributiecøfficiënt. De volumetrische waterinhoud θ_s [-] (§14.3.6.4.3.7) is een beperkt gevoelige parameter voor zeer mobiele radionucliden ($K_{d,i}$ orde 10^{-3} m^3/kg of lager). De onzekerheid op ρ_s en θ_s is ook beperkt tot minder dan een factor 2; daarom worden deze niet als kritieke biosfeerparameters aangemerkt die in de gevoeligheidsanalyse beschouwd dienen te worden.

14.4.8.2.1 Infiltratiesnelheid

De infiltratiesnelheden (langjarig gemiddelde regionale infiltratie) die worden aangewend in het biosfeermodel, werden gesimuleerd voor een *grasvegetatie* op typische bodemprofielen in de omgeving van de site van Dessel (§14.3.6.3.1). De infiltratiesnelheid is afhankelijk van de heersende klimaatomstandigheden (§14.4.8.2.1.1), maar ook andere factoren bepalen mee de langjarig gemiddelde infiltratie (§14.4.8.2.1.2).

14.4.8.2.1.1 Klimaatafhankelijkheid

Door haar afhankelijkheid van de heersende klimaatomstandigheden (CCI-HYDR klimaatscenario's) is de infiltratiesnelheid *gecorrigeerd* met de irrigatiehoeveelheid. Gelet op het feit dat het biosfeermodel uitgaat van *evenwichtsomstandigheden* voor de berekening van de concentratie in de bodem (§14.4.7.1.2), is het gebruik van de langjarig gemiddelde infiltratie aangewezen (hierbij abstractie makend van interjaarlijkse variabiliteit). Het lage CCI-HYDR klimaatscenario geeft aanleiding tot de laagste gemiddelde infiltratie (162 mm/a), het hoge CCI-HYDR klimaatscenario tot de hoogste (210 mm/a).

In principe verwacht men voor een *lagere* infiltratiesnelheid een tragere uitloging uit de wortelzone en dus een verhoging van BCFs. De klimaatgerelateerde onzekerheidsrange voor de langjarig gemiddelde infiltratie is echter beperkter dan die voor de irrigatiehoeveelheden, die het hoogst zijn onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario. Bijgevolg wordt het impactverlagende effect van een hogere infiltratiesnelheid meer dan gecompenseerd door het impactverhogende effect van hogere irrigatiehoeveelheden: voor de meeste radionucliden is de BCF onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario ongeveer een factor 1,4 hoger¹⁰⁸ dan de BCF onder het lage CCI-HYDR klimaatscenario.

Wanneer enkel naar inname van voedingsgewassen als blootstellingsweg wordt gekeken, bedraagt de verhouding voor de meeste radionucliden een factor 1,5 à 1,6 – wat opnieuw overeenkomt met de verhouding van de *benodigde irrigatie* onder de hier beschouwde klimaatscenario's. De gevoeligheid voor de infiltratiesnelheid op zich is dan ook eerder beperkt.

¹⁰⁷ De gebruikte waarde van $1350 \text{ kg}/\text{m}^3$ is aan de lage kant en houdt rekening met effecten van omploegen van grond. Het gebruik van een lage bulkdichtheid is omhullend.

¹⁰⁸ vergelijk ook de waarden uit Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1 met die uit Tabel 14-128 in Bijlage 14-1

14.4.8.2.1.2 Andere onzekerheden op de langjarig gemiddelde infiltratie

De gemiddelde waarden van de infiltratie kunnen ook variëren als functie van het type begroeiing, de karakteristieken van de begroeiing en de karakteristieken van de bodem (Z_{cg} versus Z_{eg}), zoals aangegeven in §14.3.6.3.1. Conform de hydrogeologische berekeningen, waar de waarden voor grasland als referentie worden gebruikt, wordt de onzekerheid met betrekking tot het *type* begroeiing niet beschouwd. De onzekerheidsrange bepaald voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario op basis van de *karakteristieken* van de bodem en van de begroeiing (samen ± 80 mm/a; zie §14.3.6.3.1) is breder dan de range gedefinieerd door de gemiddelde waarden voor verschillende klimaatomstandigheden in §14.4.8.2.1.1; daarom werd de gevoeligheid nagegaan.

In dit geval komt duidelijk naar voren dat een lagere infiltratiesnelheid leidt tot een *tragere* uitloging uit de wortelzone en dus een verhoging van BCFs. Toch blijkt de infiltratiesnelheid enkel een enigszins¹⁰⁹ gevoelige parameter voor de radionucliden waarvoor de dosis sterk bepaald wordt door de *concentratie in de bodem*, i.e. de radionucliden waarvoor

- externe bestraling belangrijk is (⁹⁴Nb, ¹²⁶Sn, ^{108m}Ag – zie Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1); of
- wortelopname een relatief belangrijke bijdrage levert tot de concentratie in gewassen (³⁶Cl, ⁷⁹Se, isotopen van U).

Deze beperkte gevoeligheid en het feit dat voor een *gemengd landgebruik* een hogere infiltratiesnelheid wordt verwacht dan voor grasland (§14.3.6.3.1) verantwoordt het gebruik van de beste schattingswaarde voor de langjarig gemiddelde regionale infiltratie voor grasland in de biosfeermodellen.

14.4.8.2.2 Distributiecoëfficiënten

Aangezien distributiecoëfficiënten veelal lognormaal verdeeld zijn (§2.2.3 van [OD-041]), wordt het geometrisch gemiddelde van de representatieve literatuurwaarden voor $K_{d,i}$ [m^3/kg] als beste schattingswaarde gebruikt in de biosfeermodellen. Uit de vergelijkende tabellen in [OD-041] blijkt dat de gekozen waarden in lijn liggen met de beste schattingswaarden uit een recente compilatie van het IAEA [R14-103]. Bovendien is er een inherente variabiliteit van de waarden in eenzelfde omgeving (zie bijvoorbeeld blz. 179 van [R14-23]).

Voor de meeste elementen / radionucliden is het effect van het gebruik van minimale of maximale $K_{d,i}$ -waarden op de BCF beperkt tot minder dan een factor 2. Voor sommige radionucliden zoals Th-isotopen ($K_{d,Th}$ varieert over 4 grootteordes – zie Tabel 14-112 in Bijlage 14-1), die echter minder bepalend zijn voor de globale impact (§14.4.9.1.1), is het effect van extreme waarden belangrijker.

Voor de meeste radionucliden draagt wortelopname minder bij tot de concentratie in gewassen dan uitwendige depositie, waardoor de variabiliteit in $K_{d,r}$ -waarden zich minder uitgesproken manifesteert op het gebied van de component ‘ingestie van gewassen’ dan op de totale BCF.

14.4.8.2.3 Diepte van de wortelzone

Het effect op de BCF van onzekerheid op de diepte van de wortelzone (§14.3.6.4.3.7) is verwaarloosbaar. Enkel voor relatief kortlevende radionucliden en radionucliden waarvoor externe bestraling een belangrijke bijdrage levert tot de impact, is er een beperkt merkbaar effect.

¹⁰⁹ De gevoeligheid blijft beperkt tot minder dan een factor 1,5.

14.4.8.3 Wortelopname

Wortelopname betreft de opname door gewassen van contaminatie uit de grond (elementen [2,4] en [2,5] van de interactiematrix in Figuur 14-79). Naast de evenwichtsconcentratie in de grond komen ook

- de bodem-planttransferfactor¹¹⁰ $TF_{v,i}$ [$\text{kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$]; en
- (voor voedingsgewassen) de fractie droog gewicht per kilogram vers gewicht DW_v [$\text{kg}_{\text{dw}}/\text{kg}_{\text{fw}}$]

tussen in de bepaling van de concentratie in de plant door wortelopname. De onzekerheid op de fractie drooggewicht is zeer beperkt (Tabel 14-114 in Bijlage 14-1) waardoor het effect op de BCFs niet significant zal zijn.

Voor de *bodem-plant transferfactoren* worden in het model de geometrisch gemiddelde waarden uit een literatuurstudie [OD-041] als beste schattingswaarden gebruikt. De ranges kunnen meerdere grootteordes beslaan (zie Tabel 14-116 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1).

Een maximale range van effecten op de BCFs wordt bekomen door de $TF_{v,i}$ -waarden voor alle types gewassen tegelijk op hun maximale (Tabel 14-118) of minimale (Tabel 14-116) waarde te zetten. Het effect van het beschouwen van *maximale* waarden voor de bodem-plant transferfactoren blijkt in vergelijking met de beste schattingswaarde voor een groot aantal radionucliden aanleiding te geven tot een significante (meer dan een factor 2) verhoging van de BCF. Voor elementen met isotopen die mede bepalend zijn voor de impact onder uitlogingsscenario's, onderbouwen en rechtvaardigen volgende overwegingen de keuze voor de *geometrisch gemiddelde beste schattingswaarden* in de biosfeermodellen:

- *Chloor* – Bij definitie impliceert het concept van bodem-plant transferfactoren *evenwichtsomstandigheden* (of een toestand die daar dicht bij in de buurt komt), die zich voor de meeste elementen inderdaad instellen: de transfer van radionucliden vanuit de bodem naar de plant is immers verwaarloosbaar in vergelijking met de totale concentratie in de bodem.

Voor zeer mobiele radionucliden, zoals ³⁶Cl, is dit echter niet het geval. Door zijn *mobilititeit* (BE $K_{d,Cl} = 0,001 \text{ m}^3/\text{kg}$ – zie Tabel 14-112 in Bijlage 14-1) is chloor onderhevig aan snelle migratie in de bodem, waardoor de concentratie in de bodem aan het einde van de groeiperiode van gewassen veel lager kan zijn dan in het begin. Wortelopname gebeurt doorheen de volledige groeiperiode, maar transferfactoren worden meestal experimenteel gemeten aan het *einde* van de groeiperiode. Dit leidt tot zeer hoge waarden voor de transferfactoren, wat in een geabstraheerd biosfeermodel kan leiden tot een sterke overschatting van de radionuclidenconcentratie in de gewassen (zie ook blz. 63 van [R14-103]).

- *Nikkel* – De berekende BCF van ⁵⁹Ni voor de *maximale* transferfactoren is voor een groot deel opgebouwd uit 'ingestie van fruit' (36,4%) en 'ingestie van granen' (32,6%). Voor de transfer naar *fruit* werden, bij gebrek aan literatuurwaarden, de generieke waarden voor alle types gewassen én alle bodemtypes aangewend (§8.3.1 van [OD-041]), wat niet representatief is, aangezien

¹¹⁰ Voor ¹⁴C gebeurt opname in de plant voornamelijk door fotosynthese (elementen [7,4] en [7,5] van de interactiematrix in Figuur 14-79) en wordt de fractie koolstof S_v [$\text{gC}/\text{kg}_{\text{dw}}$] beschouwd in plaats van $TF_{v,i}$. De onzekerheid hierop is eerder beperkt (zie waarden in Tabel 14-116 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1). Aangezien 'ingestie van gewassen' bovendien niet de belangrijkste blootstellingsweg voor ¹⁴C (Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1), blijft ook het effect op de BCF van ¹⁴C beperkt.

- ▶ de gebruikte maximale waarde ($9,34 \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ – zie Tabel 14-118 in Bijlage 14-1) een meetwaarde is [R14-117]
 - ▶ voor klaver (*veevoer*), die niet representatief is voor voedingsgewassen, met inbegrip van fruit, en
 - ▶ uit het eerste jaar van een langetermijnstudie waarbij contaminatie kort voor het zaaien (1-2 weken) werd geïntroduceerd. Bijgevolg heerst nog geen *evenwichtstoestand* in de bodem, waardoor dergelijke meetwaarden met de nodige omzichtigheid behandeld dienen te worden, zoals ook aangestipt door de auteurs [R14-117];
- ▶ er bovendien indicaties zijn dat er geen significante *accumulatie* optreedt van nikkel in zaden, vruchten of knollen van gewassen, met uitzondering van peulen. Coughtrey en Thorne stellen dat de transfer vermoedelijk ongeveer $0,1 \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ bedraagt in de meeste gewassen en $0,5 \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ in peulvruchten, wat coherent is met meetgegevens [R14-118].

De maximale gemeten transferfactor van nikkel voor *voedingsgewassen* met uitzondering van peulvruchten in zandgrond, bedraagt $0,75 \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ (meetwaarde voor granen; zie Tabel 14-118 in Bijlage 14-1). Indien men deze waarde zou hanteren voor fruit, bedraagt de verhouding der BCFs van ^{59}Ni voor maximale en beste schattingswaarden voor $TF_{v,i}$ minder dan een factor 2.

- *Technetium* – De overwegingen met betrekking tot de mobiliteit van chloor zijn ook geldig voor het zeer mobiele technetium.

De beschikbare gegevens voor bodem-plant transferfactoren van Tc in een subtropische omgeving (zie ook Tabel 21 op blz. 77 van [R14-103]), conform de verwachte klimaatevolutie, zijn bovendien systematisch meer dan een grootteorde lager dan de meetwaarden voor een gematigd klimaat.

- *Uranium* – De berekende BCFs van de verschillende U-isotopen voor de *maximale* transferfactoren zijn voor een groot deel opgebouwd uit
 - ▶ ‘ingestie van bladgroenten’ (~58%), waarvoor het verschil tussen de BE en de maximale waarde van de bodem-planttransferfactor bijna 2 grootteordes bedraagt (Tabel 14-117 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1); en
 - ▶ ‘ingestie van granen’ (~18,5%), waarvoor het verschil tussen de BE en de maximale waarde van de bodem-planttransferfactor ongeveer een factor 20 bedraagt (Tabel 14-117 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1).

De gebruikte maximale waarde voor granen, ontleend aan [R14-119], is van toepassing op de *pel* van rijstkorrels, terwijl de waarden voor de korrels zelf een grootteorde lager liggen.

Typisch is de uraniumconcentratie in planten verschillende grootteordes lager dan de concentratie in de grond (zie bijvoorbeeld [R14-120]). Er bestaat een *negatieve correlatie* tussen de bodem-plant transferfactor en de distributiecöefficient in de bodem (§14.4.7.2.4) en uranium wordt goed gesorbeerd in de zandbodem ($BE K_{d,U} = 1,28 \text{ m}^3/\text{kg}$ – zie Tabel 14-112 in Bijlage 14-1). De maximale $TF_{v,U}$ waarden voor granen en vooral bladgroenten zijn niet in overeenstemming met deze observaties: accumulatie in de bodem en beschikbaarheid voor opname in gewassen mogen niet als *onafhankelijke* variabelen beschouwd worden.

Gegeven de *hoge sorptie* op de bodem zijn de BE waarden van $TF_{v,U}$ veel realistischer en voor bladgroenten zelfs nog aan de hoge (dus omhullende) kant.

- *Plutonium* – De berekende BCFs van de langlevende Pu-isotopen zijn voor meer dan 60% toe te schrijven aan ‘ingestie van granen’. Het verschil tussen de BE en de maximale waarde van de bodem-plantransferfactor voor granen bedraagt 4 grootteordes (Tabel 14-117 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1).

Op een totaal van 253 relevante data voor granen werden slechts 2 waarden van de grootteorde $10^{-1} \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ gevonden (§25.3.1 van [OD-041]). Gelet op het grote aantal data, kan een relevant *betrouwbaarheidsinterval* bepaald worden uitgaande van een lognormale¹¹¹ verdeling. Met de gegevens uit §25.3.1 van [OD-041] voor granen, leidt dit tot een bovengrenswaarde van $(2,7 \times 10^{-5}) \times (7,38)^2 = 1,5 \times 10^{-3} \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$; wat twee grootteordes lager is dan de maximale waarde uit de literatuurstudie (Tabel 14-118 in Bijlage 14-1).

Met de bovengrenswaarde uit het 95% betrouwbaarheidsinterval als maximum voor granen, leidt het beschouwen van de maximale waarden voor $TF_{v,i}$ niet langer tot een significante verhoging van de BCFs.

- *Americium* – Ook voor americium zijn de BCFs voor het overgrote deel toe te schrijven aan ‘ingestie van granen’ en bedraagt het verschil tussen de BE en de maximale waarde van de bodem-plantransferfactor voor granen 4 grootteordes (Tabel 14-117 en Tabel 14-118 in Bijlage 14-1).

De maximale waarden zijn niet compatibel met de vaststelling dat de transfer van americium van bodem naar gewas veelal laag is (*negatieve correlatie* tussen $TF_{v,i}$ en $K_{d,i}$ (§14.4.7.2.4); BE $K_{d,Am} = 1,23 \text{ m}^3/\text{kg}$ – zie Tabel 14-112 in Bijlage 14-1).

Op een totaal van 226 relevante data voor granen werden bovendien opnieuw slechts 2 waarden van de grootteorde $10^{-1} \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ gevonden (§26.3.1 van [OD-041]). Gelet op het grote aantal relevante data kan ook hier een 95% betrouwbaarheidsinterval afgeleid worden¹¹¹, met als bovengrens $(8,1 \times 10^{-5}) \times (9,9)^2 = 7,9 \times 10^{-3} \text{ kg}_{\text{dw,grond}}/\text{kg}_{\text{dw,plant}}$ op basis van de gegevens uit §26.3.1 van [OD-041] voor granen; wat twee grootteordes lager is dan de maximale waarde uit de literatuurstudie (Tabel 14-118 in Bijlage 14-1)

Op basis van deze meer realistische maximale waarde van de onzekerheidsrange van $TF_{v,i}$ voor granen, bedraagt de verhoging van de BCFs minder dan een factor 2 wanneer maximale waarden voor $TF_{v,i}$ worden beschouwd.

14.4.8.4 Uitwendige depositie

Tijdens het irrigeren door beregening komt, wanneer de plant voldoende groot is, een deel van het irrigatiewater rechtstreeks terecht op de bovengrondse delen van de plant door *interceptie* (elementen [1,4] en [1,5] van de interactiematrix in Figuur 14-79; §14.4.8.4.1). De hieruit resulterende concentratie aan radionucliden in de gewassen voor consumptie is onderhevig aan (elementen [4,2] en [5,2] van de interactiematrix in Figuur 14-79)

- *verwerking* in het geval van rechtstreekse depositie van irrigatiewater op de eetbare gedeelten van de gewassen (§14.4.8.4.2); of

¹¹¹ De *bovengrens* van het 95% betrouwbaarheidsinterval kan dan bepaald worden als $GM \times \text{GSD}^2$.

- *translocatie* in het geval waarin de eetbare delen zich onder de grond bevinden, in casu voor wortelgewassen en aardappelen (§14.4.8.4.3).

14.4.8.4.1 Interceptie

De belangrijkste parameters die tussenkomen bij interceptie zijn

- de *irrigatiehoeveelheden* (die conservatief geschat werden door de keuze voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario – zie §14.4.8.1);
- de *massieke interceptiefactor* R_v/Y_v [$\text{m}^2/\text{kg}_{\text{r}w}$ of $\text{m}^2/\text{kg}_{\text{d}w}$]; en
- de *externe blootstellingsduur* aan irrigatiewater.

De modelaannames voor deze laatste zijn echter voorzichtig (50% van de irrigatieperiode voor de meeste gewassen – zie Tabel 14-114 in Bijlage 14-1) waardoor de onzekerheid niet verder beschouwd dient te worden.

Voor de massieke interceptiefactor wordt de geometrisch *gemiddelde waarde* gebruikt. Het effect van de minimale en maximale waarden op de BCFS bedraagt een factor 2 à 3. Merken we op dat bij gebruik van de *maximale* waarden ‘ingestie van granen’ voor de meeste radionucliden verantwoordelijk is voor ongeveer de helft van de BCF.

Het gebruik van BE waarden van de massieke interceptiefactor is gejustifieerd in het licht van de voorzichtige aannames met betrekking tot andere parameters die tussenkomen bij de bepaling van de concentratie in gewassen door uitwendige depositie (§6.1.3.2 van [OD-030]):

- de *irrigatiehoeveelheden*, die conservatief geschat worden door de keuze voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (zie §14.4.8.1);
- met name voor granen die, met uitzondering van maïs, ook *niet intensief geïrrigeerd* worden in droge streken¹¹², is de beschouwde irrigatiehoeveelheid omhullend. Zo vermeldt Annex 2 van het BioMoSA rapport [R14-121] een irrigatie van 161 mm/a voor granen in het biosfeermodel van de oppervlaktebergingsinrichting van El Cabril (Spanje). Deze waarde ligt meer dan een factor 2 lager dan de in dat model beschouwde irrigatie voor andere voedingsgewassen én meer dan een factor 2 lager dan de generieke irrigatiehoeveelheid voor voedingsgewassen van 360 mm/a bepaald onder het hoge CCI-HYDR scenario (§14.3.6.4.2). De bijdrage van ‘ingestie van granen’ tot de BCF zou op basis hiervan evenredig afnemen;
- de aanname dat irrigatie van granen wordt toegepast tot vlak voor de oogst, terwijl granen zoals tarwe, gerst en rogge idealiter kunnen *drogen op het veld* voorafgaand aan de oogst. Bovendien vertonen rijpe granen de neiging tot kiemen in vochtige omstandigheden, waardoor ze niet langer geschikt zijn voor consumptie. Het beschouwen van een tijd van 10 dagen tussen het einde van de irrigatie en de oogst voor granen (naar analogie met de modellering voor de LLWR in het Verenigd Koninkrijk – zie Tabel 3.3 in [R14-122]) leidt voor de meeste radionucliden tot een reductie van de BCFS van 15 à 20%, het beschouwen van een tijd van 30 dagen (maximale waarde uit de range vermeld op blz. 158 van [R14-122]) tot een reductie van de BCFS met 30 à 40%.

¹¹² zie bijvoorbeeld [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Share_of_irrigated_crop_area_in_total_crop_area_semi-intensive_crops_\(maize_and_cereals_excluding_maize_and_rice\),_2010_\(%25\).png&oldid=284094](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Share_of_irrigated_crop_area_in_total_crop_area_semi-intensive_crops_(maize_and_cereals_excluding_maize_and_rice),_2010_(%25).png&oldid=284094)

14.4.8.4.2 Verwerking

Het proces van verwerking wordt beschreven door de verweringsconstante λ_w [a^{-1}] en dus de halfwaardetijd voor verwerking T_w [a] (§14.3.6.4.3.8), waarvoor experimenteel werd vastgesteld dat deze toeneemt met de ontwikkeling van de plant. In de literatuurstudie voor het biosfeermodel werd geopteerd voor waarden die representatief zijn voor een *langere tijdschaal* (in termen van ontwikkeling van de plant) en dus inherent aan de hogere kant (§2.3.2.2 van [OD-043]). Het effect van de minimale en maximale waarden uit de range (Tabel 14-115 in Bijlage 14-1) blijft beperkt tot minder dan een factor 2.

14.4.8.4.3 Translocatie (knolgewassen, wortelgewassen)

In vergelijking met de waarden uit de IAEA compilatie [R14-103] zijn de translocatiefactoren $f_{t,v,i}$ [-] uit het biosfeermodel vrij hoog (conservatief). Daarom worden ze als maxima beschouwd (zie Tabel 14-119 in Bijlage 14-1).

Het effect op de BCF van het beschouwen van minimale waarden (onzekerheidsfactor van 50 – zie §14.3.6.4.3.4) is voor de meeste nucliden nauwelijks merkbaar, mede door het lagere relatieve belang van ‘ingestie van knolgewassen’ en ‘ingestie van wortelgewassen’ (§8.1.4 van [OD-030]).

14.4.8.5 Dierlijke producten

Ingestie van dierlijke producten is belangrijk voor een beperkt aantal radionucliden, in het bijzonder ^{36}Cl en ^{79}Se (Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1). De transfer naar dierlijke producten wordt gemodelleerd op basis van

- de *concentratie* in veevoer (gras/hooi of graan), water en grond;
- de *inname* door dieren (elementen [1,6], [2,6], [4,6] en [5,6] van de interactiematrix in Figuur 14-79); en
- de *transferfactoren* voor dierlijke producten (melk, vlees, eieren).

14.4.8.5.1 Inname door dieren

De onzekerheid op de inname door dieren is relatief beperkt (§14.3.6.4.3.9; Tabel 14-120, Tabel 14-121 en Tabel 14-122 in Bijlage 14-1). Gegeven de beperkte bijdrage van inname van dierlijke producten (Figuur 14-82) is er geen significant effect op de BCFs.

14.4.8.5.2 Transferfactoren voor dierlijke producten

Zoals aangehaald in §2.4.2.1 en §2.4.3 van [OD-041] is de kwaliteit van de waarden voor de transferfactoren voor dierlijke producten lager dan voor andere parameters, daar informatie hieromtrent moeilijk te vinden is in de literatuur (§14.3.6.4.3.3).

Voor Cl en Se vallen de data, voor zover beschikbaar, echter binnen eenzelfde grootteorde (§6.4 en §9.4 van [OD-041]). Er is dan ook geen significant op de BCFs.

14.4.8.6 Consumptiehoeveelheden

Zoals gesteld in §14.4.7.4.1 is ‘ingestie’ voor de meeste radionucliden de belangrijkste blootstellingsweg. De dosis door ingestie is logischerwijs evenredig met de consumptiehoeveelheden (§14.3.6.4.1.1).

De BCFs bepaald op basis van de aanbevolen consumptiehoeveelheden (Tabel 14-110 in Bijlage 14-1) zijn hoger dan die op basis van de gemiddelde reële consumptiehoeveelheden. Het effect blijft evenwel beperkt tot minder dan een factor 2.

14.4.8.7 Conclusie

Op basis van de argumenten hierboven aangehaald blijkt dat de massieke interceptiefactoren, de irrigatiehoeveelheden en voor sommige radionucliden ook de bodem-plant transferfactoren de meest gevoelige parameters te zijn in de biosfeermodellen, naast de consumptiehoeveelheden. De spreiding van de onzekerheden, bepaald op basis van de (deterministische) gevoeligheidsanalyse, bevestigt echter systematisch de grootteorde van de deterministisch bepaalde BCFs, gebruikmakend van de beste schattingswaarden.

De effectieve dosis wordt bepaald voor een *zelfvoorzienende landbouwgemeenschap* die bovendien al haar voedsel betreft van de sterkst gecontamineerde zone. Voor een duurzame zelfvoorzienende landbouwproductie voor een gezin van 4 personen is al een minimale oppervlakte van 2 ha nodig ([R14-123], geciteerd in [R14-124]). Hierdoor wordt een *inherent* conservatisme geïntroduceerd: de *grootte van de groep* die in aanmerking komt als representatieve personen – gebruik makend van water uit de waterput voor privégebruik – wordt beperkt door het feit dat dergelijke waterput niet kan voorzien in de waterbehoefte voor een zeer uitgestrekt landbouwgebied.

Bovendien worden de BCFs voor het hoge CCI-HYDR klimaatsscenario als referentiewaarden gebruikt, waardoor de irrigatiehoeveelheden en de BCFs inherent – en *a fortiori* door de irrigatiebehoefte voor alle types gewassen gelijk te stellen aan het neerslagdeficit tijdens de droogste maanden – conservatief zijn ten opzichte van de onzekerheden met betrekking tot de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden.

Dit alles in aanmerking genomen, kan het biosfeermodel met zijn BE parameterwaarden binnen de referentiebiosfeermethodologie als adequaat worden beschouwd voor de berekening van doses in de (verre) toekomst.

14.4.9 Radiologische impact

Rekening houdend met

- de verdeling tussen monoliettypes in de bronterm 2013 V2 (Tabel 6-16 en Tabel 6-17 in §6.4.5.2 [HS-6]); en
- het feit dat de grootste onzekerheden op toekomstig afval betrekking hebben op ontmantelingsafval dat grotendeels in type III monolieten geconditioneerd wordt;

wordt in de radiologische impactberekeningen, bij een verdeling van de activiteit over de 29 modules die a priori nodig zijn voor berging van de vooropgestelde bronterm, in het EES en de andere scenario's van geleidelijke uitloging (RS, AES'en, HIS'en met aantasting van de insluitingscapaciteit) *benaderend* uitgegaan van een activiteitsverdeling van

- 76% in type I monolieten; en
- 24% in type III monolieten.

De spreiding in de tijd van de degradatie (§14.4.3.6.4) wordt pro rata beschouwd.

De details van de impactberekeningen en de kwantitatieve onzekerheidsanalyse voor het EES worden beschreven in hoofdstuk 5 en Annexen 2 tot en met 9 van [OD-269].

14.4.9.1 Basisrekengeval

14.4.9.1.1 Waterputreceptor

De maximale *effectieve dosis* voor volwassenen voor de waterputreceptor over de relevante tijdschalen bedraagt 0,020 mSv/a op 1 372 a (Figuur 14-85), wat een factor 5 lager is dan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a.

- In de periode vóór degradatie (tot 650 a) is er geen significante uitloging uit het bergingssysteem (zuiver diffusief transport; enkel in type III monolieten kan al migratie uit de afvalzone optreden);
- In de tijdspanne tussen 650 en 1 000 jaar neemt de impact geleidelijk toe, volgens de stapsgewijze degradatie van in totaal 25% van de modules.
- Tijdens fase Va (na 1 000 jaar) is er stapsgewijze degradatie van de resterende 75% van de modules: de impact van mobiele radionucliden is ongeveer een factor drie hoger dan in de fase 650 – 1 000 a. Voor ^{108m}Ag is het verschil kleiner, door effecten van verval.

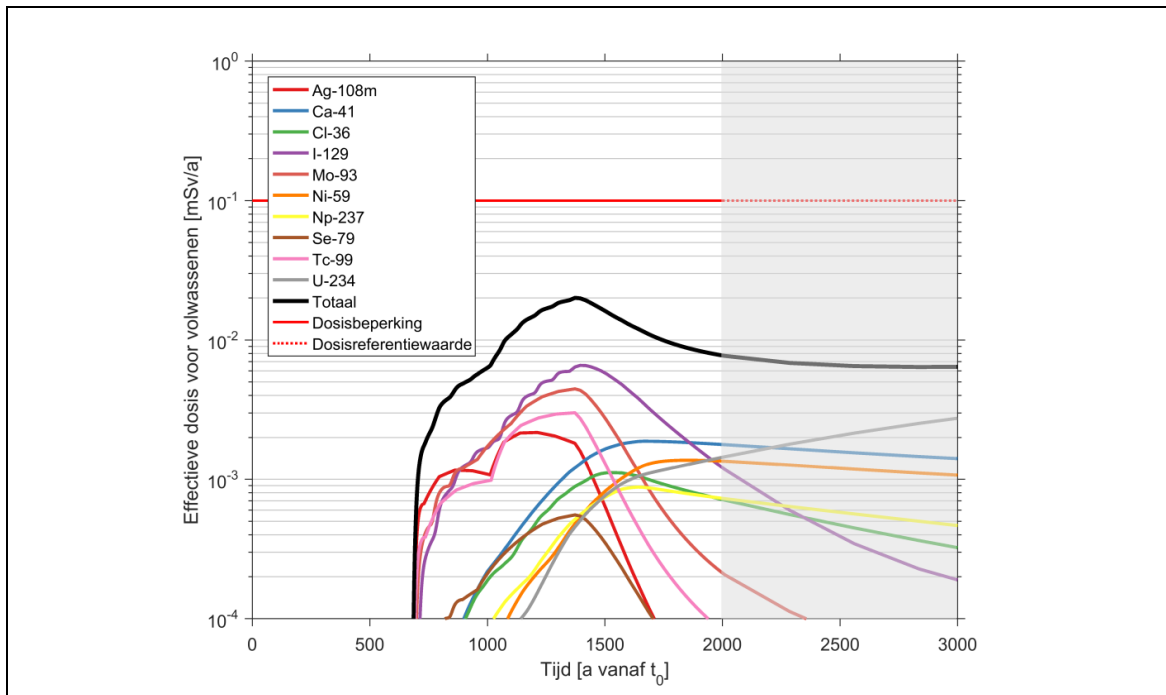
De piekimpact, die in deze fase optreedt, wordt gedomineerd door de *mobiele* radionucliden ^{129}I (31,9%), ^{93}Mo (22,2%), ^{99}Tc (15,0%) en ^{108m}Ag (9,0%).

- Tijdens fase Vb wordt de impact bepaald door de staart van de uitloging van mobiele radionucliden (^{129}I en ^{36}Cl zijn respectievelijk verantwoordelijk voor 15,7% en 9,2% van de impact op 2 000 a), maar ook ^{59}Ni en ^{41}Ca dragen in belangrijke mate bij (respectievelijk 17,4% en 23,0% op 2 000 a). De (toenemende) bijdrage van het goed gesorbeerde ^{234}U (18,6% op 2 000 a) is toe te schrijven aan ingroei van ^{226}Ra .
- *Goed gesorbeerde* radionucliden zoals ^{94}Nb , isotopen van Pu en isotopen van Am logen niet in significante hoeveelheden uit over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar.

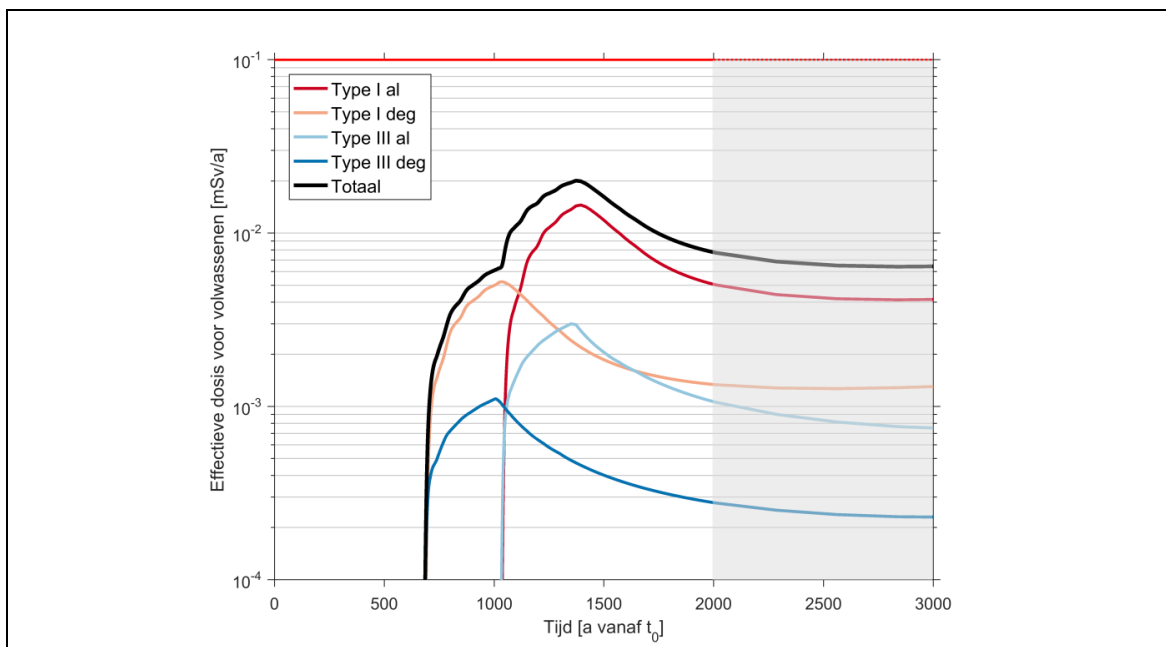
Gelet op de aard van de maatgevende radionucliden, zal ‘*ingestie van voedingsgewassen*’ de belangrijkste blootstellingsweg vormen (zie Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1).

Figuur 14-86 toont de afzonderlijke bijdragen van activiteit in verschillende monoliettypes (76% in type I versus 24% en type III) en onderhevig aan degradatie over verschillende tijdschalen (25% vanaf 650 a; 75% vanaf 1 000 a). De impact van type I monolieten is hoger dan deze van type III monolieten; ook indien de relatieve impacts beschouwd worden rekening houdend met een correctie voor de verschillende betrokken activiteitsfracties. Ter vergelijking:

- wanneer alle activiteit zich in type I monolieten zou bevinden, zou de maximale impact 0,022 mSv/a bedragen;
- wanneer alle activiteit zich in type III monolieten zou bevinden, zou de maximale impact 0,014 mSv/a bedragen.

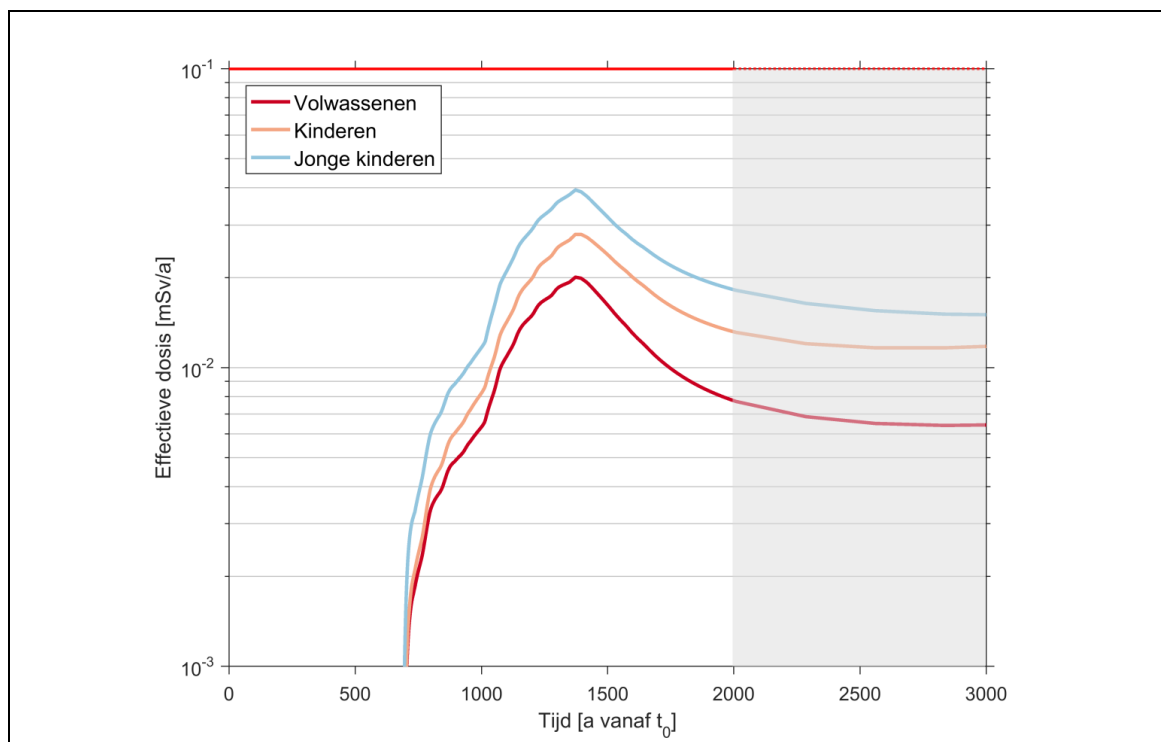


Figuur 14-85: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het EES (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.



Figuur 14-86: Bijdrage van de verschillende monoliettypes (type I versus type III) en degradatietijdstippen (650 a en 1 000 a) tot de impact onder het EES [mSv/a] (waterputreceptor). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

Voor de andere leeftijdsgroepen zijn het verloop van de impactcurves (Figuur 14-87) en de maatgevende radionucliden gelijkaardig. De impacts voor kinderen (maximaal 0,028 mSv/a) en jonge kinderen (maximaal 0,039 mSv/a) zijn te allen tijde *hoger* dan voor volwassenen: dit is toe te schrijven aan de hogere stralingsgevoeligheid van kinderen en vooral jonge kinderen voor de maatgevende radionucliden, die wordt gereflecteerd in de BCFs (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).



Figuur 14-87: Effectieve dosis [mSv/a] onder het EES voor verschillende leeftijdsgroepen (waterputreceptor). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

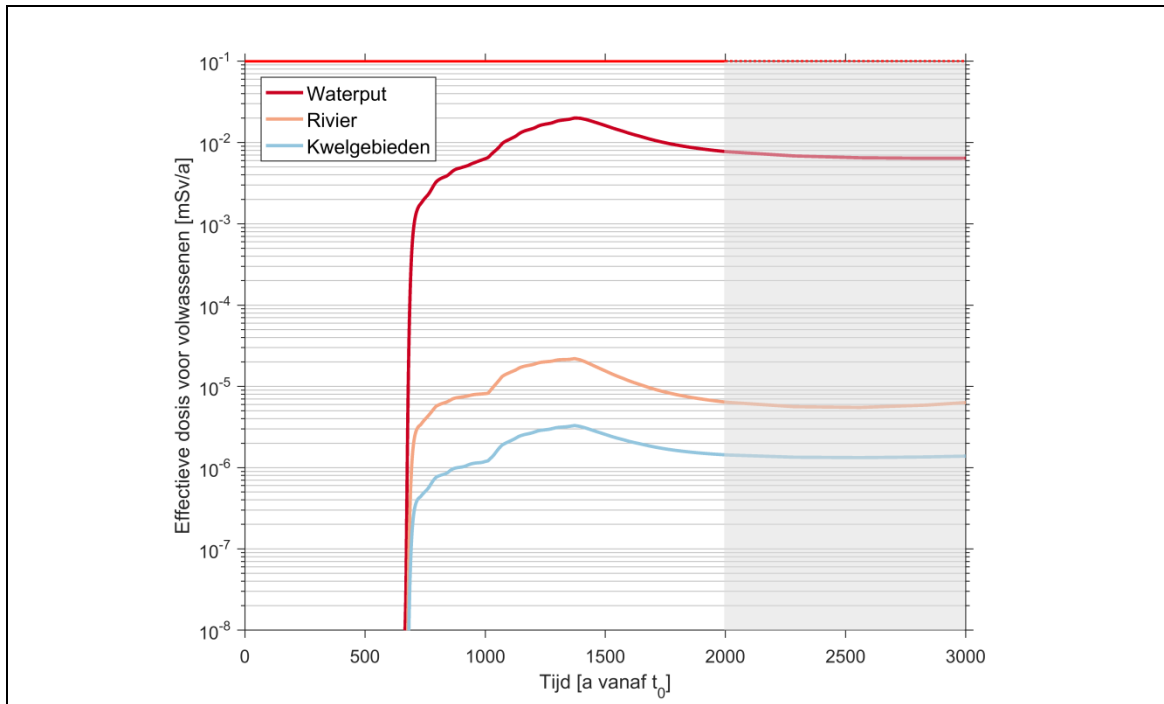
14.4.9.1.2 Alternatieve biosfeerreceptoren

De vorm van de impactcurves voor de alternatieve biosfeerreceptoren¹¹³ ‘rivier’ (*Kleine Nete*) en ‘kwelgebieden’ is gelijkaardig aan de vorm van de curves voor de waterputreceptor. Figuur 14-88 toont duidelijk dat de *waterput aan de voet van de oostelijke tumulus* (rode curve) de meest beperkende biosfeerreceptor is, met impacts die over de relevante tijdschalen

- bijna drie grootteordes hoger liggen dan voor de rivierreceptor, met een maximale impact van
 - ▶ 0,022 μSv/a voor volwassenen,
 - ▶ 0,022 μSv/a voor kinderen, en
 - ▶ 0,035 μSv/a voor jonge kinderen; en

¹¹³ We verwijzen naar de overwegingen in de inleiding van §14.4.5.5 met betrekking tot de geldigheid van resultaten voor alternatieve biosfeerreceptoren, gestoeld op het hydrogeologische transportmodel op intermediaire schaal.

- meer dan drie grootteordes hoger liggen dan voor de kwelgebiedreceptor, met een maximale impact van
 - ▶ 0,003 $\mu\text{Sv/a}$ voor volwassenen,
 - ▶ 0,004 $\mu\text{Sv/a}$ voor kinderen, en
 - ▶ 0,008 $\mu\text{Sv/a}$ voor jonge kinderen.



Figuur 14-88: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het EES bij beschouwing van de drie voornaamste biosfeerreceptoren waterput (rode curve), rivier (oranje curve) en kwelgebieden (blauwe curve). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

De belangrijkste bijdragen tot de piekimpacts voor volwassenen worden geleverd door:

- $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (30,7%), ^{129}I (28,3%), ^{93}Mo (14,4%), ^{99}Tc (10,3%) en voor de rivierreceptor. De blootstelling zal dus (Figuur 14-83 in §14.4.7.4.2) nog steeds sterk bepaald worden door *ingestie van gewassen* maar ook een belangrijke *externe* component (sediment) omvatten, toe te schrijven aan $^{108\text{m}}\text{Ag}$;
- $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (27,8%), ^{93}Mo (19,7%), ^{36}Cl (14,7%) en ^{129}I (13,8%) voor de kwelgebiedreceptor. De blootstelling zal dus (Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1) voor een niet onbelangrijk gedeelte veroorzaakt worden door *externe bestraling* ($^{108\text{m}}\text{Ag}$) en *ingestie van dierlijke producten* (^{36}Cl), naast *ingestie van gewassen*.

14.4.9.2 Kwantitatieve onzekerheidsanalyse voor de installatiemodellen

Naast het basisrekengeval werden zeven bijkomende rekengevallen beschouwd in de kwantitatieve onzekerheidsanalyse voor het EES, zoals aangegeven in Tabel 14-30 in §14.4.4. Binnen de deterministische aanpak werden hierbij voor parametervariëaties de minimale dan wel maximale waarden uit de range genomen, conform de karakterisering van de onzekerheden. Een overzicht van de beschouwde rekengevallen wordt gegeven in Tabel 14-48.

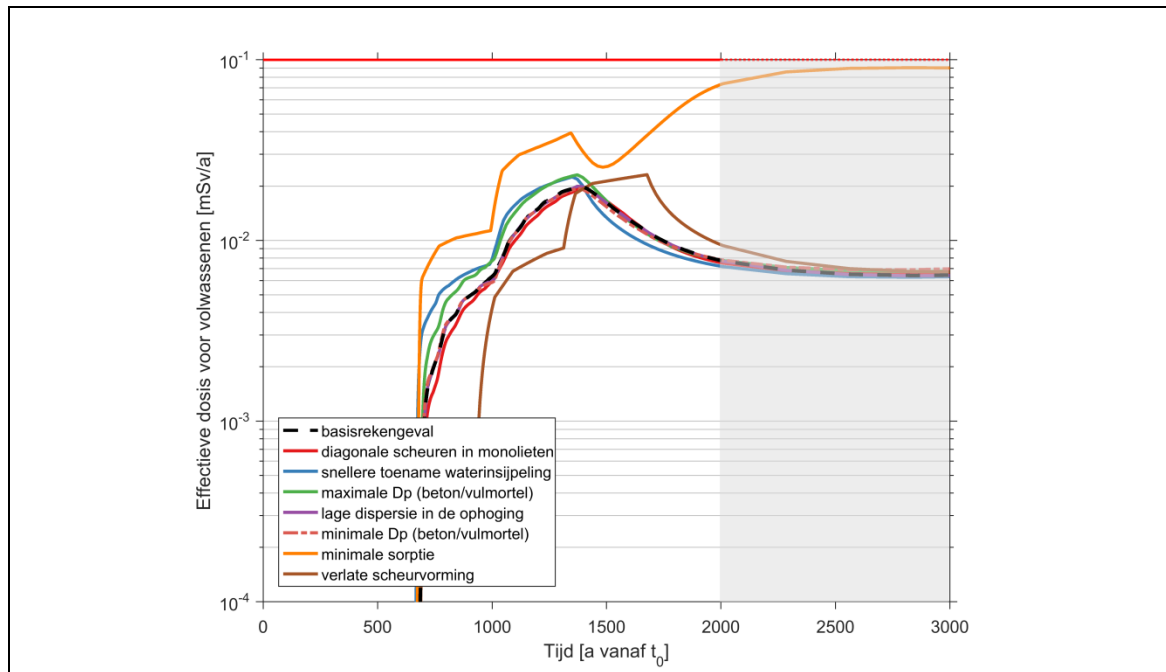
Tabel 14-48: Bijkomende rekengevallen van het EES.

Parameter / Hypothese	EES-basisrekengeval	Beschouwde onzekerheden
Poriëndiffusiecoëfficiënten D_p [m ² /s] in beton en vulmortel	BE-waarden voor D_p (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)	Minimale D_p (Tabel 14-33 in §14.4.4.8.1)
		Maximale D_p (Tabel 14-35 in §14.4.4.8.2)
Dispersie in de zandcementophoging	BE-waarden voor α [m] en D_p [m ² /s] (Tabel 14-26 in §14.4.3.7.5 & Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)	Lage dispersie (α en D_p) in zandcementophoging (§14.4.4.7)
Distributiecoëfficiënt K_d [m ³ /kg] en oplosbaarheid van Ca [mol/m ³]	BE-waarden voor K_d (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2) BE-waarde voor oplosbaarheid van Ca (§ 14.4.3.2.1.2)	Minimale K_d (Tabel 14-37 in §14.4.4.10.1) en maximale oplosbaarheid van Ca (§14.4.4.10.1)
Scheurnetwerk in monolieten	rechterhelft van Figuur 14-37 (type I) & rechterhelft van Figuur 14-38 (type III) in §14.4.3.1.2	Diagonale scheuren in monolieten (Figuur 14-54 in §14.4.4.4)
Waterinsijpeling in de modules	Lineaire toename over periode van 350 jaar (§14.4.3.6.3)	Lineaire toename over periode van 100 jaar (§14.4.4.2)
Scheurvorming in de monolieten	Scheurvorming vanaf de start van de degradatie (§14.4.3.6.2.2)	Scheurvorming wanneer de waterinsijpeling maximaal is (§14.4.4.1)

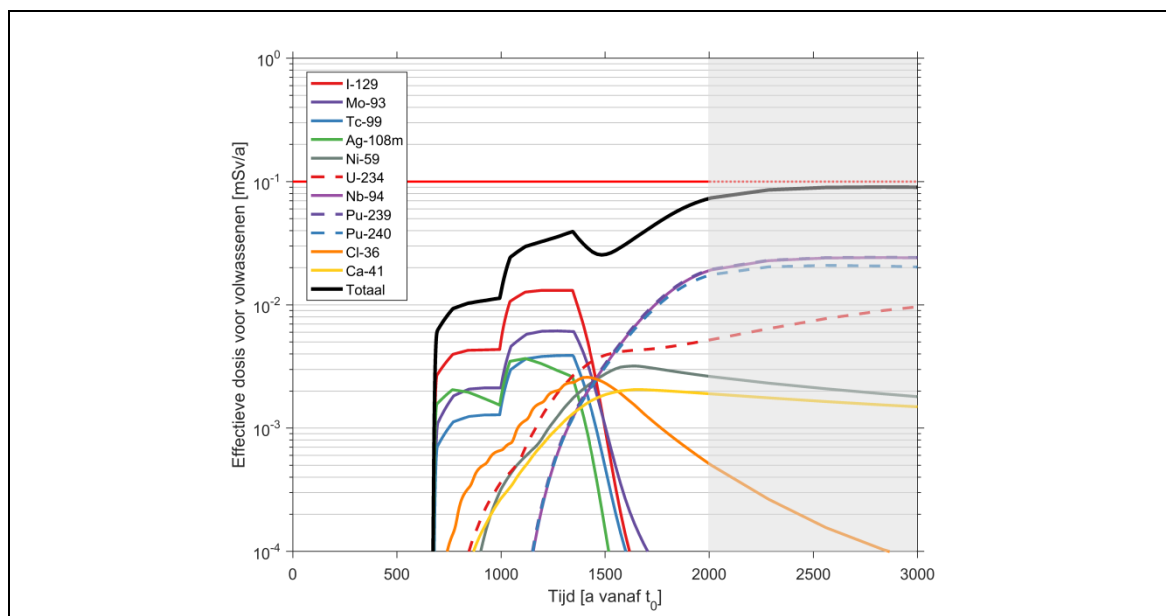
Figuur 14-89 vergelijkt de globale impactcurves onder de beschouwde rekengevallen. Het geval met minimale sorptie (oranje curve) geeft te allen tijde beduidend hogere impacts dan de andere rekengevallen. Ook de vorm van de curve is verschillend, met na de eerste piek van weinig gesorbeerde radionucliden een nieuwe toename van de globale impact tot een globale piek, toe te schrijven aan de sterk gesorbeerde radionucliden (²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu en ⁹⁴Nb – Figuur 14-90).

Met uitzondering van de rekengevallen met minimale poriëndiffusiecoëfficiënten (onderbroken bruinrode curve in Figuur 14-89) en diagonale scheuren¹¹⁴ (rode curve in Figuur 14-89) zijn de piekimpacts ($E_{c,max}$ [mSv/a]) onder de bijkomende rekengevallen gelijk aan of hoger dan die onder het basisrekengeval ($E_{base,max}$ [mSv/a]) – zie ook Tabel 14-49.

¹¹⁴ De ongevoeligheid voor de scheurconfiguratie is de resultante van de transmissiviteitsverhouding van 25 : 1 voor de waterstroming in de tussenruimten ten opzichte van de waterstroming in de scheuren doorheen monolietstapels, die al een redelijke ondergrens vormt binnen de verwachte evolutie (§14.4.3.5.2.1).

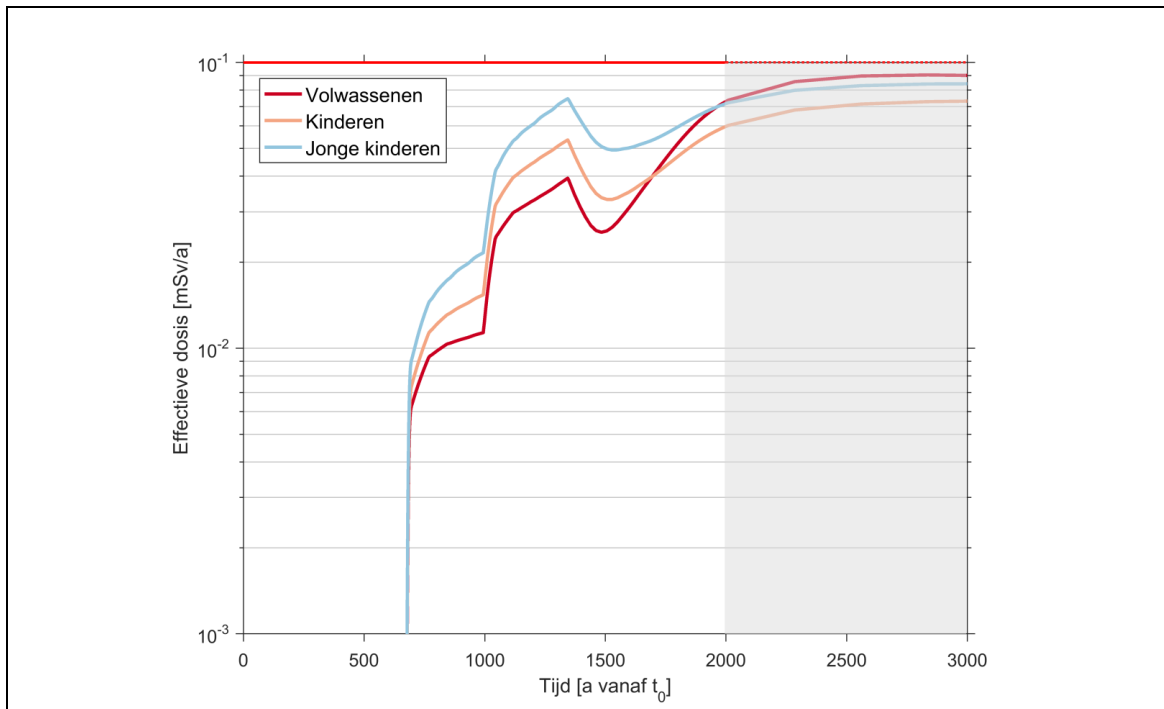


Figuur 14-89: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder de verschillende EES-rekengevallen (waterputreceptor). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.



Figuur 14-90: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het EES-rekengeval met minimale K_d -waarden en een maximale oplosbaarheid van Ca (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond. De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

De piekimpacts voor *volwassenen* zijn enkel in het rekengeval met minimale sorptie omhullend aan de impacts voor kinderen (10 jaar). De impact van sterk gesorbeerde radionucliden voor volwassenen is in dit geval ook omhullend aan die van sterk gesorbeerde radionucliden voor jonge kinderen (1 jaar), maar de globale piekimpact voor jonge kinderen blijft in het geval met minimale sorptie toe te schrijven aan mobiele radionucliden en deze is lichtjes hoger (0,075 mSv/a) dan de globale piekimpact voor volwassenen (0,073 mSv/a). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 14-91.



Figuur 14-91: Effectieve dosis [mSv/a] onder het EES-rekengeval met minimale K_d -waarden en een maximale oplosbaarheid van Ca, voor verschillende leeftijdsgroepen (waterputreceptor). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

Aangezien in alle andere rekengevallen dezelfde (mobiele) radionucliden bepalend zijn voor de piekimpact als onder het basisrekengeval, laat het beschouwen van impacts voor volwassenen wel toe de *effecten* van de onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie afdoende te kwantificeren. In Tabel 14-49 worden de piekimpacts en hun tijdstip van optreden vergeleken met het basisrekengeval. De factor Δ [%] wordt bepaald uit

$$\Delta = \frac{E_c - E_{base}}{E_{base}} \times 100 \quad \text{Vergelijking 24}$$

Uit de gevoeligheidsanalyse kwam naar voren dat ‘verlate scheurvorming’ en ‘snellere toename van de waterinsijpeling’ aanleiding geven tot een vrij significante verhoging en vernauwing van de piekfluxen van mobiele radionucliden (§14.4.4.1 en §14.4.4.2). Uit Tabel 14-49 blijkt dat het effect op de globale

piekimpact kleiner is dan het effect op de fluxen *zonder* fluxconvolutie beschouwd in de gevoeligheidsanalyses. Dit wordt verklaard door het feit dat de implementatie van de fluxconvolutie om de spreiding van de degradatie in rekening te brengen (§14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3) een groter (verlagend) effect heeft op smallere piekfluxen.

Tabel 14-49: Vergelijking van de piekimpacts onder de verschillende rekengevallen van het EES.

Rekengeval	Piekimpact [mSv/a]	Tijdstip piek [a]	Δ
Basisrekengeval	$2,01 \times 10^{-2}$	1 372	n.v.t.
Diagonale scheuren in monolieten	$1,92 \times 10^{-2}$	1 395	-4%
Snellere toename waterinsijpeling	$2,24 \times 10^{-2}$	1 350	11%
Verlate scheurvorming	$2,31 \times 10^{-2}$	1 678	15%
Maximale D_p (beton & vulmortel)	$2,31 \times 10^{-2}$	1 372	15%
Minimale D_p (beton & vulmortel)	$1,95 \times 10^{-2}$	1 372	-3%
Lage dispersie in de zandcementophoging	$2,01 \times 10^{-2}$	1 372	0%
Minimale K_d	1 ^{ste} piek: $3,93 \times 10^{-2}$ 2 ^{de} piek: $7,31 \times 10^{-2}$	1 ^{ste} piek: 1 344 2 ^{de} piek: 2 000	1 ^{ste} piek: 96% 2 ^{de} piek: 264%

De vergelijking van de piekimpacts onder de EES-rekengevallen uit Tabel 14-49 leert in se voornamelijk iets over het gedrag van *mobiele* radionucliden, behalve voor de globale piek onder het rekengeval met minimale K_d . Een vergelijking van het (residuele) impactniveau na 2 000 a (Tabel 14-50) – het tijdstip van overgang naar de penalisierende scenario's (§14.2.2.1) – leert ook iets over de gevoeligheden voor *beter gesorbeerde* radionucliden en kan dus inzichten geven met betrekking tot mogelijke verschuivingen van de belangrijkste gevoeligheden bij minimale K_d .

Tabel 14-50: Vergelijking van de impact op $t_0 + 2 000$ a onder de verschillende rekengevallen van het EES.

Rekengeval	Impact op $t_0 + 2 000$ a [mSv/a]	Δ
Basisrekengeval	$7,76 \times 10^{-3}$	n.v.t.
Diagonale scheuren in monolieten	$7,54 \times 10^{-3}$	-3%
Snellere toename waterinsijpeling	$7,21 \times 10^{-3}$	-7%
Verlate scheurvorming	$9,48 \times 10^{-3}$	22%
Maximale D_p (beton & vulmortel)	$7,80 \times 10^{-3}$	0%
Minimale D_p (beton & vulmortel)	$7,84 \times 10^{-3}$	1%
Lage dispersie in de zandcementophoging	$7,74 \times 10^{-3}$	0%
Minimale K_d	$7,31 \times 10^{-2}$	841%

Uit Tabel 14-50 blijkt dat, naast het geval met minimale sorptie, slechts twee andere rekengevallen aanleiding geven tot een verhoging van de impact na 2 000 a ten opzichte van het basisrekengeval: het rekengeval met *verlate scheurvorming* en het rekengeval met *minimale* poriëndiffusiecoëfficiënten voor beton en vulmortel. In het rekengeval met verlate scheurvorming is deze verhoging een gevolg van het feit dat de uitloging uit het bergingssysteem onderhevig is aan een tijdsverschuiving van ongeveer 350 jaar (zie ook §14.4.4.1). Hoe deze overwegingen tussenkomen in de afbakening van het RS, wordt uiteengezet in §14.5.2.1.

14.5 Het referentiescenario (RS)

14.5.1 Inleiding en doelstellingen

Het referentiescenario (RS) wordt zo gedefinieerd dat zijn geschatte maximale impact omhullend is aan de geschatte impacts onder alle EES-rekengevallen beschouwd in de onzekerheidsanalyse van het EES (§14.4.9.2), terwijl het nog binnen de scope van de (fenomenologisch) verwachte evolutie valt.

Het RS wordt gebruikt in de *veiligheidsanalyse*, waarbij de radiologische impact beschreven wordt in termen van de *effectieve dosis* [mSv/a] opgelopen door representatieve personen uit drie leeftijdsgroepen (§14.2.4.1) en voor de drie voornaamste biosfeerreceptoren (§14.3.5.1). Hiervoor wordt de conformiteit met de *dosisbeperking* van 0,1 mSv/a aangetoond en de resulterende veiligheidsmarge begroot en dit over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar (§14.2.2.1). Daarnaast wordt de radiologische impact gekwantificeerd in termen van (§14.2.4.1, §14.2.4.2 en §14.2.4.3)

- *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a;
- de effectieve dosis bij *drinkwaterontginning* [mSv/a], die wordt afgewogen ten opzichte van de indicatieve dosis van 0,1 mSv/a;
- de activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in het *grondwater*, die wordt afgewogen ten opzichte van de van nature aanwezige activiteit en hiermee geassocieerde radiotoxiciteit;
- de activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in *water en grond/sedimenten buiten de aquifer*, die wordt afgewogen ten opzichte van de van nature aanwezige activiteit en hiermee geassocieerde radiotoxiciteit en dit voor
 - ▶ water en sedimenten van Witte en Kleine Nete; en
 - ▶ bodem en bodemwater van de kwelgebieden;
- de activiteits- en radiotoxiciteitsverdeling in *lucht* boven de kwelgebieden, die wordt afgewogen ten opzichte van de van nature aanwezige activiteit en hiermee geassocieerde radiotoxiciteit;
- de ruimtelijke verdeling van activiteits- en radiotoxiciteitsconcentratie in de vloeibare en vaste fase van de aquifer als een functie van tijd en de *uitgestrektheid* van de potentieel gecontamineerde zone als gevolg van de uitloging van radionucliden naar het grondwater;
- de impact voor *niet-menselijke biota*, waarbij wordt aangetoond dat de berging geen negatieve invloed heeft op de lokale populaties van niet-menselijke biota en/of de ecosystemen.

De *radiotoxiciteitsfluxen* als functie van de tijd alsook de *cumulatieve radiotoxiciteit* naar het grondwater worden beschouwd in §3 van Annex 10 van [OD-269].

Net als voor het EES kan ook de modellering geassocieerd met het RS onderverdeeld worden in

- 1) *installatiemodellen* (§14.5.3), waarmee de waterstroming en het radionuclidentransport doorheen het bergingssysteem worden berekend en met als voornaamste indicatoren de *activiteitsfluxen* $Flux_{NE,i}$ [Bq/a] van de verschillende radionucliden i uit het bergingssysteem naar het grondwater;

- 2) *hydrogeologische modellen* (§14.5.4), waarmee de grondwaterstroming en het transport van radionucliden in het grondwater worden berekend. De primaire output van de hydrogeologische modellen is
 - a) een *geotransferfactor* (GTF) die de verhouding weergeeft van de radionuclidenconcentratie [Bq/m³] in een biosfeerreceptor (waterput, kwelgebieden) tot de flux [Bq/a] uit het bergingssysteem naar het grondwater, dan wel
 - b) de *fractie van de bronflux* [%] die vanuit het grondwater in de betrokken rivier draineert in het geval van de rivierreceptor;
- 3) *biosfeermodellen*, waarmee
 - a) de impact op een representatieve persoon [mSv/a] wordt berekend aan de hand van radionuclidespecifieke *biosfeerconversiefactoren* (BCF_i) voor de voornaamste biosfeerreceptoren [Sv/a per Bq/m³ voor de waterput- en kwelgebiedreceptoren; Sv/a per Bq/a voor de rivierreceptor] (§14.5.5);
 - b) de impact voor niet-menselijke biota wordt beschouwd [Gy/h] (§14.5.6).

Het *omhullende karakter* van de maximale impact onder het RS ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden wordt gewaarborgd door

- 1) de aannames die al conservatief/omhullend zijn onder het EES ook mee te nemen in het RS; en
- 2) een conservatieve instelling ten opzichte van de belangrijkste onzekerheden die kwantitatief geëvalueerd werden onder het EES.

In dit licht bouwen de modellen geassocieerd met het RS voort op de modellen geassocieerd met het EES, zoals beschreven in §14.4 – bij de modelbeschrijvingen voor RS wordt dan ook teruggesproken naar de bij EES aangereikte beschrijvingen en argumentaties.

De *argumentatie van het conservatisme* van het RS (§14.5.8) betreft niet enkel een vergelijking van de impact onder het RS met die onder het basisrekengeval van het EES (i.e. conservatisme ten opzichte van de indicator ‘globale piekimpact’), maar wordt ook in perspectief geplaatst van de onzekerheidsranges voor de betrokken hypothesen en parameters.

14.5.2 Algemene beschrijving van het scenario en voornaamste hypothesen

In het licht van het feit dat de geschatte impact onder het RS omhullend moet zijn aan de geschatte impacts onder alle EES-rekengevallen beschouwd in de onzekerheidsanalyse van het EES (§14.4.9.2), wordt het afgebakend op basis van de resultaten voor de verschillende EES-rekengevallen (§14.5.2.1), waarbij naar *ongunstige combinaties* van parameters en hypothesen wordt gezocht. Gelet op deze aanpak zijn de beschrijving (het verloop) van het RS en de voornaamste hypothesen (§14.5.2.2) zeer gelijkaardig aan die van het EES.

14.5.2.1 Afbakening van het RS op basis van het EES en zijn onzekerheden

14.5.2.1.1 Identificatie van ongunstige combinaties

14.5.2.1.1.1 Overkoepelende factoren

In het EES zijn de maximale waterinsijpeling in de modules, de regionale infiltratie en infiltratie- en irrigatiehoeveelheden alle gestoeld op het hoge CCI-HYDR klimaatscenario. Dit leidt tot de hoogste waterinsijpeling (§14.4.3.7.1) en BCFs (§14.4.8.1 en §14.4.8.2.1.1), terwijl de gevoeligheid van de GTF beperkt is (§14.4.5.5.2.1).

In die zin is deze keuze dus ‘ongunstig’ / conservatief ten opzichte van de onzekerheden rond de mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden.

14.5.2.1.1.2 Installatiemodellen

In de verschillende EES-rekengevallen beschouwd in de kwantitatieve onzekerheidsanalyse (§14.4.9.2) wordt telkens de gevoeligheid van *één bepaald type parameter* (of hypothese) beschouwd, waarbij de in §14.4.3.7 beschreven correlaties gerespecteerd worden op het niveau van de parameterbepaling. De effecten worden beschreven voor zowel mobiele als goed gesorbeerde radionucliden. Combinaties worden enkel beschouwd in de zin dat:

- de *distributiecoëfficiënt* K_d [m³/kg] voor alle elementen en SSC's tegelijk op de minimale waarde wordt gezet in het rekengeval met minimale sorptie;
- de *poriëndiffusiecoëfficiënt* D_p [m²/s] voor beton en mortel tegelijk op de minimale of maximale waarde wordt gezet in de rekengevallen met respectievelijk minimale en maximale poriëndiffusiecoëfficiënten.

Om eventuele *ongunstige combinaties* binnen de verwachte evolutie te identificeren, wordt nagegaan welke (onafhankelijke) parameters / hypothesen een sterke gevoeligheid vertonen ten aanzien van de piekflux/piekimpact.

- Een aantal (parameter)onzekerheden worden in het EES al op een voor de verwachte evolutie *conservatieve* manier beschouwd (Tabel 14-30 in §14.4.4), zoals de transmissiviteitsverhouding van 25:1 (ondergrens) voor de waterstroming in de tussenruimten tussen de monolietstapels ten opzichte van de waterstroming doorheen de scheuren in monolieten. Mede door deze keuze is de piekflux veeleer ongevoelig voor, bijvoorbeeld, veranderingen in de scheurconfiguratie in de monolieten (§14.4.4.4). Dergelijke conservatieve keuzes beperken het aantal te beschouwen parameters bij de ongunstige combinaties.
- De gevoeligheid van een bepaalde parameter ten aanzien van de piekflux/piekimpact is soms sterk *afhankelijk* van de beschouwde waarde van een andere (onafhankelijke) parameter. Hoewel dergelijke afhankelijkheden niet geïdentificeerd kunnen worden op basis van een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor individuele parameters, laat de beschouwde analyse toch toe mogelijke ongunstige combinaties binnen de verwachte evolutie te identificeren.

Uit de onzekerheidsanalyse voor EES in §14.4.9.2 komt duidelijk naar voren dat het omhullende karakter van de globale piekimpact enkel gewaarborgd kan worden door uit te gaan van *minimale sorptie*. Mogelijke *ongunstige combinaties* hiermee kunnen zijn:

- snellere toename waterinsijpeling (toename piek mobiele radionucliden – zie Tabel 14-49);
- verlate scheurvorming (toename piek mobiele radionucliden – zie Tabel 14-49 en Tabel 14-50);
- maximale poriëndiffusiecoëfficiënten in beton en vulmortel (toename piek mobiele radionucliden – zie Tabel 14-49; effect wordt afgevlakt naarmate radionucliden beter gesorbeerd worden, mede door het potentieel voor terugdiffusie – zie §14.4.4.8.2);
- minimale poriëndiffusiecoëfficiënten in beton en vulmortel (toename impact matig gesorbeerde radionucliden – zie Tabel 14-50; omwille van het lagere potentieel voor diffusie naar vulmortel (type I) en caisson (type I en type III) ten voordele van diffusie naar de scheuren in rechtstreeks contact met het afval (sterkere gradiënt) – zie §14.4.4.8.1).

14.5.2.1.1.3 Hydrogeologische modellen

Bij de berekening van de GTF worden in het EES al enkele conceptuele aannames geïntroduceerd die de grondwaterstroming ongunstig beïnvloeden (vertraging):

- toekomstige klimaatomstandigheden met afgenomen regionale infiltratie (§14.4.5.4.1);
- de interactie tussen grondwater en oppervlaktewater is beperkt tot drainage (grondwater voedt het oppervlaktewater – §14.4.5.4.2),
- het kanaal Bocholt-Herentals is niet langer aanwezig (geen voeding van grondwater – §14.4.5.4.2).

Deze aannames leiden er toe dat de onder de toekomstige klimaatomstandigheden afgenomen regionale infiltratie niet gecompenseerd wordt door voeding vanuit de oppervlaktewateren. Er worden verder geen ongunstige combinaties beschouwd voor het RS.

14.5.2.1.1.4 Biosfeermodellen

Rekening houdend met het feit dat de biosfeermodellering stoelt op een groot aantal parameters die in een aantal gevallen ook met elkaar gecorreleerd zijn (§14.4.7.2.4), is haar eerste doel een *grootteorde* van impacts kwantificeren. De spreiding van de onzekerheden, bepaald op basis van een (deterministische) gevoeligheidsanalyse (§14.4.8), bevestigt deze grootteorde.

Er worden geen ongunstige parametercombinaties specifiek voor de biosfeer beschouwd voor het RS.

14.5.2.1.2 Afbakening van het RS

Bij het beschouwen van minimale sorptie wordt de globale piekimpact voor volwassenen (Figuur 14-90) en kinderen bepaald door de *goed gesorbeerde* radionucliden (^{239}Pu , ^{240}Pu en ^{94}Nb). Onder de andere rekengevallen logen deze niet in significante hoeveelheden uit over de relevante tijdschalen. Om de meest ongunstige combinatie te identificeren en dus omhullend te zijn in termen van globale piekimpact, wordt dan ook nagegaan welke (onafhankelijke) parameters/hypothesen een sterke *gevoeligheid* vertonen ten aanzien van de piekflux/piekimpact van deze goed gesorbeerde radionucliden: **het omhullende karakter van het RS kan enkel worden gewaarborgd door een combinatiegeval ‘minimale sorptie &...’ met de hoogst mogelijke piek van goed gesorbeerde radionucliden op $t_0 + 2\ 000$ a.**

In het EES-rekengeval met minimale sorptie hebben zowel Pu als Nb een K_d van 1 000 L/kg in toestand II (Tabel 14-37 in §14.4.4.10.1). De K_d in toestand II is bepalend voor de *initiële concentratie* in het afval en is zowel voor type I als type III monolieten sterk gecorreleerd met – en dus bepalend voor – de piekflux uit het bergingssysteem (zie §4.2.5 van [OD-269]). In de andere EES-rekengevallen zijn er geen elementen met vergelijkbare K_d ; daarom wordt het mogelijke effect geanalyseerd aan de hand van twee proxy's (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2):

- ^{59}Ni met een K_d van 400 L/kg in toestand II;
- ^{107}Pd met een K_d van 3 000 L/kg in toestand II.

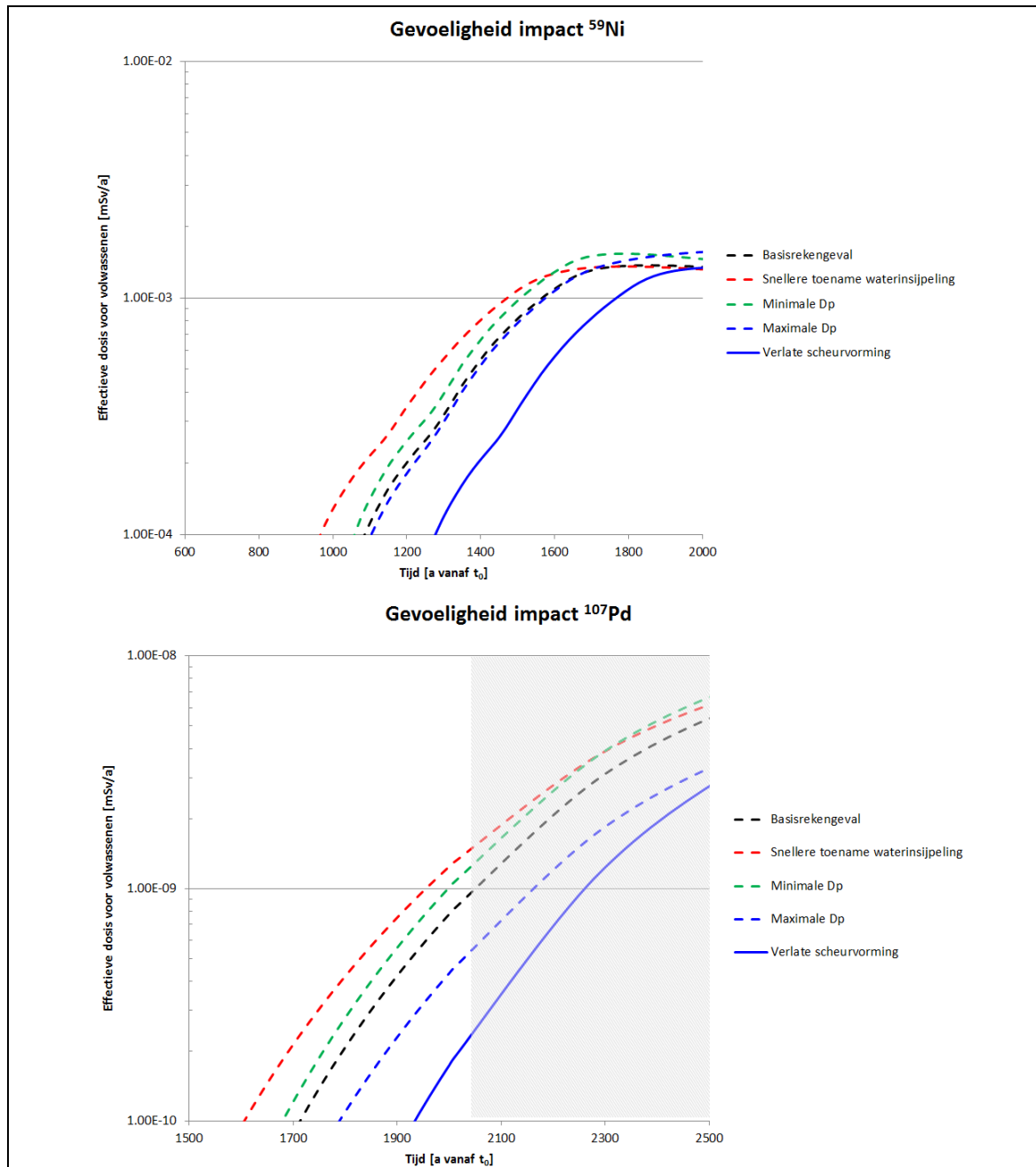
Pu en Nb zullen een intermediair gedrag vertonen.

Figuur 14-92 toont de gevoeligheden ten opzichte van het EES-basisrekengeval voor ^{59}Ni en ^{107}Pd voor de vier in §14.5.2.1.1.2 vermelde rekengevallen die mogelijk een ongunstige combinatie vormen met het rekengeval met minimale sorptie. Hieruit blijkt dat

- 1) de uitlozing met ongeveer 350 jaar vertraagd wordt onder het rekengeval met *verlate scheurvorming* (volle blauwe curves; zie ook §14.4.4.1). Hierdoor is de impact van matig tot goed gesorbeerde radionucliden op het einde van de voor EES/RS relevante tijdschalen lager. Deze conceptualisering valt dan ook af als mogelijk ongunstige combinatie;
- 2) de uitlozing eveneens vertraagd wordt ten opzichte van het basisrekengeval onder het rekengeval met *maximale D_p van beton en vulmortel* (onderbroken blauwe curves). Deze vertraging is meer uitgesproken voor het beter gesorbeerde ^{107}Pd dan voor ^{59}Ni . Waar voor ^{59}Ni nog een toename van de piekimpact (+14%) wordt geobserveerd over tijdschalen tot 2 000 jaar, zien we voor ^{107}Pd een niet-verwaarloosbare daling (-44%) van de impact op 2 000 a, enerzijds door de tijdsverschuiving in de uitlozing, anderzijds door het relatief grotere belang van terugdiffusie in de matrix in een model met hogere D_p in de matrix (zie ook §14.4.4.8.2);
- 3) de uitlozing vroeger begint en de piek sneller bereikt wordt onder de rekengevallen met *minimale D_p van beton en vulmortel* (onderbroken groene curves) en *snellere toename van de waterinsijpeling* (onderbroken rode curves).
 - ▶ Voor ^{59}Ni heeft het beschouwen van een snellere toename van waterinsijpeling nauwelijks gevolgen voor de piekimpact; terwijl een minimale D_p de piekimpact merkbaar verhoogt (+12%).
 - ▶ Voor ^{107}Pd is kort na 2 000 a het effect van minimale poriëndiffusiecoëfficiënten dominant over dat van een snellere toename van waterinsijpeling.

Aangezien ^{107}Pd beter gesorbeerd wordt dan Pu en Nb, kan aangenomen worden dat deze verschuiving in termen van dominant effect voor Pu en Nb isotopen eerder zal optreden. **Het beschouwen van een minimale D_p zal dus ongunstiger zijn voor de globale piekimpact dan het beschouwen van een snellere toename van de waterinsijpeling;**

- 4) de toename van de piekimpact onder de rekengevallen met minimale en maximale D_p van beton en vulmortel vergelijkbaar is voor ^{59}Ni .

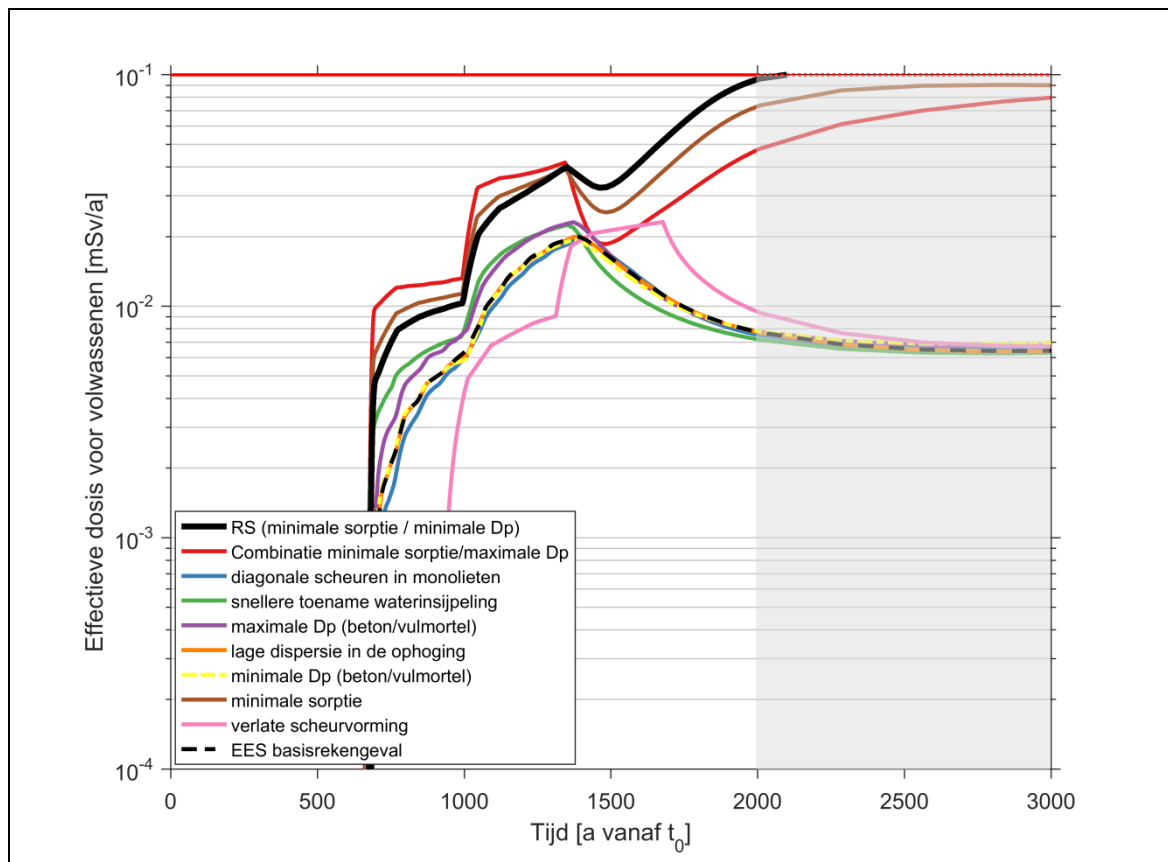


Figuur 14-92: Gevoeligheden onder EES-rekengevallen voor radionucliden die als proxy dienen voor Pu en Nb met $K_{d,min} = 1\ 000\ \text{L/kg}$ in toestand II: ⁵⁹Ni met $K_d = 400\ \text{L/kg}$ in toestand II (boven), ¹⁰⁷Pd met $K_d = 3\ 000\ \text{L/kg}$ in toestand II (onder).

Op basis van bovenstaande analyse vallen de rekengevallen ‘verlate scheurvorming’ en ‘snellere toename van de waterinsijpeling’ af bij het definiëren van de meest ongunstige combinatie; en geniet het geval met minimale D_p (verhoging piek van beide proxy’s) de voorkeur boven van het geval met maximale D_p (verhoging piek ⁵⁹Ni maar verlaging impact ¹⁰⁷Pd over de relevante tijdschalen).

De ongunstige combinatie van ‘minimale sorptie’ en ‘minimale poriëndiffusiecoëfficiënten van beton en vulmortel’ zal aanleiding geven tot een scenario dat in termen van globale piekimpact omhullend is aan het EES en zijn onzekerheden en wordt daarom als RS naar voren geschoven. Dit wordt bevestigd door de vergelijking van de impacts in Figuur 14-93.

Merk op dat onder deze combinatie de impact toe te schrijven aan de mobiele radionucliden iets afneemt ten opzichte van het EES-rekengeval met enkel ‘minimale sorptie’: dit is voornamelijk toe te schrijven aan de verlaagde diffusie vanuit de mengeling van afval en mortel in type III monolieten naar de scheuren (§14.4.4.8.1).



Figuur 14-93: Omhullend karakter van de piekimpact onder het RS [mSv/a] (zwarte curve) ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden (waterputreceptor). Ter bevestiging wordt ook het combinatiegeval ‘minimale K_d en maximale D_p ’ getoond, waarvoor de maximale impact op 2 000 jaar ongeveer de helft lager ligt dan onder het voorgestelde RS. De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

14.5.2.2 Beschrijving en voornaamste hypothesen

Het scenarioverloop van het RS en zijn onderliggende hypothesen zijn zeer gelijkaardig aan die van het EES (§14.4.2). De enige verschillen situeren zich op het gebied van vrijkomen van radionucliden uit de afvalvorm en radionuclidentransport, waar

- *minimale* waarden in plaats van beste schattingswaarden worden aangewend voor de poriëndiffusiecoëfficiënten D_p [m²/s] van beton en vulmortel (§14.5.3.2.6);
- *minimale* waarden in plaats van beste schattingswaarden voor $K_{d,i}$ [m³/kg] (§14.5.3.2.7.1) worden aangewend bij de toepassing van lineaire reversibele sorptie (K_d -concept) op HCP (afvalvorm, niet-gecarbonateerde SSC's) en calciet (gecarbonateerde SSC's); en
- de *maximale* waarde in plaats van de beste schattingswaarde van de oplosbaarheid van Ca in het afval (§14.5.3.1.2) wordt aangewend bij de beschouwing van het oplosbaarheidsgelimiteerde vrijkomen van ⁴¹Ca uit de afvalvorm.

Verder wordt onder het RS niet enkel blootstelling van representatieve personen (§14.4.2.3), maar ook van *niet-menselijke biota* in een terrestrisch en aquatisch ecosysteem beschouwd ten gevolge van de verspreiding van contaminatie vanuit één van de voornaamste biosfeerreceptoren in de toegankelijke biosfeer. Hierbij worden zowel generieke als site-specifieke referentieorganismen worden beschouwd (§14.5.6.1).

Specifiek voor het *terrestrische ecosysteem* wordt aangenomen dat

- de referentieorganismen blootgesteld worden aan geïrrigeerde grond (waterputreceptor – §14.5.6.1 en §14.5.7.4.1) of in de kwelgebieden.

Specifiek voor het *aquatische ecosysteem* wordt aangenomen dat

- de referentieorganismen zich in (de omgeving van) de Witte Nete bevinden (§14.5.6.1 en §14.5.7.4.2).

14.5.3 Formulering en implementatie van de installatiemodellen

Met de *installatiemodellen* wordt de migratie van radionucliden vanuit het afval, doorheen de verschillende SSC's van het bergingssysteem en naar het grondwater, in kaart gebracht. De belangrijkste indicator is de tijdsafhankelijke *activiteitsflux* [Bq/a] uit het bergingssysteem. Fluxen worden berekend voor de *voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden* uit Tabel 14-4 alsook hun *langlevende dochters* die de resultante zijn van ingroei (§14.3.1.5).

De totale fluxen worden, net als voor het EES, geassembleerd uit de verschillende *deelmodellen*, die beschouwd worden om volgende aspecten in rekening te brengen:

- verschillende *types monolieten*, waarbij type I en type III monolieten worden onderscheiden (zie §14.4.3.1);
- *afwijkingen van de beoogde performantie*, waarbij een kwart van de modules degradeert vanaf 650 a (zie §14.5.3.1.5.4).

De *kwalificatie* van de installatiemodellen van het RS bestaat erin het conservatisme van de genomen hypothesen en parameterwaarden systematisch te bepalen ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden. Dit wordt uitgewerkt in wat volgt.

De wiskundige en numerieke hertaling van de installatiemodellen is analoog aan die van de installatiemodellen van het EES (§14.4.3.8 en §14.4.3.9) en is het onderwerp van *verificatie* zoals beschreven in §14.20.2.2 (Bijlage 14-2). Elementen van *validatie* voor de modellering van de belangrijkste processen in het model worden samengevat in §14.20.2.3 (Bijlage 14-2).

14.5.3.1 Conceptualisering

Aangezien de ongunstige combinatie van onafhankelijke parameters/hypothesen die de effecten van onzekerheden op de verwachte evolutie omhult enkel gewijzigde parameterwaarden betreft, zijn er geen *conceptuele* verschillen tussen de installatiemodellen voor EES en RS. Dit wordt hieronder verder onderbouwd.

14.5.3.1.1 Geometrie en dimensionaliteit

De *geometrie en dimensionaliteit* van de RS-installatiemodellen zijn identiek aan die van de EES-installatiemodellen (zie §14.4.3.1), daar de onzekerheden voor EES niet van dien aard zijn dat er een significante invloed is op het systeemgedrag.

Zo is de migratie naar de bovengrens van de modules is verwaarloosbaar (§14.4.3.1.1). Het negeren van de *opwaartse diffusieve flux* introduceert een beperkt¹¹⁵ conservatisme ten aanzien van de indicator ‘globale neerwaartse piekflux’ en leidt dus in ieder geval niet tot een onderschatting van de flux/impact (Tabel 14-51).

Tabel 14-51: Relatieve wijziging van de maximale flux uit het bergingssysteem onder het EES over tijdschalen tot 2 000 jaar bij degradatie vanaf 1 000 jaar in één stap (zonder fluxconvolutie – zie §14.4.3.6.4 en §14.4.3.8.3.3) wanneer de opwaartse diffusieve flux wordt geëxpliciteerd voor het model met type III monolieten. (*) Invloed ten opzichte van EES-rekengeval met minimale $K_{d,Pu}$.

Radionuclide		% wijziging van piekflux ten opzichte van EES
¹⁰ Be	Niet gesorbeerd	-12,0%
¹²⁹ I	Weinig gesorbeerd	-15,7%
⁵⁹ Ni	Matig gesorbeerd	-8,2%
²³⁹ Pu (minimale K_d)	Sterk gesorbeerd	-7,0% (*)

In het rs dient bovendien ten opzichte van het ees geen specifiek conservatisme geïntroduceerd te worden met betrekking tot de aanwezigheid van spleten en openingen/holtes, aangezien

- de eventuele aanwezigheid van *openingen en holtes* binnen de monoliet afgedekt wordt door de beschouwde scheurnetwerken (§14.4.3.1.3.1);

¹¹⁵ Bij minimale D_p van het beton (en dus ook in de afschermingsplaten, structurele topplaat en ondoorlatende topplaat) zal het effect nog meer beperkt zijn.

- het negeren van de *horizontale spleten* tussen de monolieten in een stapel geen significante invloed heeft op het diffusiegecontroleerde vrijkomen van radionucliden uit het bergingssysteem (§14.4.3.1.3.2); en
- het negeren van de mogelijke spleten tussen het opvulmateriaal van de *inspectieruimte* en de ondersteunende plaat / de kolommen of modulewanden geen significante invloed heeft (§14.4.3.1.3.3).

14.5.3.1.2 Karakteristieken van de afvalvorm

De *afvalvormen* worden in het RS op dezelfde manier geconceptualiseerd als in het EES (§14.4.3.2), i.e.

- lineaire reversibele *sorptie* op HCP binnen de afvalvorm en oplosbaarheidsgelimeerd vrijkomen van ^{41}Ca uit de afvalvorm;
- *insluiting* binnen primaire colli in type I monolieten tijdens fase III en IV (i.e. tot het ogenblik van scheurvorming);
- *ogenblikkelijke uitloging* uit het afval zelf;
- *homogene* afvalvormen
 - ▶ gekarakteriseerd door een hoge diffusiviteit in type I monolieten, en
 - ▶ gekarakteriseerd door de transporteigenschappen van de vulmortel in type III monolieten.

In het RS wordt op het niveau van de *conceptualisering* geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden omdat

- de EES-hypothesen al inherent *conservatief* zijn (bijvoorbeeld in vergelijking met een meer representatieve modellering voor heterogeen gecementeerd afval in type I monolieten – zie §14.4.3.2.4.1); of
- er *geen significante invloed* is op het gemodelleerde systeemgedrag (bijvoorbeeld in termen van insluiting binnen colli in type I monolieten tijdens fase III en IV – zie §14.4.4.6).

In termen van *parametrisering*

- worden voor de afvalvorm in type I monolieten de *minimale* K_d -waarden gebruikt (zie §14.5.3.2.7.1), waardoor een conservatisme wordt geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden in termen van R1;
- worden voor de homogene mengeling van afval en vulmortel in type III monolieten eveneens de *minimale* K_d -waarden gebruikt (zie §14.5.3.2.7.1); en
- zijn de effectieve oplosbaarheidslimieten van ^{41}Ca en de uitgaande hiervan in de RS-installatiemodellen geïmplementeerde equivalente distributiecoëfficiënten in de afvalvorm gestoeld op de *maximale oplosbaarheid* van Ca (Tabel 14-52) in plaats van de beste schattingswaarde (Tabel 14-21 in §14.4.3.2.1.2).

Tabel 14-52: Beschouwing van oplosbaarheidsgelimeerd vrijkomen van ^{41}Ca uit het afval onder het RS: bepaling van de equivalente $K_{d,\text{Ca}}$ [m^3/kg] voor de afvalvorm uitgaande van een oplosbaarheid van Ca van $22,5 \text{ mol/m}^3$.

	Beschouwing oplosbaarheidsgelimeerd vrijkomen van ^{41}Ca	
	Type I	Type III
Effectieve oplosbaarheidslimiet $S_{u[\text{Bq}],\text{m}^3}$ [Bq/m^3 in oplossing per Bq/m^3 afval]	$1,01 \times 10^{-2}$	$6,28 \times 10^{-3}$
Activiteitsconcentratie $S_{u[\text{Bq}],\text{kg}}$ [Bq/m^3 in oplossing per Bq/kg afval]	$2,02 \times 10^1$	$1,39 \times 10^1$
Equivalente distributiecoëfficiënt afvalvorm [m^3/kg]	$4,95 \times 10^{-2}$	$7,17 \times 10^{-2}$

14.5.3.1.3 Begin- en randvoorwaarden

De *beginvoorwaarden* en *randvoorwaarden* worden op dezelfde manier gedefinieerd als onder het EES (§14.4.3.3 en §14.4.3.4).

14.5.3.1.4 Waterstroming en radionuclidentransport

14.5.3.1.4.1 Hypothesen met betrekking tot de saturatiegraad

De hypothesen en beschouwde waarden voor de saturatiegraad van de verschillende SSC's zijn dezelfde als in het EES; in het RS wordt geen specifiek conservatisme geïntroduceerd in termen van saturatiegraad aangezien lokale heterogeniteiten geen significant effect hebben op het systeemgedrag (§14.4.3.5.1). Dus:

- wordt in de *monolieten en de modulebasis* een saturatiegraad ondersteld van
 - ▶ 0,8 zolang de modules hun fysieke integriteit behouden, en
 - ▶ 1 vanaf de start van de degradatie;
- is de saturatiegraad in de *scheuren en tussenruimten* functie van de heersende druk, met een waarde tussen 5×10^{-5} en 1×10^{-4} ;
- wordt voor de *zandcementophoging* een constante saturatiegraad van 0,35 ondersteld;
- wordt de *herverdelende laag* te allen tijde ondersteld gesatureerd te zijn.

14.5.3.1.4.2 Waterstroming

De conceptualisering van de waterstromingstrajecten in het EES (§14.4.3.5.2), i.e.

- een *transmissiviteitsverhouding* van 25:1 voor de waterstroming in de tussenruimte tussen de monolietstapels ten opzichte van de waterstroming in het netwerk van doorgaande scheuren in de monolieten;
- de conceptualisering van de afschermingsplaten en structurele topplaat als een *herverdelende laag* die de herverdeling van het insijpelende water naar de tussenruimten tussen de monolietstapels faciliteert;
- de afwezigheid van waterstroming in de modules in de periode *voor degradatie*; en
- vanaf de start van de degradatie, *waterstroming* in de herverdelende laag, de tussenruimten tussen de monolietstapels, de scheuren, het opvulmateriaal van de inspectieruimte en de zandcementophoging;

is in grote lijnen representatief¹¹⁶ voor de verwachte evolutie, met uitzondering van de waterstroming doorheen het opvulmateriaal van de inspectieruimte die door de conceptualisering met een doorgaande scheur in de volledige modulebasis sterk beperkt wordt. Dit heeft echter geen invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.6.2.3). Daarom wordt in het RS geen specifiek conservatisme geïntroduceerd in termen van de beschouwde waterstromingstrajecten.

14.5.3.1.4.3 Radionuclidentransport

De conceptualisering van het radionuclidentransport in het EES (§14.4.3.5.3) met diffusief transport in de matrix van de monolieten en beton van de modulebasis, is representatief voor de verwachte evolutie met uitzondering van het negeren van mogelijk advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval. Dit heeft echter geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.2.4.2). Hiervoor dient in het RS dan ook geen specifiek conservatisme geïntroduceerd te worden.

14.5.3.1.5 Conceptualisering van degradatie

Degradatie wordt op dezelfde manier geconceptualiseerd als onder het EES (§14.4.3.6).

14.5.3.1.5.1 Carbonatatie

Omdat de onzekerheden met betrekking tot de conceptualisering van *carbonatatie* in het EES niet van dien aard zijn dat er een significante invloed is op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.6.1), wordt hiervoor geen specifiek conservatisme ingebouwd in het RS. Bijgevolg wordt

- het effect van carbonatatie genegeerd zolang *ingegraven* omstandigheden heersen; en
- vanaf de start van de degradatie een *gecarbonateerde laag* met een dikte van 4 cm ondersteld
 - ▶ aan alle zijden van de caisson, en
 - ▶ aan de bovenzijde van de ondersteunende plaat.

Het effect van *terugdiffusie* in de caisson (§14.4.3.6.1.2) en het beton van de modulebasis (§14.4.3.6.1.3) wordt nog verder geminimaliseerd door het gebruik van minimale D_p -waarden voor beton (§14.5.3.2.6).

14.5.3.1.5.2 Scheurvorming

Met betrekking tot *scheurvorming* wordt in het RS geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden, i.e.:

- er zijn geen netwerken van doorgaande scheuren zolang *ingegraven omstandigheden* heersen – de eventuele lokale aanwezigheid van scheuren heeft geen invloed op het radionuclidentransport zolang er geen waterstroming is in het bergingssysteem (§14.4.3.6.2.1);
- scheurnetwerken worden ondersteld aanwezig te zijn *vanaf de start* van de degradatie – het beschouwen van *verlate scheurvorming* vertraagt de uitloging en verlaagt de maximale impact over tijdschalen tot 2 000 a voor goed gesorbeerde radionucliden (§14.4.4.1 en §14.5.2.1.2);
- gestileerd netwerk van doorgaande scheuren in de *modulebasis* – aanwezigheid van één doorgaande scheur garandeert de kortst mogelijke bypass. Ondersteunende berekeningen waarin de rol van het opvulmateriaal van de inspectieruimte meer in lijn met de verwachte evolutie wordt beschouwd

¹¹⁶ De 25:1 transmissiviteitsverhouding kan als een redelijke ondergrens beschouwd worden binnen de verwachte evolutie en is dus eerder conservatief (§14.4.4.5).

(mechanische dispersie), geven in termen van de indicator ‘piekflux’ gelijkaardige resultaten (§14.4.3.6.2.3),

- gestileerde netwerken van doorgaande scheuren in *monolieten* – de gevoeligheid voor het beschouwde scheurpatroon is beperkt (§14.4.4.4), mede door de 25 : 1 transmissiviteitsverhouding.

14.5.3.1.5.3 *Waterinsijpeling*

De evolutie van de *waterinsijpeling* wordt op dezelfde manier geconceptualiseerd als onder het EES (§14.4.3.6.3), i.e. een lineair toenemende waterinsijpeling over een periode van 350 jaar vanaf de start van de degradatie.

Hoewel een snellere toename van de waterinsijpeling voor mobiele radionucliden aanleiding geeft tot smallere en hogere pieken, is dit veel minder het geval voor goed gesorbeerde radionucliden waarvoor de magnitude van de piek niet significant verandert (§14.4.4.2). Voor matig en goed gesorbeerde radionucliden wordt het effect wordt bovendien omhuld door het gebruik van minimale poriëndiffusiecoëfficiënten in beton en mortel (§14.5.2.1.2). Daarom wordt in termen van de evolutie van de waterflux geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden.

14.5.3.1.5.4 *Spreiding in de tijd*

Net als onder het EES wordt de degradatie van het bergingssysteem *gespreid* in de tijd (§14.4.3.6.4), in termen van

- *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar – het systeem zal immers niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegradieerd zijn (§14.3.6.1.3);
- *lokale afwijkingen van de beoogde performantie*, waarbij een kwart van de modules vanaf 650 a begint te degraderen – het in rekening brengen van lokale afwijkingen van de beoogde performantie introduceert een beperkt conservatisme voor goed gesorbeerde radionucliden en dus de globale piek onder het RS ten opzichte van de situatie waarin alle modules volgens de algemeen verwachte evolutie zouden evolueren met degradatie vanaf 1 000 a (§14.4.4.3).

De ratio van de berekende maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 jaar onder het RS mét afwijkingen van de beoogde performantie en een RS-rekengeval waarin alle modules evolueren volgens de algemeen verwachte evolutie, die een maat is voor de graad van conservatisme van deze hypothese, bedraagt een factor 1,06 voor de bronterm 2013 V2 zoals beschouwd in Tabel 14-4.

14.5.3.2 Parametrisering

14.5.3.2.1 *Maximale waarde van de waterinsijpeling*

De in de EES-installatiemodellen beschouwde maximale waterinsijpeling van 480 mm/a (§14.4.3.7.1) is in termen van de indicator ‘piekflux uit het bergingssysteem’

- conservatief ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke *klimaattoestanden* door de keuze voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario; en
- omhullend in termen van lokale erosie en aanwezigheid van schrale *begroeiing* (waarvoor de evapotranspiratie lager is) door de keuze voor heidevegetatie.

Door dit inherente conservatisme ten aanzien van de indicator ‘piekflux’ wordt in het RS geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden in termen van de maximale waterinsijpeling in het bergingssysteem.

14.5.3.2.2 Hydraulische geleidbaarheid

De waarden van de hydraulische geleidbaarheid K [m/s] van de verschillende SSC's zijn dezelfde voor RS als voor EES. Er wordt dus geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden. De onderbouwing wordt samengevat in Tabel 14-53.

Tabel 14-53: Waarden voor de hydraulische geleidbaarheid K [m/s] van de verschillende SSC's onder het RS.

Component	Waarde	Verantwoording
Ophoging (zandcement)	6×10^{-6} m/s	In de ontwerpvereisten wordt een minimale hydraulische geleidbaarheid van 10^{-6} m/s opgelegd, waarmee de afvoer van alle insijpelend water mogelijk is.
Opvulmateriaal van de inspectieruimte	1×10^{-9} m/s	De gebruikte hydraulische geleidbaarheid van het opvulmateriaal van de inspectieruimte heeft geen significante invloed op de berekende (piek)fluxen (Tabel 14-23 in §14.4.3.7.2).
Tussenruimten tussen monolietstapels Scheuren	$\sim 10^{-5}$ m/s	In termen van de transmissiviteitsverhouding van de waterstroming doorheen tussenruimten tussen monolietstapels en scheuren wordt geen conservatisme geïntroduceerd in het RS ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden (§14.5.3.1.4.2).
Beton en vulmortel (matrix)	0 m/s	In de cementgebonden matrices van monolieten en modules wordt, conform de verwachte evolutie, diffusiegecontroleerd transport ondersteund (§14.5.3.1.4.3). Het opleggen van een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s is een conceptualisering die ertoe leidt dat het gemodelleerde systeemgedrag representatief is voor de verwachte evolutie.
Afvalvorm	0 m/s	In de afvalvormmatrix wordt diffusiegecontroleerd transport ondersteund (§14.5.3.1.4.3), wat geconceptualiseerd wordt door een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s op te leggen. Het negeren van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval heeft geen significante invloed op het gemodelleerde systeemgedrag (§14.4.3.2.4.2).

14.5.3.2.3 Porositeit

De *onzekerheid* op de porositeit η [-] van de verschillende SSC's is beperkt (Tabel 14-8 in §14.3.6.1.14) waardoor er geen significante invloed is op het gemodelleerde systeemgedrag. De porositeit van het *afval* in type I monolieten is in het EES al zodanig gekozen dat de retardatie in het afval laag is en dus de migratiesnelheid hoog (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3).

In het RS wordt daarom in termen van porositeit van de verschillende SSC's geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden. De waarden gegeven in Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3 blijven geldig voor de RS-installatiemodellen.

14.5.3.2.4 Bulkdichtheid

De *onzekerheid* op de bulkdichtheid ρ_b [kg/m³] van de verschillende SSC's is beperkt (Tabel 14-9 in §14.3.6.1.15) waardoor er geen significante invloed is op het gemodelleerde systeemgedrag. Voor het *afval* in type I monolieten is de heterogeniteit groter, maar

- de in het EES gekozen bulkdichtheid (Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4) blijft voorzichtigheidshalve *laag* ten opzichte van de gemiddelde bulkdichtheid (wat leidt tot een lage retardatie en hoge migratiesnelheid in het afval); en
- lokale *variaties*, die lokaal effect hebben op de retardatiefactor, worden afgedekt door de voorzichtige keuze in termen van porositeit.

In het RS wordt daarom in termen van bulkdichtheid van de verschillende SSC's geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden. De waarden gegeven in Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4 blijven geldig voor de RS-installatiemodellen.

14.5.3.2.5 Dispersiviteit

Gelet op de beperkte advectie die in het model voorkomt voor het *opvulmateriaal van de inspectieruimte* en het feit dat een meer representatieve modellering de piekflux niet significant beïnvloedt, speelt de dispersiviteit α [m] geen significante rol voor deze component.

In de *zandcementophoging* kan een lagere dispersiviteit aanleiding geven tot minder dispersie in de zandcementophoging. Uit de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor EES blijkt echter dat er geen significant effect is op de (piek)fluxen (§14.4.4.7 en §14.4.9.2).

In het RS wordt daarom in termen van dispersiviteit van de verschillende SSC's geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden. De waarden gegeven in Tabel 14-26 in §14.4.3.7.5 blijven geldig voor de RS-installatiemodellen.

14.5.3.2.6 Poriëndiffusiecoëfficiënt

In het RS worden de *minimale* waarden van de poriëndiffusiecoëfficiënten voor beton en mortel gebruikt, wat het omhullende karakter van de *globale* piekimpact over tijdschalen tot 2 000 jaar garandeert (§14.5.2.1.2). Voor de andere SSC's blijven de in het basisrekengeval van het EES gebruikte waarden van toepassing. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 14-54.

Tabel 14-54: Waarden voor de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s] van de verschillende ssc's onder het RS.

Component	Waarde	Verantwoording
Afval (Type I)	4×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 6×10^{-10} (saturatiegraad 1)	Zie EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) – voorzichtige (hoge) schatting van de diffusie van radionucliden uit het afval naar scheuren toe (§14.4.4.9).
Beton	5×10^{-14} (saturatiegraad 0,8) 9×10^{-14} (saturatiegraad 1)	minimale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17)
Vulmortel	2×10^{-12} (saturatiegraad 0,8) 3×10^{-12} (saturatiegraad 1)	minimale waarde conform fenomenologische basis (Tabel 14-13 en Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17)
Grind 2/8 (tussenruimte monolietstapels)	6×10^{-11}	Zie EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) – waarde heeft geen significante invloed bij advectiegecontroleerd transport.
Opvulmateriaal inspectieruimte	5×10^{-10} (saturatiegraad 0,8) 8×10^{-10} (saturatiegraad 1)	Zie EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) – Keuze voor hoge diffusiecoëfficiënt in opvulmateriaal inspectieruimte faciliteert teruggifusie in dit materiaal (§14.4.3.6.1.3) waardoor het gebrek aan mechanische dispersie (deels) gecompenseerd wordt (§14.4.3.6.2.3).
Ophoging (zandcement)	6×10^{-11} (saturatiegraad 0,35)	Zie EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) – waarde heeft geen significante invloed bij advectiegecontroleerd transport.

Component	Waarde	Verantwoording
Scheuren	1×10^{-9}	Zie EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6) – waarde gebaseerd op diffusie in vrije oplossing.

De keuze voor *minimale* poriëndiffusiecoëfficiënten in beton en mortel is omhullend ten aanzien van de indicator ‘piekflux’

- voor *goed gesorbeerde radionucliden* in type I monolieten in termen van diffusiviteit (§14.4.4.8.1);
- in termen van potentieel voor *terugdiffusie* in het beton van de caisson en de modulebasis, dat door deze keuze wordt geminimaliseerd.

Voor het *opvulmateriaal van de inspectieruimte* wordt ook in het RS een zeer hoge poriëndiffusiecoëfficiënt gebruikt, waardoor terugdiffusie mogelijk blijft – zoals beargumenteerd in §14.4.3.6.2.3 compenseert dit artefact (deels) de afwezigheid van mechanische dispersie in het opvulmateriaal, die een gevolg is van de conceptualisering met één doorgaande scheur doorheen de modulebasis.

De in het RS gemaakte keuzes van poriëndiffusiecoëfficiënten zijn in termen van globale piekimpact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar dan ook omhullend ten opzichte van de in het EES aanwezige onzekerheden op de poriëndiffusiecoëfficiënten.

De *graad van conservatisme* voor de globale piekimpact van het RS die door de keuze voor minimale poriëndiffusiecoëfficiënten voor beton en mortel wordt geïntroduceerd, kan niet eenduidig gekwantificeerd worden op basis van de resultaten voor de EES-gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse in termen van minimale / best estimate (en maximale) poriëndiffusiecoëfficiënten: de goed gesorbeerde radionucliden die de globale piekimpact onder het RS bepalen, logen bij best estimate K_d -waarden niet in significante hoeveelheden uit over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar.

Daarom wordt deze graad van conservatisme gekwantificeerd als de ratio van de berekende maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 jaar onder het RS (met minimale D_p -waarden voor beton en vulmortel) en het EES-rekengeval met minimale K_d -waarden (en best estimate D_p -waarden voor beton en vulmortel).

De ratio van de maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 jaar, die een maat is voor de graad van conservatisme, bedraagt een factor 1,31 voor de bronterm 2013 V2 zoals beschouwd in Tabel 14-4.

14.5.3.2.7 Sorptie

De hypothesen onderliggend aan de toekenning van sorptieparameters aan de verschillende SSC's zijn dezelfde als in het EES (§14.4.3.7.7.1), i.e.

- de K_d -waarde van een niet-gecarbonateerde cementgebonden SSC is afhankelijk van het gebruikte *type cement*;
- de K_d -waarde van een niet-gecarbonateerde cementgebonden SSC wordt *herschaald* met de gewichtsfractie aan uitgeharde cementpasta w_{hcp} [-];
- de K_d -waarde van *gecarbonateerd* beton stemt overeen met toestand IV (calciet);
- er heersen te allen tijde *oxiderende* omstandigheden in het bergingssysteem.

Gelet op de overwegingen in §14.4.4.10.2 wordt geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden in termen van de chemische toestand van de vulmortel en de hiermee geassocieerde effecten op sorptie.

14.5.3.2.7.1 K_d -waarden

Om het omhullende karakter van de piekimpact onder het RS ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden te waarborgen over tijdschalen tot 2 000 jaar, worden in het RS de minimale K_d -waarden gebruikt (Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18). In het geval van Be waren geen gegevens beschikbaar en werd daarom een sorptie van 0 m³/kg gebruikt.

Een overzicht van de in het RS gebruikte minimale $K_{d,i}$ -waarden wordt gegeven in Tabel 14-55. Op het niveau van de gehanteerde sorptiewaarden wordt dus conservatisme geïntroduceerd in het RS voor het merendeel van de elementen. De enige uitzonderingen zijn Be (niet gesorbeerd – bij ontstentenis van meetgegevens werd hiervoor ook in het EES een K_d van 0 m³/kg gehanteerd – zie 14.4.3.7.7.2), H (niet gesorbeerd) en Np (bij ontstentenis van BE K_d -waarden werden hiervoor ook in het EES de minimale waarden aangenomen – zie §14.4.3.7.7.2) welke geen van alle bepalend zijn voor de globale impact onder RS of EES.

Tabel 14-55: $K_{d,min}$ waarden [m³/kg] voor toestand I, II en IV gebruikt in het RS. Toestand I is representatief voor CEM I-gebaseerde materialen, toestand II voor CEM III/C-gebaseerde materialen en toestand IV voor gecarbonateerd beton. * Het vrijkomen van ⁴¹Ca uit de afvalvorm is oplosbaarheidsgelimiteerd zoals beschreven in §14.5.3.1.2 – in de afvalvorm wordt hiervoor de equivalente distributiecoëfficiënt uit Tabel 14-52 toegepast in plaats van de herschaalde K_d -waarde in toestand II.

RN	$K_{d,min}$		
	I [m ³ /kg]	II [m ³ /kg]	IV [m ³ /kg]
Ag	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
Am	1,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁰	3,00 × 10 ⁰
Be	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
C	7,00 × 10 ⁻¹	2,00 × 10 ⁰	1,00 × 10 ⁻¹
Ca*	2,00 × 10 ⁻³	3,00 × 10 ⁻⁴	1,30 × 10 ⁻²
Cl	5,00 × 10 ⁻³	1,00 × 10 ⁻²	0,00 × 10 ⁰
Cm	1,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁰	3,00 × 10 ⁰
Cs	1,00 × 10 ⁻⁴	1,00 × 10 ⁻⁴	0,00 × 10 ⁰
H	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
I	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
Mo	3,00 × 10 ⁻⁴	3,00 × 10 ⁻⁴	1,00 × 10 ⁻⁵
Nb	1,00 × 10 ⁰	1,00 × 10 ⁰	5,00 × 10 ⁻²
Ni	3,00 × 10 ⁻²	1,60 × 10 ⁻¹	5,00 × 10 ⁻⁴
Np	1,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁻¹
Pa	5,00 × 10 ⁻¹	5,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁻²
Pd	1,00 × 10 ⁻²	1,00 × 10 ⁻¹	2,00 × 10 ⁻²
Pu	1,00 × 10 ⁰	1,00 × 10 ⁰	3,00 × 10 ⁻²
Ra	1,00 × 10 ⁻¹	1,00 × 10 ⁻²	1,00 × 10 ⁻⁴

RN	$K_{d,min}$		
	I	II	IV
	[m ³ /kg]	[m ³ /kg]	[m ³ /kg]
Se	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Sn	$1,00 \times 10^1$	$1,00 \times 10^1$	$3,00 \times 10^{-4}$
Sr	$3,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Tc	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Th	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-2}$
U	$4,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-3}$
Zr	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-4}$

Gelet op het feit dat de range van K_d -waarden voor alle elementen *omhuld* wordt door de gekozen minimale waarden in termen van de indicator ‘piekflux’, kan de *graad van conservatisme* die geïntroduceerd wordt door het gebruik van minimale sorptiewaarden gekwantificeerd worden als de ratio van de berekende maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 jaar onder het EES-rekengeval met minimale sorptie (en maximale oplosbaarheid van Ca, waarvan de invloed beperkt blijft (§14.4.4.10.1)) en het EES-basisrekengeval met beste schattingswaarden voor K_d .

De ratio van de maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 jaar, die een maat is voor de graad van conservatisme, bedraagt een factor 3,64 voor de bronterm 2013 V2 zoals beschouwd in Tabel 14-4.

De graad van conservatisme is – hoewel niet kwantificeerbaar door het feit dat de individuele pieken pas na 2 000 a optreden – het grootst voor de goed gesorbeerde radionucliden die de piek onder het RS bepalen, i.e. Pu-isotopen en Nb (zie §14.5.7.1.1). Voor *mobiele* radionucliden is de graad van conservatisme beperkter doch nog steeds significant, zoals blijkt uit de resultaten van de EES-onzekerheidsanalyse (Tabel 14-49 in §14.4.9.2).

14.5.3.2.7.2 Fractie HCP

De samenstelling van de verschillende cementgebonden barrières is onderworpen aan strenge kwaliteitseisen en –controles.

Daarom wordt, in termen van de gewichtsfractie uitgeharde cementpasta w_{HCP} [-] van de cementgebonden barrières, die ook in het EES gebaseerd is op minimale ontwerpvereisten (beton, vulmortel, zandcementophoging, opvulmateriaal inspectieruimte) en conformiteitscriteria (afval in type I monolieten), op het niveau van het RS geen specifiek conservatisme geïntroduceerd ten aanzien van het EES en zijn onzekerheden. De waarden gegeven in Tabel 14-29 in §14.4.3.7.3 blijven geldig voor de RS-installatiemodellen.

14.5.3.3 Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot bergingssysteem en zijn verwachte evolutie onder het RS

Tabel 14-56 geeft een overzicht van de manier waarop de voor de veiligheid relevante onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie, zoals beschreven in Tabel 14-17 in §14.3.7.1, beschouwd worden in het RS en wat de geïntroduceerde graad van conservatisme is door de positionering ten opzichte van de onzekerheden.

Tabel 14-56: Behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de verwachte evolutie van het bergingssysteem in het RS.

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de beschouwing in het RS	Type behandeling	Indien conservatief: schatting graad van conservatisme ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden
Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar (§14.3.6.1.1) – volgorde van degradatie	<p>Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): mogelijke/extreme evolutionaire paden worden omhuld door de aannames dat</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ gestileerde netwerken van doorgaande scheuren aanwezig zijn vanaf de start van de degradatie (§14.5.3.1.5.2); en ▪ ook de ondoorlatende topplaat vanaf dit ogenblik aan degradatie onderhevig is (toename van de waterinsijpeling – §14.5.3.1.5.3). 	Conservatief / omhullend	Niet kwantificeerbaar – al conservatief in EES
Onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar (§14.3.6.1.1) – tijdstip van scheurvorming in de monolieten	<p>Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): scheuren in de monolieten zijn aanwezig vanaf de start van de degradatie (§14.5.3.1.5.2).</p> <p>Gelet op het feit dat de uitloging (en de piek) van goed gesorbeerde radionucliden onder het EES-rekengeval 'verlate scheurvorming' vertraagd wordt ten opzichte van het basisrekengeval (§14.4.4.1 en §14.4.9.2), is de berekende maximale flux en dus impact van deze radionucliden op het einde van de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar lager. De voorliggende conceptualisering is in termen van piekimpact omhullend voor de onzekerheden.</p>	Omhullend	Niet gekwantificeerd – 'verlate scheurvorming' leidt tot een lagere piek over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar.
Onzekerheid over hoe snel de beperking van de waterinsijpeling in de modules verdwijnt na de start van de degradatie van het bergingssysteem (§14.3.6.1.2)	<p>Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): lineaire toename van de waterinsijpeling over een periode van 350 jaar (§14.5.3.1.5.3).</p> <p>Het effect van een snellere toename van de waterinsijpeling wordt omhuld door de beschouwing van minimale D_p-waarden (§14.5.2.1.2), wat ongunstiger is voor de globale piekimpact toe te schrijven aan goed gesorbeerde radionucliden.</p>	Gestileerd – omhuld door beschouwing minimale D_p	
Onzekerheid op de spreiding in de tijd van de degradatie van modules en monolieten (§14.3.6.1.3)	<p>Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): degradatie in vijf gelijke stappen, gespreid over 300 jaar (§14.5.3.1.5.4).</p>	Gestileerd	

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de beschouwing in het RS	Type behandeling	Indien conservatief: schatting graad van conservatisme ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden
Onzekerheid op het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.6.1.4)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): een kwart van de modules wordt verondersteld onderhevig te zijn aan afwijkingen van de beoogde performantie; driekwart evolueert volgens de algemeen verwachte evolutie. Dit leidt tot een hogere piekimpact over de relevante tijdschalen (versneld vrijkomen van goed gesorbeerde radionucliden) dan het niet beschouwen van vroegtijdige degradatie (§14.5.3.1.5.4).	Conservatief / omhullend	Ratio van maximale impacts over tijdschalen tot 2 000 a als maat voor de graad van conservatisme: factor 1,06
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – monolieten	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): gestileerd netwerk van doorgaande scheuren (§14.5.3.1.5.2). Beperkte gevoeligheid ten opzichte van het beschouwde scheurnetwerk (§14.4.4.4 en §14.4.9.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – Modulebasis	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): gestileerd netwerk met één doorgaande scheur (§14.5.3.1.5.2).	Conservatief / omhullend	Niet kwantificeerbaar – al conservatief in EES
Onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie (§14.3.6.1.5) – Opvulmateriaal inspectieruimte	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): doorgaande scheur doorheen volledige modulebasis dus ook opvulmateriaal (§14.5.3.1.5.2). Terugdiffusie vanuit de scheur in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3 en §14.5.3.2.6).	Gestileerd	
Onzekerheid op de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie (§14.3.6.1.6)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): transmissiviteitsverhouding 25 : 1 (§14.5.3.1.4.2), wat een redelijke ondergrens vormt. Hogere transmissiviteitsverhouding leidt tot lagere piekfluxen uit het bergingssysteem (§14.4.4.5).	Conservatief	Globaal niet kwantificeerbaar – al conservatief in EES
Onzekerheid op de redoxomstandigheden (§14.3.6.1.7)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): te allen tijde oxiderende omstandigheden in het volledige bergingssysteem (§14.5.3.2.7). Voor de voor het RS maatgevende radionucliden (²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu en ⁹⁴ Nb – zie §14.5.7.1.1) en bij de aanname van minimale K_d -waarden is er geen effect op de sortiewaarden (zie Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18).	Gestileerd	

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de beschouwing in het RS	Type behandeling	Indien conservatief: schatting graad van conservatisme ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden
Onzekerheid op de drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in begroeiing (§14.3.6.1.9)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): waarde voor heidebegroeiing onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario als maximale drainage (§14.5.3.2.1). Hogere waterinsijpeling leidt tot hogere fluxen uit het bergingssysteem.	Conservatief / omhullend	Niet gekwantificeerd – al conservatief in EES
Onzekerheid op de insluiting tijdens fases III en IV binnen colli GA in een type I/II monoliet (§14.3.6.1.10)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): activiteit kan pas vrijkomen uit primaire colli in type I monolieten na scheurvorming (§14.5.3.1.2). Beperkte gevoeligheid ten aanzien van geïsoleerde gevallen waarbij insluiting niet gewaarborgd blijft tot het eind van fase IV (§14.4.4.6).	Gestileerd	
Onzekerheid op de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval (§14.3.6.1.11)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): ogenblikkelijke uitloging van radionucliden uit het afval (§14.5.3.1.2).	Conservatief / omhullend	Niet gekwantificeerd – al conservatief in EES
Onzekerheid op de grootte van spleten en holtes (§14.3.6.1.12) – openingen/holtes binnen de colli en monolieten	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): openingen/holtes binnen de monoliet worden niet beschouwd (§14.5.3.1.1).	Gestileerd	
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van monoliet en module	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): diffusiegecontroleerd transport in de matrix van monoliet en module (§14.5.3.1.4.3) wordt geconceptualiseerd als een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s (§14.5.3.2.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van grind in de tussenruimten tussen de monolietstapels	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): hydraulische geleidbaarheid van $\sim 10^{-5}$ m/s (§14.5.3.2.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): hydraulische geleidbaarheid van 10^{-9} m/s (§14.5.3.2.2).	Gestileerd	

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de beschouwing in het RS	Type behandeling	Indien conservatief: schatting graad van conservatisme ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van afval (Type I)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): diffusiegecontroleerd transport in afvalvorm (§14.5.3.1.4.3) wordt geconceptualiseerd als een hydraulische geleidbaarheid van 0 m/s (§14.5.3.2.2). Het al dan niet beschouwen van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval leidt tot een vergelijkbaar vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.4.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de gesatureerde hydraulische geleidbaarheid (§14.3.6.1.13) van zandcement in de ophoging en in de inspectiegalerij	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): hydraulische geleidbaarheid van 6×10^{-6} m/s (§14.5.3.2.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de porositeit (§14.3.6.1.14) in afval (Type I)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): hoge porositeit van 0,25 is voorzichtig in termen van retardatie en dus migratiesnelheid van radionucliden (§14.5.3.2.3).	Conservatief / omhullend	Niet gekwantificeerd – al conservatief in EES
Onzekerheid op de bulkdichtheid (§14.3.6.1.15) van afval (Type I)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): relatief lage bulkdichtheid van 2 000 kg/m ³ is voorzichtig in termen van retardatie en dus migratiesnelheid van radionucliden (§14.5.3.2.4).	Conservatief / omhullend	Niet gekwantificeerd – al conservatief in EES
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van afval (Type I)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): diffusiegecontroleerd transport in afvalvorm (§14.5.3.1.4.3) waardoor dispersiviteit geen rol speelt. Het al dan niet beschouwen van advectief transport in de afvalvormmatrix van homogeen gecementeerd afval leidt tot een vergelijkbaar vrijkomen van radionucliden (§14.4.3.2.4.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): longitudinale dispersiviteit van 0,1 m (§14.5.3.2.5; §14.4.3.7.5). Gelet op de beperkte advectie die in het model voorkomt voor deze component, speelt de dispersiviteit ervan geen significante rol. Terugdiffusie vanuit de scheur in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3 en §14.5.3.2.6).	Gestileerd	

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie	Beschrijving van de beschouwing in het RS	Type behandeling	Indien conservatief: schatting graad van conservatisme ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden
Onzekerheid op de dispersiviteit (§14.3.6.1.16) van zandcement	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): longitudinale dispersiviteit van 0,1 m (§14.5.3.2.5; §14.4.3.7.5). Beperkte gevoeligheid ten opzichte van de dispersie in de zandcementophoging (§14.4.4.7 en §14.4.9.2).	Gestileerd	
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van beton en vulmortel	Minimale waarden uit de fenomenologische range voor de poriëndiffusiecoëfficiënt voor Cl (§14.5.3.2.6). In combinatie met minimale sorptiewaarden omhullend in termen van <i>globale</i> piekimpact (§14.5.2.1.2 en §14.5.3.2.6).	Conservatief / omhullend	Ratio van maximale impacts bij minimale / BE D_p , telkens met minimale sorptie, over tijdschalen tot 2 000 a als maat voor de graad van conservatisme: factor 1,31
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van afval (Type I)	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): D_p gebaseerd op de diffusiviteit van Cl in vrije oplossing en dus inherent maximaal (§14.5.3.2.6). Lagere D_p leidt tot lagere fluxen naar de scheuren; migratiesnelheid uit het afval is bepalend voor de (piek)flux uit het bergingssysteem (§14.4.4.9).	Conservatief / omhullend	Niet gekwantificeerd door grote variabiliteit / heterogeniteit over afvaltypes – al conservatief in EES
Onzekerheid op de poriëndiffusiecoëfficiënt (§14.3.6.1.17) van het opvulmateriaal van de inspectieruimte	Zie EES (Tabel 14-30 in §14.4.4): D_p gebaseerd op de diffusiviteit van Cl in vrije oplossing en dus inherent maximaal (§14.5.3.2.6). Terugdiffusie vanuit de scheur in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.1.3) compenseert (deels) de afwezigheid van het verwachte effect van mechanische dispersie in het opvulmateriaal (§14.4.3.6.2.3 en §14.5.3.2.6).	Gestileerd	
Onzekerheid op de sorptie binnen het bergingssysteem (§14.3.6.1.18)	Minimale waarden voor sorptie van radionucliden in oxiderende omstandigheden in toestand I, II en IV (§14.5.3.2.7.1). Omhullend voor de onzekerheden op de K_d -waarden binnen de verwachte evolutie.	Conservatief / omhullend	Ratio van maximale impacts onder EES-rekengeval met minimale sorptie en EES-basisrekengeval over tijdschalen tot 2 000 a als maat voor de graad van conservatisme: factor 3,64
Onzekerheid op de oplosbaarheid van Ca in afval (§14.3.6.1.19)	Maximale waarde voor oplosbaarheid van Ca in toestand II als basis voor de bepaling van een equivalente distributiecoëfficiënt in de afvalvorm (§14.5.3.1.2).	Conservatief / omhullend	Niet afzonderlijk gekwantificeerd – in combinatie met minimale K_d is de individuele impact van ^{41}Ca ongeveer 10% hoger (§14.4.4.10.1)

14.5.4 Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen

De hydrogeologische modellen, hun doelstellingen en eruit afgeleide resultaten gebruikt in de impactberekeningen voor het RS zijn dezelfde als voor EES (§14.4.5). In termen van de drie voornaamste biosfeerreceptoren¹¹⁷ (§14.3.5.1)

- bedraagt de GTF voor een *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.4.5.5.2.1);
- wordt voor de *rivierreceptor* ondersteld dat de volledige flux uit het bergingssysteem in het riviernetwerk terechtkomt (§14.4.5.5.2.2); en
- bedraagt de GTF voor de *kwelgebieden* (grondwatertafel < 0,5 m) berekend in de bovenste laag van het model $4,67 \times 10^{-9}$ Bq/m³ per Bq/a onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.4.5.5.2.3).

14.5.5 Formulering en implementatie van de biosfeermodellen

14.5.5.1 Evaluatie van de effectieve dosis

De biosfeermodellen, hun doelstellingen en de eruit berekende BCFs gebruikt in de impactberekeningen voor het RS zijn dezelfde als voor EES (§14.4.7). In termen van de drie voornaamste biosfeerreceptoren (§14.3.5.1)

- blijven de BCFs [Sv/a per Bq/m³] voor de *waterputreceptor* uit Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1 onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario geldig;
- blijven de BCFs [Sv/a per Bq/a] voor de *rivierreceptor* uit Tabel 14-46 in §14.4.7.4.2 (volwassenen) en Tabel 14-129 in Bijlage 14-1 (kinderen en jonge kinderen) onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario geldig; en
- blijven de BCFs [Sv/a per Bq/m³] voor de *kwelgebiedreceptor* uit Tabel 14-46 in §14.4.7.4.2 (volwassenen) en Tabel 14-129 in Bijlage 14-1 (kinderen en jonge kinderen) onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario geldig.

14.5.5.2 Evaluatie van de equivalente huiddosis

De *waterputreceptor* geeft aanleiding tot de hoogste effectieve doses (zie §14.4.9.1.2 en §14.5.7.1.2) en er zijn geen redenen om aan te nemen dat dit verschillend zou zijn bij de berekening van equivalente huiddoses. Met andere woorden, wanneer voor blootstelling geïnduceerd door gecontamineerd water uit een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus wordt voldaan aan de equivalentedosislimiet van 50 mSv/a (artikel 20.1.4 van het ARBIS [R14-2]), zal dat a fortiori het geval zijn voor de andere biosfeerreceptoren.

¹¹⁷ We verwijzen naar de overwegingen in de inleiding van §14.4.5.5 met betrekking tot de geldigheid van resultaten voor de rivier- en kwelgebiedreceptoren, gestoeld op het hydrogeologische transportmodel op intermediaire schaal.

De gebruikte biosfeerconversiefactoren voor de equivalente huiddosis (BCF_{skin}), bepaald voor de waterputreceptor, zijn numeriek gelijk aan de equivalente huiddosis [Sv/a] veroorzaakt door een eenheidsactiviteitsconcentratie [Bq/m^3] in het putwater. Ze bestaan uit drie componenten:

- *externe bestraling* vanuit de ondergrond;
- externe bestraling door *submersie* in de lucht; en
- *huidbesmetting* door stofdeeltjes.

Gelet op het feit dat de *secundaire* effecten van resuspensie van gecontamineerd materiaal (submersie en huidbesmetting) een verwaarloosbare bijdrage leveren tot de effectieve dosis (en dus niet opgenomen werden in de BCFs; zie §14.4.7.1.3), kan men verwachten dat de dosis voor de huid ten gevolge van *externe bestraling* vanuit de ondergrond de belangrijkste bijdrage zal leveren tot de BCF_{skin} van de meeste radionucliden. Merk op dat blootstelling van de huid door externe bestraling in de BCFs vervat is, daar de huid één van de beschouwde weefsels is in de (effectieve) externe dosiscoëfficiënten, met een weefselgewichtsfactor van 0,01 zoals bepaald in ICRP Publicatie 60 [R14-31] (zie ook §3.3 van [OD-042]). Echter valt a priori niet uit te sluiten dat vooral *huidbesmetting* significant kan bijdragen tot de BCF_{skin} voor radionucliden waarvoor de dosis door externe bestraling zeer laag is. Voor de volledigheid worden daarom de drie voornoemde blootstellingswegen beschouwd bij de bepaling van de equivalente huiddosis.

De berekening van de BCF_{skin} gebeurt op basis van gelijkaardige overwegingen als de berekening van de BCFs (§9.1.1 van [OD-030]): de concentraties in de omgevingsmedia waaraan de representatieve personen zijn blootgesteld, worden gecombineerd met de blootstellingsduur en, in dit geval, de *equivalente dosiscoëfficiënten voor de huid* zoals gegeven in Tabel 14-126 in Bijlage 14-1. De berekening gebeurt in Microsoft Excel en gebruikt de concentraties in de bodem (wortelzone) berekend in het biosfeermodel als uitgangspunt.

Voor huidbesmetting wordt, in de zin van de equivalente-dosislimiet die zich toespitst op elke oppervlakte van 1 cm^2 huid (§14.1.2.1), geen rekening gehouden met de blootgestelde fractie van het huidoppervlak zoals beschouwd in §14.3.6.4.1.7.

De berekende waarden voor BCF_{skin} voor volwassenen worden gegeven in Tabel 14-57.

Tabel 14-57: Waarden voor BCF_{skin} [Sv/a per Bq/m^3] voor volwassenen voor de waterputreceptor.

Radionuclide	BCF_{skin} [Sv/a per Bq/m^3]	Radionuclide	BCF_{skin} [Sv/a per Bq/m^3]
^{108m}Ag	$1,55 \times 10^{-8}$	^{236}Pu	$3,69 \times 10^{-14}$
^{241}Am	$2,22 \times 10^{-10}$	^{238}Pu	$8,13 \times 10^{-13}$
^{242m}Am	$1,26 \times 10^{-10}$	^{239}Pu	$4,05 \times 10^{-12}$
^{243}Am	$1,54 \times 10^{-8}$	^{240}Pu	$5,48 \times 10^{-12}$
^{10}Be	$9,12 \times 10^{-11}$	^{241}Pu	$3,46 \times 10^{-15}$
^{14}C	$4,19 \times 10^{-17}$	^{242}Pu	$5,00 \times 10^{-12}$
^{41}Ca	$0,00 \times 10^0$	^{226}Ra	$5,68 \times 10^{-8}$
^{36}Cl	$6,51 \times 10^{-13}$	^{79}Se	$3,71 \times 10^{-14}$
^{244}Cm	$1,82 \times 10^{-13}$	^{126}Sn	$3,27 \times 10^{-8}$

Radionuclide	BCF _{skin} [Sv/a per Bq/m ³]	Radionuclide	BCF _{skin} [Sv/a per Bq/m ³]
¹³⁵ Cs	5,09 × 10 ⁻¹³	⁹⁰ Sr	1,93 × 10 ⁻¹⁰
¹³⁷ Cs	1,25 × 10 ⁻⁹	⁹⁹ Tc	1,35 × 10 ⁻¹⁵
³ H	0,00 × 10 ⁰	²²⁹ Th	2,05 × 10 ⁻⁸
¹²⁹ I	7,64 × 10 ⁻¹³	²³⁰ Th	1,90 × 10 ⁻¹¹
⁹³ Mo	3,65 × 10 ⁻¹²	²³² Th	2,07 × 10 ⁻⁷
⁹⁴ Nb	1,31 × 10 ⁻⁷	²³² U	9,36 × 10 ⁻⁹
⁵⁹ Ni	0,00 × 10 ⁰	²³³ U	3,82 × 10 ⁻¹¹
⁶³ Ni	0,00 × 10 ⁰	²³⁴ U	2,13 × 10 ⁻¹¹
²³⁶ Np	4,30 × 10 ⁻¹¹	²³⁵ U	1,67 × 10 ⁻⁸
²³⁷ Np	1,01 × 10 ⁻¹⁰	²³⁶ U	1,65 × 10 ⁻¹¹
²³¹ Pa	2,63 × 10 ⁻⁸	²³⁸ U	3,05 × 10 ⁻⁸
¹⁰⁷ Pd	0,00 × 10 ⁰	⁹³ Zr	4,63 × 10 ⁻¹³

Zoals a priori te verwachten viel, is voor de meeste radionucliden *externe bestraling* vanuit de ondergrond de belangrijkste blootstellingsweg (§9.1.3 van [OD-030]). Externe bestraling door submersie levert nooit een significante bijdrage, terwijl huidbesmetting enkel significant (> 1%) bijdraagt tot BCF_{skin} voor ¹⁴C (63,1%), ⁷⁹Se (62,8%), ¹³⁵Cs (52,0%), ⁹⁹Tc (41,5%) en ¹⁰Be (3,9%).

De BCF_{skin} uit Tabel 14-57 zijn van toepassing voor volwassenen. Voor *kinderen* en *jonge kinderen* ligt de impact in ieder geval lager dan voor volwassenen:

- de *leeftijdscorrectiefactoren* voor de externe dosis (§14.3.6.4.1.8) geven aanleiding tot een verhoging van de impact; maar
- deze wordt ruimschoots gecompenseerd door de zes keer kortere *blootstellingsduur* (§14.3.6.4.1.4).

Daarom wordt de equivalente huiddosis voor kinderen en jonge kinderen niet verder beschouwd: indien voor volwassenen voldaan wordt aan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a, zal dat ook het geval zijn voor kinderen en jonge kinderen.

14.5.6 Formulering en implementatie van het model voor evaluatie van de impact op niet-menselijke biota

Voor het evalueren van het milieurisico op de terrestrische en aquatische ecosystemen in de omgeving van de bergingsite, verbonden aan het vrijkomen van radioactiviteit uit het bergingssysteem, wordt de geïntegreerde ERICA-benadering gebruikt. Deze wordt ondersteund door de ERICA tool [R14-125]. Het gebruik van deze state of the art benadering is conform de vereiste MRBIO-2 uit de leidraad biosfeer [R14-15] (zie ook §14.2.4.3).

Voor een gedetailleerde beschrijving van het kader voor de evaluatie en de volledige documentatie ervan, verwijzen we naar [OD-117].

14.5.6.1 Probleemstelling

A priori worden de drie potentieel voornaamste biosfeerreceptoren (§14.3.5.1) beschouwd in de analyse van de impact op niet-menselijke biota. De impact op *terrestrische* fauna en flora wordt geëvalueerd na contaminatie van de grond

- 1) door *irrigatie* met gecontamineerd grondwater uit de hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus; en
- 2) van lokale *kwelgebieden*, volgend op migratie van radionucliden door de aquifer.

Impact op de *aquatische* fauna en flora wordt geëvalueerd na contaminatie van de dichtstbijzijnde rivier (*Witte Nete*), waarbij uitgegaan wordt van een onmiddellijke evenwichtsverdeling van radionucliden tussen het rivierwater en de sedimenten op de rivierbedding. Impact op *marine* ecosystemen wordt niet in beschouwing genomen gelet op de landinwaartse locatie van de bergingssite.

De structuur en werking van de ecosystemen wordt vereenvoudigd voorgesteld op basis van een beperkt aantal *referentieorganismen*, geselecteerd op basis van:

- 1) de *standaard* referentieorganismen voor zoetwater- en terrestrische ecosystemen in de ERICA Tool, die als representatief beschouwd worden voor gelijkaardige organismen (grootte, habitat, rol binnen het ecosysteem); en
- 2) in de *omgeving van de site* voorkomende biotasorten van biologisch of ecologisch belang, zoals geïdentificeerd bij de in 2008 uitgevoerde ecologische inventarisatie van fauna en flora in de omgeving van de bergingssite ([R14-126]; §4.2.5.1 van [OD-117]).

Dit proces heeft geleid tot de identificatie van (Tabel 8 in [OD-117])

- 24 referentieorganismen voor het terrestrische ecosysteem (geïrrigeerde grond; kwelgebieden); en
- 16 referentieorganismen voor het aquatische ecosysteem (Witte Nete).

14.5.6.2 Blootstellingsanalyse

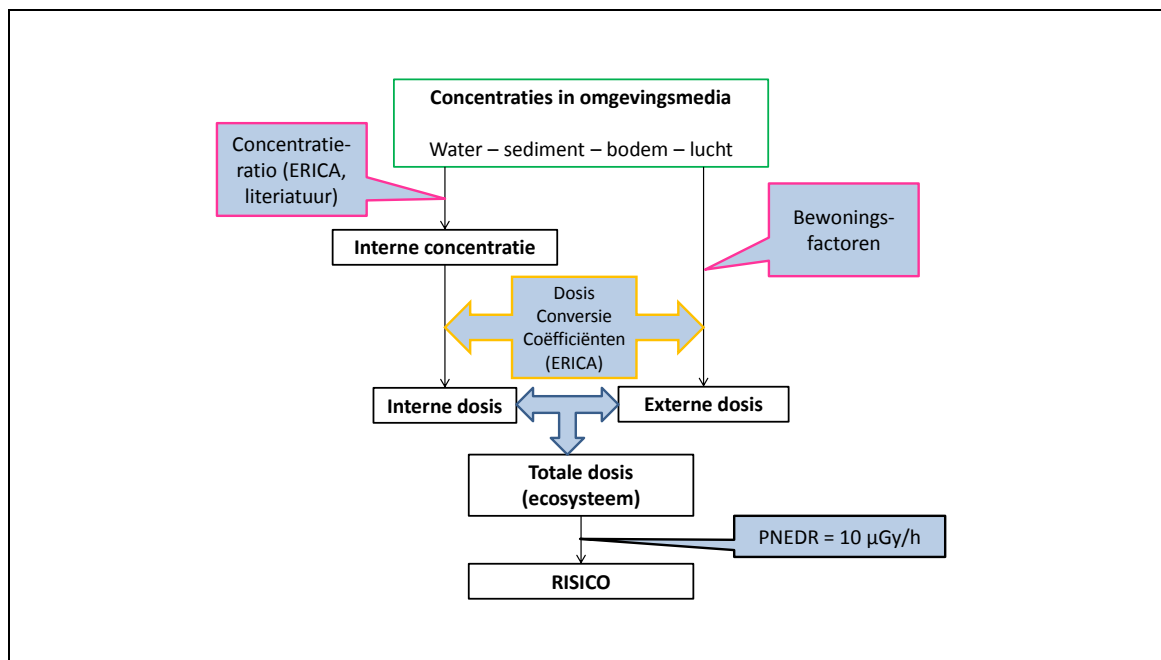
De benadering voor het evalueren van de radiologische gevolgen voor niet-menselijke biota wordt geïllustreerd in Figuur 14-94.

14.5.6.2.1 Concentraties in omgevingsmedia

Voor elke radionuclide wordt de *piekflux* uit het bergingssysteem [Bq/a] over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar beschouwd, onafhankelijk van de tijdverschuiving tussen individuele radionucliden; wat een conservatieve benadering is.

De *activiteitsconcentraties*¹¹⁸ in geïrrigeerde grond en kwelgebieden worden berekend op basis van de biosfeermodellen (concentratie in de grond van de *wortelzone* [Bq/kg per Bq/m³]), waarbij als input gebruik gemaakt wordt van de activiteitsconcentratie [Bq/m³] in, respectievelijk, de waterput voor privégebruik en de bovenste laag van de aquifer onder de kwelgebieden (§4.2.2.1 en §4.2.2.2 van [OD-117]). De concentratie in de bodem van de kwelgebieden is altijd lager dan die in geïrrigeerde grond (lagere GTF, zie §14.5.4). Bijgevolg zijn de dosis en het risico hoger voor terrestrische biota blootgesteld op *geïrrigeerde* grond.

¹¹⁸ Radionucliden met een intermediaire halfwaardetijd (²²⁷Ac, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po) worden geacht in evenwicht te zijn met hun langer levende moeder in de grond (§5.3 van [OD-030]); maar radon wordt niet beschouwd in de ERICA Tool.



Figuur 14-94: Aanpak van de evaluatie van blootstelling en dosis voor niet-menselijke biota volgens de ERICA-benadering.

Voor ^3H en ^{14}C beschouwt de ERICA tool blootstelling aan een concentratie in de *lucht* boven de gecontamineerde bodem en dienen de concentraties in de bodem dus geconverteerd te worden naar concentraties in de lucht (§4.2.2.4 van [OD-117]):

- in het geval van tritium wordt hiervoor een specifiek activiteitsmodel gebruikt;
- in het geval van ^{14}C gebeurt dit op basis van de in het biosfeermodel gebruikte benadering, uitgaande van de evasieve $^{14}\text{CO}_2$ -flux uit de bodem (Vergelijking 22 in §5.3 van [OD-041]).

Voor het berekenen van de concentratie in rivierwater wordt aangenomen dat de volledige flux uit het bergingssysteem [Bq/a] in de *Witte Nete* terechtkomt, waar hij wordt verdund door het debiet van die rivier ($2,8 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$ zoals beschouwd in Tabel 19 van [OD-043]). Dit leidt tot de concentraties¹¹⁹ in het rivierwater [Bq/m³] (§4.2.2.3 van [OD-117]), die omhullend zijn aan concentraties in het water van de *Kleine Nete*, die een hoger debiet heeft. De Kleine Nete wordt daarom niet verder beschouwd.

Met de concentratie in rivierwater als input worden sedimentconcentraties berekend op basis van de beste schattingswaarden van de zoetwaterdistributiecoëfficiënten $K_{df,i}$ [m³/kg] uit [OD-041] zoals vermeld in Tabel 14-124 in Bijlage 14-1; in de conservatieve onderstelling dat zich een onmiddellijk evenwicht instelt tussen het rivierwater en de sedimenten. Deze omhullende evaluatie is onafhankelijk van de positie van het lozingspunt en de locatie waar blootstelling optreedt.

¹¹⁹ Voor radionucliden met een intermediaire halfwaardetijd wordt voorzichtigheidshalve aangenomen dat deze in seculair evenwicht verkeren met hun langer levende moeder.

14.5.6.2.2 Kenmerken van referentieorganismen

14.5.6.2.2.1 Dimensies en bewoningsfactoren

In de ERICA tool hebben referentieorganismen een *ellipsoïdale* vorm – representatief voor de dimensies van het hoofdlichaam van het organisme (dus exclusief uitsteeksels zoals poten en vleugels) – en wordt een *homogene verdeling* van radioactiviteit in hun lichaam ondersteld. Zij worden gekarakteriseerd door hun massa [kg] en hun lengte, hoogte en breedte [cm].

De *bewoningsfactoren* OF [-], gerelateerd aan de fractie van de tijd die elk referentieorganisme doorbrengt in verschillende milieumedia (in de lucht, op de grond of in de grond voor terrestrische biota, en in/op sedimenten of in/op het water voor zoetwaterbiota), zijn gebaseerd hetzij op de in de ERICA-database aanwezige informatie, dan wel op kennis van deskundigen. In het algemeen zijn de bewoningsfactoren conservatief gekozen, waarbij toewijzing van hogere waarden voor een bepaald medium resulteert in hogere blootstelling (bijvoorbeeld: vliegende insecten hebben een bewoningsfactor gelijk aan één op de grond (en nul in de lucht)).

Een overzicht van de geselecteerde waarden voor de dimensies en bewoningsfactoren van de referentieorganismen wordt gegeven in Tabel 9 en Tabel 10 van [OD-117].

14.5.6.2.2.2 Concentratieverhoudingen

In de ERICA tool wordt de transfer van activiteit vanuit omgevingsmedia naar de referentieorganismen uitgedrukt door geaggregeerde transferfactoren of *concentratieverhoudingen* (CR), in de onderstelling van evenwicht.

De waarden van de concentratieverhoudingen zijn afhankelijk van het beschouwde chemische element en het beschouwde organisme. De data-inzameling vond plaats in parallel met de ontwikkeling en publicatie van de state of the art IAEA database voor transfer naar fauna en flora [R14-127]. Daarom werd in de mate van het mogelijke gebruik gemaakt van de rekenkundig gemiddelde waarden uit deze studie. Hiaten in gegevens werden opgevuld volgens de aanpak beschreven in §4.3.2.3 van [OD-117], waar ook de gebruikte CR-waarden op traceerbare wijze worden getabuleerd.

14.5.6.2.3 Evaluatie van interne en externe blootstelling

De ERICA tool maakt gebruik van *dosisconversiecoëfficiënten* (DCC's) voor de evaluatie van de interne en externe blootstelling (§4.3.3.1 van [OD-117]):

- de *interne* DCC's vertegenwoordigen de verhouding tussen de gemiddelde concentratie van een radionuclide in een referentieorganisme en het dosistempo naar dat organisme;
- de *externe* DCC's zijn de verhouding tussen de gemiddelde concentratie van een radionuclide in een omgevingsmedium (grond, sediment, water of lucht) van een referentie-ecosysteem en het dosistempo naar een referentieorganisme.

DCC-waarden specifiek voor organismen en radionucliden worden in de ERICA Tool berekend op basis van de methodologie gedocumenteerd in [R14-128]. DCC-waarden worden vervolgens gecombineerd met

- concentraties in omgevingsmedia en bewoningsfactoren om de externe blootstelling te evalueren (§4.3.3.2 van [OD-117]); en

- concentraties in referentieorganismen, bepaald op basis van de concentratieverhoudingen, om de interne blootstelling te evalueren (§4.3.3.3 van [OD-117]).

Het *voorspelde (geabsorbeerde) dosistempo* [$\mu\text{Gy/h}$] voor een referentieorganisme (PEDR_0) wordt dan verkregen door de bijdragen van alle radionucliden aan zowel uitwendige als inwendige blootstelling bij elkaar te tellen (§4.3.3.4 van [OD-117]). *Stralingswegingsfactoren* worden beschouwd teneinde de biologische effectiviteit van verschillende soorten ioniserende straling in aanmerking te nemen.

14.5.6.3 Behandeling van onzekerheden

Een *verwachtingswaarde* van het risicoquotiënt RQ [-], bepaald als de verhouding van het geschatte dosistempo [Gy/h] ten opzichte van de referentiewaarde (PNEDR) van $10 \mu\text{Gy/h}$ (zie §14.2.4.3), wordt berekend op basis van de beste schattingswaarden voor de invoerdata en de parameters.

Het 95^{ste} percentiel van het RQ wordt geschat door deze waarde te vermenigvuldigen met een *onzekerheidsfactor* 3, wat het zogenaamde *conservatieve RQ* oplevert (§4.5 van [OD-117]).

Als de conservatieve RQ 's kleiner zijn dan één voor alle referentieorganismen, kan het risico voor niet-menselijke biota als onbeduidend worden beschouwd.

14.5.6.4 Computercode

De berekeningen met de ERICA tool werden oorspronkelijk uitgevoerd in 2011, met de versie van de ERICA Assessment Tool van juni 2011. De oorspronkelijke resultaten uit 2011 werden *herschaald* volgens de verhouding van de activiteitsconcentraties in omgevingsmedia. Dit is mogelijk omdat

- de interne dosistempi evenredig zijn met de concentraties in biota, die op hun beurt via de CR -waarden (die niet gewijzigd zijn ten opzichte van de oorspronkelijke berekening) evenredig zijn met de concentraties in omgevingsmedia;
- de externe dosistempi evenredig zijn met de concentraties in omgevingsmedia en de zoetwaterdistributiecoëfficiënten $K_{df,i}$ niet gewijzigd zijn ten opzichte van de oorspronkelijke berekening.

Om deze herschaling uit te voeren, werd een geautomatiseerde tool opgezet in MS Excel, die de conversie uitvoert op basis van de verhouding van de oude en nieuwe activiteitsconcentraties.

In §14.20.6 van Bijlage 14-2 wordt een overzicht gegeven van de toegepaste QA en QVV voor de (implementatie van de) berekeningen van de impact op niet-menselijke biota, gebaseerd op de informatie in [OD-211] en Annex 5 van [OD-117].

14.5.7 Radiologische impact

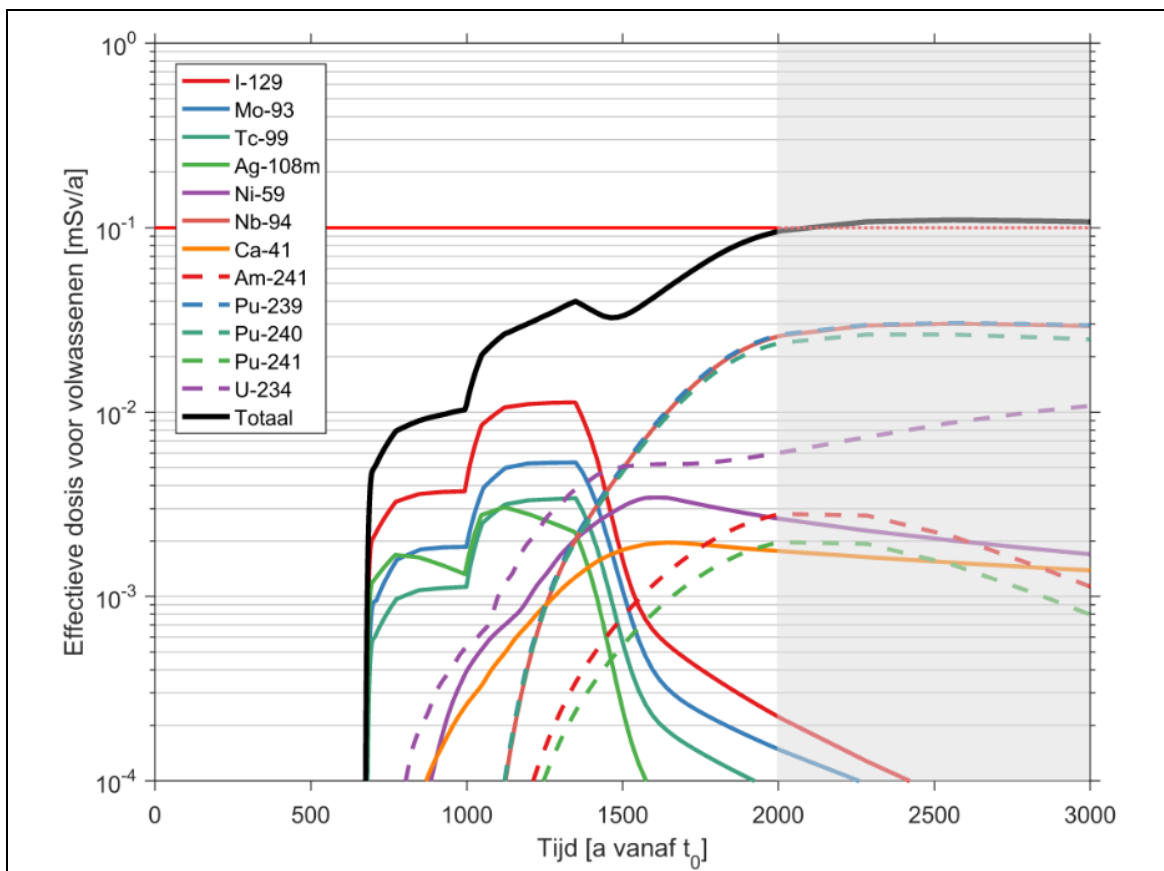
De resultaten van de impactberekeningen voor het RS, met inbegrip van de beschouwing van bijkomende veiligheidsindicatoren (§14.5.1), worden hier algemeen besproken. Verdere details, zoals uitsplitsingen per radionuclide, worden gegeven in hoofdstuk 6 en Annex 10 van [OD-269].

14.5.7.1 Effectieve dosis

14.5.7.1.1 Waterputreceptor

De maximale *effectieve dosis* voor volwassenen voor de waterputreceptor over de relevante tijdschalen bedraagt 0,096 mSv/a op 2 000 a (Figuur 14-95), wat voldoet aan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a. De *veiligheidsmarge*, bepaald als het verschil tussen de dosisbeperking en de maximale berekende impact onder het conservatieve RS (§14.2.1.1.1), bedraagt 0,004 mSv/a of 4%.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-145 in Bijlage 14-1.



Figuur 14-95: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het RS (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond. De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

De impactcurves vertonen aanvankelijk een vergelijkbaar verloop met die onder het EES (§14.4.9.1.1):

- geen significante uitlozing uit het bergingssysteem in de periode vóór degradatie (tot 650 a): zuiver diffusief transport; enkel in type III monolieten kan al migratie uit de afvalzone optreden;

- geleidelijke toename van de impact in de tijdspanne tussen 650 en 1 000 jaar, volgens de stapsgewijze degradatie van in totaal 25% van de modules;
- de stapsgewijze degradatie van de resterende 75% van de modules tijdens fase Va (na 1 000 jaar) vertaalt zich in een impact van mobiele radionucliden die ongeveer een factor drie hoger is dan in de fase 650 – 1 000 a. Voor ^{108m}Ag is het verschil kleiner, door effecten van verval.
- een eerste piek van 0,040 mSv/a na 1 349 jaar, die gedomineerd wordt door *mobiele* radionucliden: ^{129}I (28,2%), ^{93}Mo (13,4%), ^{226}Ra gevormd door ingroei uit ^{234}U (9,6%), ^{99}Tc (8,6%) en ^{108m}Ag (5,5%). Gelet op de aard van de maatgevende radionucliden zal ‘ingestie van voedingsgewassen’ hier de belangrijkste blootstellingsweg vormen.

In tegenstelling tot onder het basisrekengeval van het EES, treedt – net als onder het EES-rekengeval met minimale sorptie (Figuur 14-90 in §14.4.9.2) – na deze eerste piek, tijdens fase Vb, een nieuwe *toename* op van de globale impact tot een hogere globale piek op 2 000 jaar (i.e. het einde van de voor de evaluatie van de verwachte evolutie relevante tijdschalen).

Deze piek wordt bepaald door de *goed gesorbeerde* radionucliden ^{94}Nb (27,0%), ^{239}Pu (27,4%) en ^{240}Pu (24,7%) en bestaat qua *blootstelling* voornamelijk uit (Figuur 14-82 in §14.4.7.4.1) ‘ingestie van voedingsgewassen’ (^{239}Pu , ^{240}Pu) en ‘externe bestraling’ (^{94}Nb). Merk op dat de uitloging van elk van deze radionucliden ook al ongeveer 5% bijdraagt tot de eerste piek.

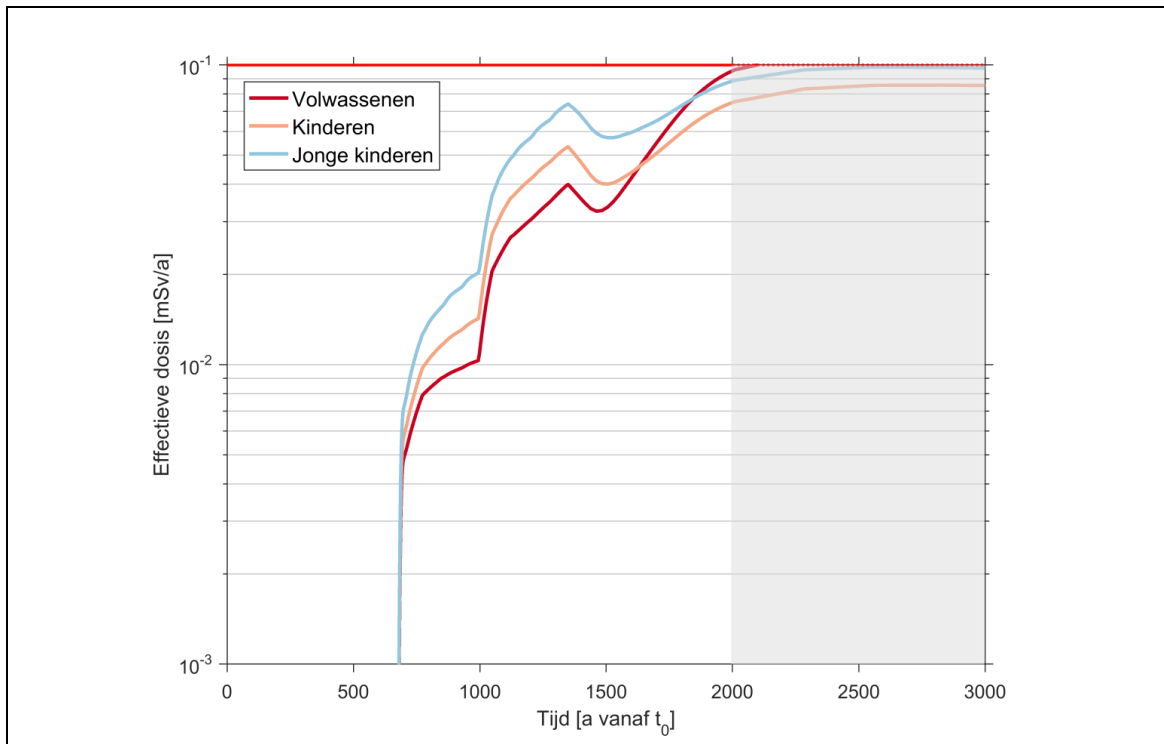
Na 2 000 jaar is er nog een kleine toename tot maximaal 0,110 mSv/a rond 2 500 a. Dit blijft van de grootteorde van 0,1 mSv/a, wat over dergelijke tijdschalen een referentiewaarde wordt (§14.2.4.1.1).

Voor *kinderen en jonge kinderen* (Figuur 14-96) is de eerste piek na 1 349 a, gedomineerd door de mobiele radionucliden, naar analogie met het EES (Figuur 14-87 in §14.4.9.1.1), hoger dan voor volwassenen:

- 0,053 mSv/a voor kinderen; en
- 0,074 mSv/a voor jonge kinderen.

De *globale* piek na 2 000 a is echter lager dan voor volwassenen (Figuur 14-96):

- 0,075 mSv/a voor kinderen, dus een *veiligheidsmarge* van 0,025 mSv/a of 25%;
- 0,088 mSv/a voor jonge kinderen, dus een *veiligheidsmarge* van 0,012 mSv/a of 12%.



Figuur 14-96: Effectieve dosis [mSv/a] onder het RS voor de verschillende leeftijdsgroepen (waterputreceptor). De dosisbeperking van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

14.5.7.1.2 Alternatieve biosfeerreceptoren

Voor de alternatieve biosfeerreceptoren ‘rivier’ (*Kleine Nete*) en ‘kwelgebieden’ vertonen de impactcurves een gelijkaardig verloop. De berekeningen voor RS (Figuur 14-97) bevestigen dat de waterput aan de voet van de oostelijke tumulus de meest beperkende biosfeerreceptor is, met impacts die drie grootteordes of meer hoger liggen dan onder de rivier- en kwelgebiedreceptoren.

Voor de *rivierreceptor* bedragen de impacts

- maximaal 0,074 μSv/a na 2 000 a (eerste piek na 1 349 a: 0,039 μSv/a) voor volwassenen;
- maximaal 0,056 μSv/a na 2 000 a (eerste piek na 1 349 a: 0,041 μSv/a) voor kinderen; en
- maximaal 0,090 μSv/a na 2 000 a (eerste piek na 1 349 a: 0,065 μSv/a) voor jonge kinderen.

Het feit dat de maximale impact over de relevante tijdschalen voor *jonge kinderen* bij de rivierreceptor hoger is dan voor volwassenen, is toe te schrijven aan een verschuiving van de maatgevende radionucliden in vergelijking met de waterputreceptor:

- voor volwassenen blijven ⁹⁴Nb (26,2%), ²³⁹Pu (21,7%) en ²⁴⁰Pu (19,6%) bepalend voor de impact, zij het vooral voor de Pu-isotopen al iets minder uitgesproken dan bij de waterputreceptor. ¹⁴C is verantwoordelijk voor 12,4% van de impact; dit door ‘ingestie van vis’ (Figuur 14-83 in §14.4.7.4.2);

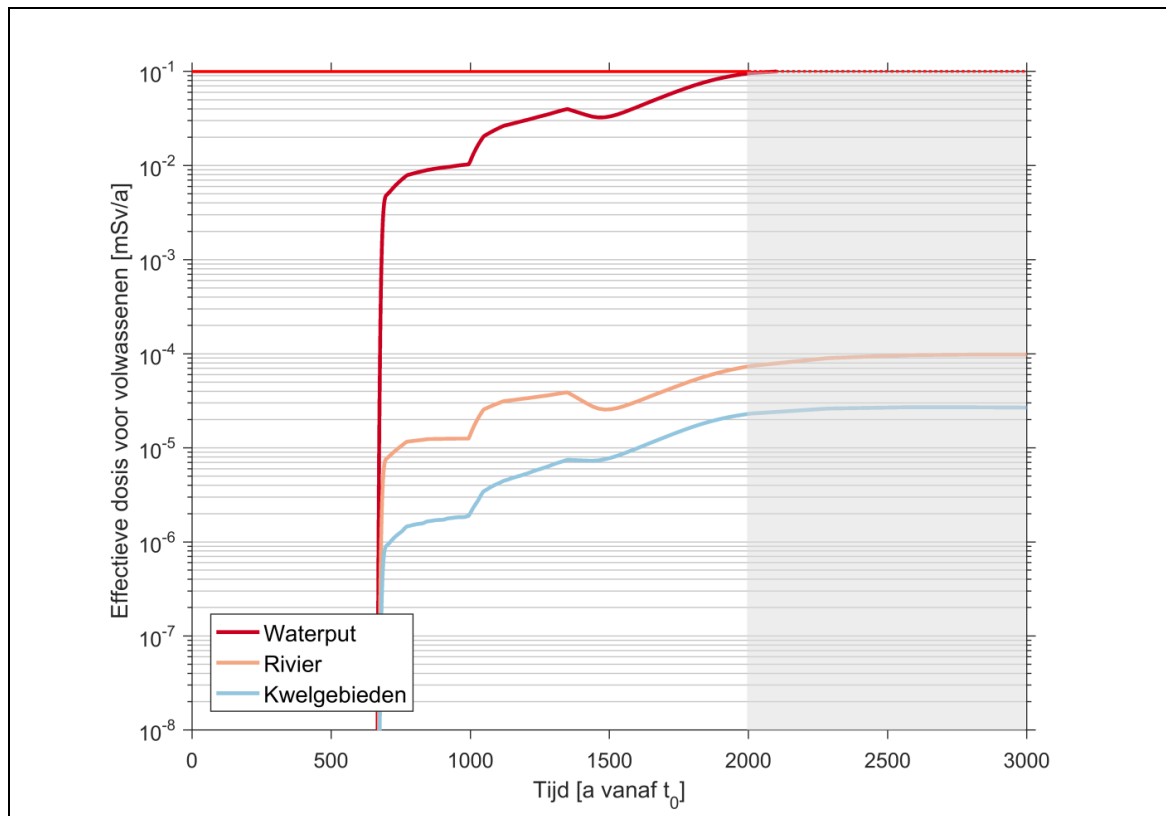
- de hoogste waarde van de BCF van ^{14}C wordt berekend voor jonge kinderen ($6,40 \times 10^{-16} \text{ Bq/m}^3$ per Bq/a versus $2,34 \times 10^{-16} \text{ Bq/m}^3$ per Bq/a voor volwassenen). De impact van ^{14}C is dan ook in absolute en relatieve (27,6%) termen belangrijker dan voor volwassenen.

Voor de kwelgebiedreceptor bedragen de impacts

- maximaal 0,023 $\mu\text{Sv/a}$ na 2 000 a (eerste piek na **1 350 a**: 0,007 $\mu\text{Sv/a}$) voor volwassenen;
- maximaal 0,011 $\mu\text{Sv/a}$ na 2 000 a (eerste piek na **1 395 a**: 0,009 $\mu\text{Sv/a}$) voor kinderen; en
- maximaal 0,021 $\mu\text{Sv/a}$ na **1 395 a** (impact na 2 000 a: 0,018 $\mu\text{Sv/a}$) voor jonge kinderen.

In termen van maatgevende radionucliden valt vooral de dominante rol van ^{94}Nb voor de globale piekimpact op (68,3% voor volwassenen).

Voor *jonge kinderen* is bij de kwelgebiedreceptor de piek van de mobiele radionucliden dominant over die van de goed gesorbeerde.



Figuur 14-97: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het RS bij beschouwing van de drie voornaamste biosfeerreceptoren waterput, rivier en kwelgebieden. De dosisbeperving van 0,1 mSv/a, die na de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar een referentiewaarde wordt, wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

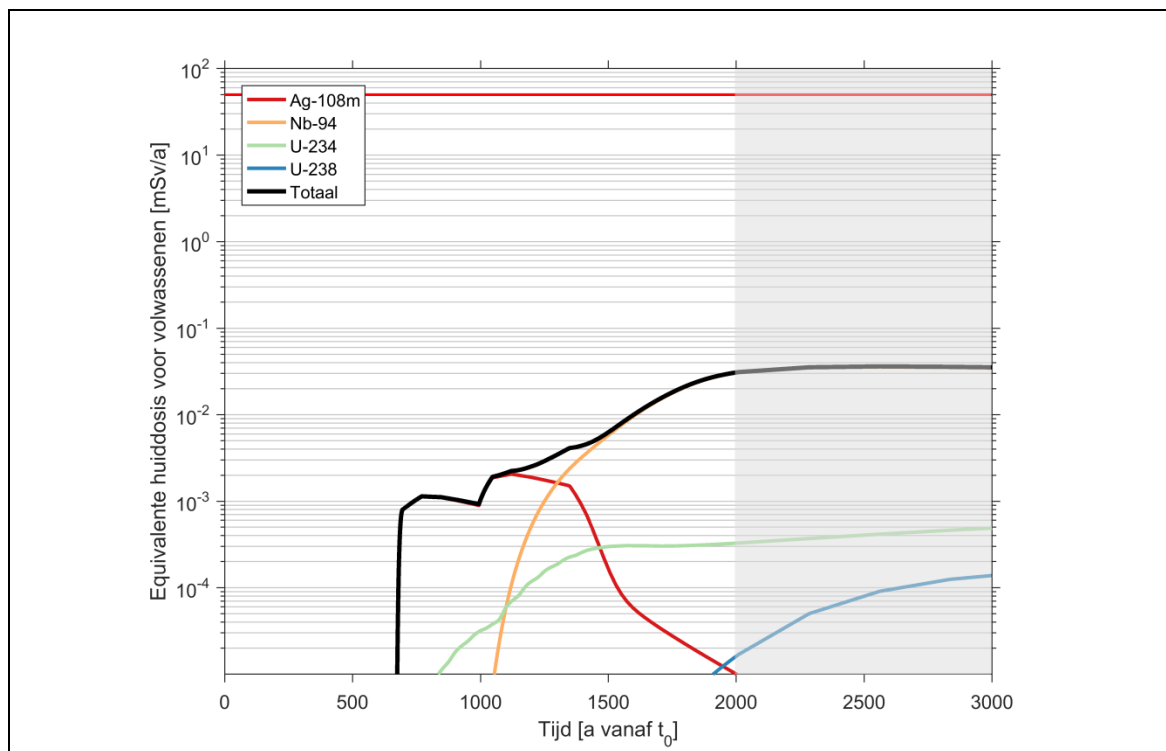
14.5.7.2 Equivalente dosis voor de huid en de ooglen

De globale jaarlijkse equivalente huiddosis H_{skin} [Sv/a] voor de representatieve personen wordt uit de fluxen uit het bergingssysteem $Flux_{NF,i}$ [Bq/a], de GTF [Bq/m³ per Bq/a] voor de waterputreceptor en de radionuclidespecifieke biosfeerconversiefactoren voor de equivalente huiddosis $BCF_{skin,i}$ [Sv/a per Bq/m³] (Tabel 14-57 in §14.5.5.2) berekend als

$$H_{skin}(t) = \sum_i Flux_{NF,i}(t) \times GTF \times BCF_{skin,i}. \quad \text{Vergelijking 25}$$

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder het RS, berekend op $t_0 + 2000$ jaar, bedraagt 0,031 mSv/a en is nagenoeg volledig toe te schrijven aan ⁹⁴Nb (Figuur 14-98). Aanvankelijk wordt de equivalente huiddosis sterk bepaald door ^{108m}Ag. De equivalente huiddosis onder het RS is dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis onder het RS bedraagt maximaal 0,127 mSv/a; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a gerespecteerd zal worden.



Figuur 14-98: Equivalente huiddosis voor volwassenen [mSv/a] onder het RS (waterputreceptor). De equivalente-dosislimiet van 50 mSv/a wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

14.5.7.3 Bijkomende veiligheidsindicatoren

14.5.7.3.1 Effectieve dosis bij drinkwaterontginning

De effectieve dosis opgelopen door lokaal ontgonnen drinkwater moet lager zijn dan 0,1 mSv/a, rekening houdend met de *totale* activiteit aanwezig in het grondwater; maar met uitzondering van ^3H , ^{40}K en radon en zijn kortlevende vervalproducten [R14-6]. De totale activiteit is opgebouwd uit

- activiteit toe te schrijven aan uitlogging uit het *bergingsstelsel* onder het RS;
- de aanwezige *achtergrondactiviteit*, zij het van natuurlijke oorsprong of geïnduceerd door menselijke activiteit (Tabel 14-130 in Bijlage 14-1).

Hoewel een waterput voor privégebruik aan de voet van de oostelijke tumulus volgens artikel 3 niet onder het toepassingsgebied van het KB van 31 mei 2016 [R14-6] valt, is een dergelijke put gesitueerd op het punt met de hoogste concentraties aan radionucliden afkomstig uit het bergingssysteem. Wanneer op deze plaats kan worden aangetoond dat de impact bij drinkwaterontginning voldoet aan de indicatieve dosis (referentiewaarde) van 0,1 mSv/a in aanwezigheid van uitlogging uit het bergingssysteem, is dit aangetoond voor alle andere mogelijke locaties voor drinkwaterontginning in de omgeving van de bergingsite.

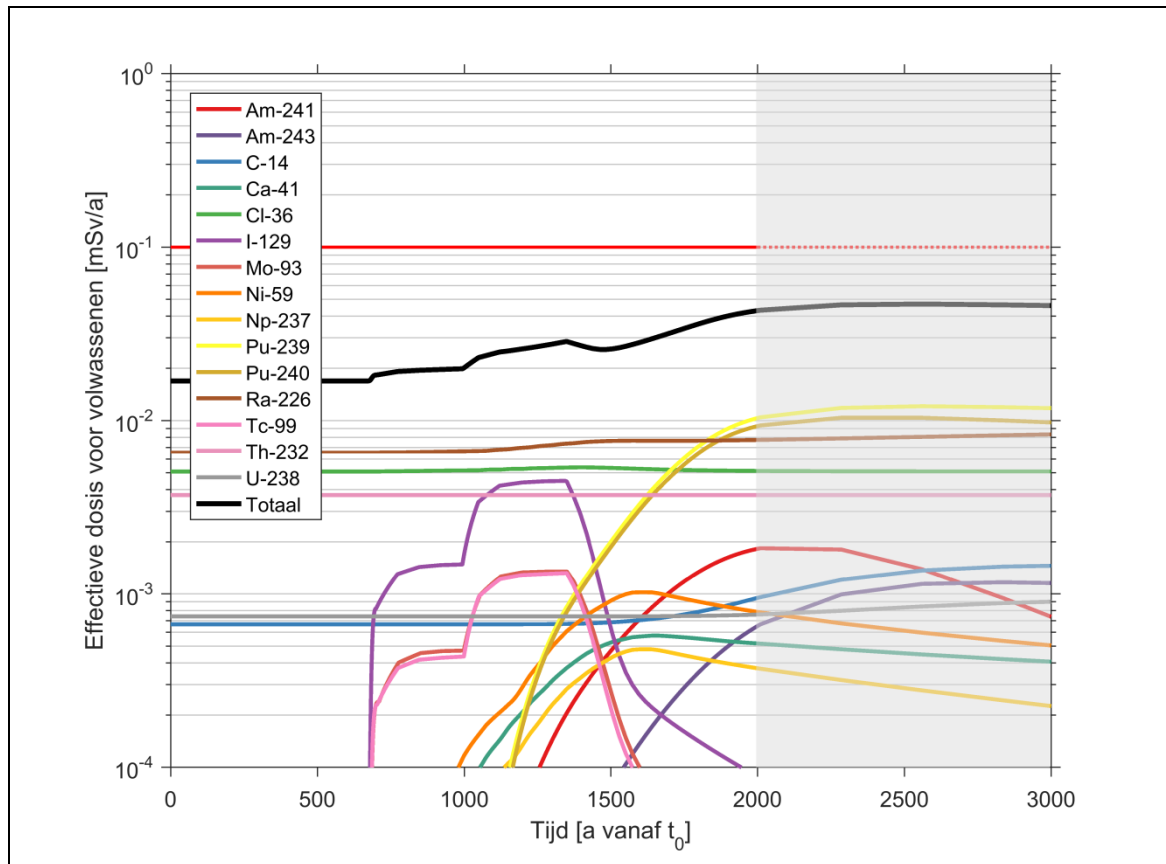
Om de impact voor volwassenen bij drinkwaterontginning te bepalen, worden daarom de gemeten en berekende concentraties [Bq/m^3] in de waterput aan de voet van de oostelijke tumulus vermenigvuldigd met

- een waterinname van $0,73 \text{ m}^3/\text{a}$ (730 L/a); en
- de ingestiedosiscoëfficiënten¹²⁰ DF_{ing} [Sv/Bq] uit Tabel 14-125 in Bijlage 14-1.

Figuur 14-99 toont de berekende impacts. De maximale impact bij drinkwaterontginning over tijdschalen tot 2 000 jaar bedraagt 0,044 mSv/a.

Daarna neemt de impact nog licht toe tot een piekwaarde van 0,047 mSv/a na ongeveer 2 500 jaar. Dit blijft van dezelfde grootteorde en respecteert de totale indicatieve dosis (referentiewaarde van 0,1 mSv/a). De bijdrage van het bergingssysteem zelf onder het RS bedraagt 0,026 mSv/a op 2 000 jaar (0,030 mSv/a na ongeveer 2 500 jaar), of dus ongeveer 60% van de impact.

¹²⁰ Door de *gecorrigeerde* ingestiedosiscoëfficiënten te beschouwen (Vergelijking 1 in §14.3.1.5) wordt impliciet rekening gehouden met (zeer) kortlevende dochternucliden; alsook met de aanwezigheid van ^{228}Th en ^{228}Ra als dochters van ^{232}Th . De aldus berekende impacts zijn omhullend aan die berekend op basis van de ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2].



Figuur 14-99: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] bij drinkwaterontginning onder het RS met inbegrip van de achtergrondconcentraties in grondwater. De indicatieve dosis van 0,1 mSv/a wordt aangegeven door de horizontale rode lijn.

14.5.7.3.2 In de omgeving vrijgekomen activiteit of radiotoxiciteit

De in de omgeving vrijgekomen activiteit en radiotoxiciteit onder het RS wordt berekend op basis van de *piekflux* uit het bergingssysteem [Bq/a] voor iedere radionuclide over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar. Ook bij de berekening van de *totale* radiotoxiciteiten wordt de berekende piekconcentratie van iedere radionuclide over de relevante tijdschalen in aanmerking genomen. Dit geeft aanleiding tot een zekere *overschatting*, daar abstractie gemaakt wordt van de verschuiving in de tijd tussen pieken van verschillende radionucliden.

De aldus bekomen waarden worden vergeleken met de *van nature aanwezige* activiteit en hiermee geassocieerde radiotoxiciteit in

- het grondwater (§14.5.7.3.2.1);
- water en sedimenten van Witte en Kleine Nete (§14.5.7.3.2.2);
- bodem en bodemwater van de kwelgebieden (§14.5.7.3.2.3);
- lucht boven de kwelgebieden (§14.5.7.3.2.4).

Voor de gedetailleerde resultaten per radionuclide verwijzen we naar §6.5 van [OD-269].

14.5.7.3.2.1 Grondwater

Tabel 14-58 illustreert dat voor de radionucliden die van nature voorkomen, de onder het RS berekende maximale *activiteitsconcentratie* in het aquiferwater veelal lager is dan de gemeten ¹²¹ *natuurlijke* activiteitsconcentratie in het grondwater (Tabel 14-130 in Bijlage 14-1) van dezelfde radionuclide.

Tabel 14-58: Vergelijking van achtergrondconcentraties in het grondwater (bovenste aquifer) [Bq/m³] (Tabel 14-130 in Bijlage 14-1) en berekende concentraties in de receptor ‘waterput voor privégebruik’ onder het RS [Bq/m³] voor radionucliden die van nature voorkomen. n.b. = niet bepaald, meetwaarden onder detectielimiet.

	Achtergrondconcentratie in grondwater [Bq/m ³]	Concentratie in waterput aan de voet van de oostelijke tumulus onder RS [Bq/m ³]
³ H	n.b.	< 0,001
¹⁴ C	n.b.	662
⁴⁰ K	17 000	-
²²⁶ Ra	32	5,87
²³⁴ U	3,5	1,81
²³⁵ U	0,16	0,09
²³⁸ U	21	0,52
²³⁰ Th	-	0,69
²³² Th	4,8	< 0,001

Een aantal radionucliden die van nature voorkomen maar niet in belangrijke mate worden uitgeloozd in de aquifer, met name ⁴⁰K, ²²⁶Ra en ²³²Th, maken dat de berekende maximale *ingestieradiotoxiciteit*, berekend op basis van de niet-gecorrigeerde ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1, in de vloeibare fase van de aquifer onder het RS ongeveer een factor 2,5 lager ligt dan die door de achtergrond aan natuurlijke radionucliden:

- de ingestieradiotoxiciteit toe te schrijven aan de natuurlijke *achtergrond* in grondwater bedraagt $1,2 \times 10^{-4}$ Sv/m³;
- de ingestieradiotoxiciteit in de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus onder het RS bedraagt $4,7 \times 10^{-5}$ Sv/m³.

Onder het RS wordt geen sorptie ondersteld op de vaste fase van de aquifer (Tabel 14-40 in §14.4.5.3.2). Het *externe* dosistempo wordt daarom verondersteld afkomstig te zijn van de aanwezigheid van radionucliden in het aquiferwater; de van toepassing zijnde dosiscoëfficiënten worden gegeven in Tabel 14-109 in Bijlage 14-1. De *externe radiotoxiciteit* van het aquiferwater onder het RS ligt, door de natuurlijke aanwezigheid van ⁴⁰K die echter niet in belangrijke mate wordt uitgeloozd, ongeveer een factor 60 lager dan die door de achtergrond aan natuurlijke radionucliden:

- de externe radiotoxiciteit toe te schrijven aan de natuurlijke *achtergrond* in grondwater bedraagt $9,3 \times 10^{-8}$ µSv/h;

¹²¹ Voor ³H en ¹⁴C kon bij de sitekarakterisering van 2008 de achtergrondconcentratie niet gemeten worden omdat deze kleiner is dan de detectielimiet. Deze radionucliden dienen echter niet meegerekend te worden, want wanneer de achtergrondwaarde gelijk zou zijn aan de detectielimiet, blijken ze nog niet bepalend voor de totale achtergrondradiotoxiciteit.

- de externe radiotoxiciteit in de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus onder het RS bedraagt $1,5 \times 10^{-9}$ $\mu\text{Sv/h}$.

14.5.7.3.2.2 Oppervlaktewater en sedimenten

In lijn met de dosisberekeningen wordt abstractie gemaakt van het hydrogeologische systeem; i.e. de volledige flux uit het bergingssysteem wordt verondersteld in het rivierennetwerk terecht te komen.

Water van de Witte Nete en de Kleine Nete

Op basis van de fluxen uit het bergingssysteem en het debiet van de Witte Nete ($2,8 \times 10^7$ m^3/a ; zie Tabel 19 van [OD-043]) kunnen de totale α - en β/γ -activiteitsconcentraties in het water van de Witte Nete bepaald worden. Omdat het debiet van de Kleine Nete hoger is ($8,2 \times 10^7$ m^3/a ; zie Tabel 19 van [OD-043]), is de berekening met de concentratie in het water van de *Witte Nete* omhullend.

De aldus bepaalde activiteitsconcentraties worden, bij gebrek aan achtergrondwaarden in de Witte Nete, vergeleken met de natuurlijke achtergrond in de Molse Nete (Tabel 14-134 in Bijlage 14-1):

- de totale α -activiteitsconcentratie in het water van de Witte Nete berekend onder het RS bedraagt $0,30$ Bq/m^3 , wat lager ligt dan de achtergrond van 15 tot 85 Bq/m^3 in het water van de Molse Nete;
- de totale β/γ -activiteitsconcentratie in het water van de Witte Nete berekend onder het RS bedraagt 67 Bq/m^3 , wat lager ligt dan de achtergrond van 260 tot 770 Bq/m^3 in het water van de Molse Nete.

Om een ruwe schatting te maken van de *achtergrondradiotoxiciteit* (ingestie) wordt

- de achtergrond aan β/γ -activiteit geassocieerd aan ^{40}K ;
- de achtergrond aan α -activiteit geassocieerd aan ^{226}Ra .

Met deze hypothesen en de ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 wordt de achtergrondradiotoxiciteit geschat in de range van $5,8 \times 10^{-6}$ Sv/m^3 tot $2,9 \times 10^{-5}$ Sv/m^3 . De geschatte radiotoxiciteit die potentieel in de Witte Nete vrijkomt onder het RS bedraagt $9,8 \times 10^{-8}$ Sv/m^3 , wat ongeveer twee grootteordes lager ligt dan de achtergrond.

Sedimenten van de Witte Nete en de Kleine Nete

Om de potentiële concentratie in sedimenten af te wegen tegenover de natuurlijke achtergrond, onderstellen we dat zich een *onmiddellijk evenwicht* instelt tussen het rivierwater en de sedimenten van de Witte Nete. De activiteitsconcentratie in de sedimenten $C_{sed,i}$ [Bq/kg] kan dan berekend worden op basis van de activiteitsconcentratie in het rivierwater $C_{wr,i}$ [Bq/m^3] en de zoetwaterdistributiecoëfficiënt $K_{df,i}$ [m^3/kg] zoals beschouwd in Tabel 14-124 in Bijlage 14-1:

$$C_{sed,i} = K_{df,i} \cdot C_{wr,i} \quad \text{Vergelijking 26}$$

Deze conservatieve aanpak leidt tot een *overschatting* van de concentraties, omdat geen rekening wordt gehouden met de verplaatsingssnelheid van de sedimenten en radioactief verval; maar laat toe abstractie te maken van de precieze locatie van zowel het lozingspunt als het punt waar de blootstelling optreedt. Indien onder deze omstandigheden kan worden aangetoond dat de concentratie / radiotoxiciteit uit de berging geen significante verhoging veroorzaakt van de radioactiviteit of radiotoxiciteit die van nature aanwezig is op een regionale schaal, is dit aangetoond voor alle mogelijke blootstellingspunten.

Door de evenredigheid met de concentratie in het rivierwater is de berekende concentratie in de sedimenten van de *Witte Nete* ook omhullend aan deze in de sedimenten van de *Kleine Nete*.

De onder het RS berekende concentratie aan ^{226}Ra in sedimenten bedraagt 0,03 Bq/kg wat meer dan drie grootteordes lager is dan de natuurlijke ^{226}Ra -activiteit (60 tot 100 Bq/kg – zie Tabel 14-134 in Bijlage 14-1).

Deze conservatieve berekening illustreert verder dat

- de op basis van de ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 berekende totale *ingestieradiotoxiciteit* te wijten aan de radionucliden die onder het RS potentieel kunnen vrijkomen in de sedimenten van de *Witte Nete* ($8,7 \times 10^{-6}$ Sv/kg) meer dan een factor 2 lager ligt dan de ingestieradiotoxiciteit te wijten aan de natuurlijke radionucliden in sedimenten van de *Molse Nete* ($1,8 \times 10^{-5}$ tot $2,9 \times 10^{-5}$ Sv/kg); en
- de op basis van de externe dosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 berekende totale *externe radiotoxiciteit* te wijten aan de radionucliden die onder het RS potentieel kunnen vrijkomen in de sedimenten van de *Witte Nete* ($5,7 \times 10^{-9}$ Sv/h) vergelijkbaar is met de externe radiotoxiciteit te wijten aan de natuurlijke radionucliden in sedimenten van de *Molse Nete* ($4,7 \times 10^{-9}$ tot $6,3 \times 10^{-9}$ Sv/h).

14.5.7.3.2.3 Bodem en bodemwater van de kwelgebieden

De concentratie in het *bodemwater* van de kwelgebieden [Bq/m³] onder het RS wordt voor de verschillende radionucliden bepaald als het product van de flux uit het bergingssysteem [Bq/a] en de GTF voor kwelgebieden (§14.5.4).

Tabel 14-59 illustreert dat voor de radionucliden die van nature voorkomen, de *activiteitsconcentraties* in het bodemwater van de kwelgebieden veel lager zijn dan de natuurlijke achtergrond¹²² van dezelfde radionucliden.

Tabel 14-59: Vergelijking van achtergrondconcentraties in freatisch grondwater [Bq/m³] (Tabel 14-131 in Bijlage 14-1) en berekende concentraties in bodemwater van de kwelgebieden onder het RS [Bq/m³] voor radionucliden die van nature voorkomen. n.b. = niet bepaald, meetwaarden onder detectielimiet.

	Achtergrondconcentratie in grondwater [Bq/m ³]	Concentratie in bodemwater van de kwelgebieden onder RS [Bq/m ³]
^{40}K	n.b.	-
^{226}Ra	370	0,002
^{234}U	3,5	< 0,001
^{235}U	0,16	< 0,001
^{238}U	4,0	< 0,001

De maximale *ingestieradiotoxiciteit*, berekend op basis van de ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1, van de radionucliden die potentieel kunnen vrijkomen naar het bodemwater van

¹²² Voor ^{40}K kon bij deze karakterisering de achtergrondconcentratie in freatisch grondwater niet gemeten worden omdat deze kleiner is dan de detectielimiet. Deze radionuclide dient echter niet meegerekend te worden, want wanneer de achtergrondwaarde gelijk zou zijn aan de detectielimiet, blijkt ze nog niet bepalend voor de totale achtergrondradiotoxiciteit.

de kwelgebieden onder het RS ($1,3 \times 10^{-8}$ Sv/m³) ligt ongeveer vier grootteordes lager dan de radiotoxiciteit van de natuurlijke radionucliden in het bodemwater in de omgeving van de site ($1,0 \times 10^{-4}$ Sv/m³).

De concentraties in de bodem van de kwelgebieden [Bq/m³] worden net als in het biosfeermodel voor de kwelgebiedreceptor (§14.4.7.2.3) bepaald op basis van de distributiecoëfficiënten $K_{d,i}$ [m³/kg] (Tabel 14-112 in Bijlage 14-1); voor ¹⁴C wordt tevens rekening gehouden met evasie.

De berekende maximale *activiteitsconcentraties* in de bodem van kwelgebieden voor radionucliden die van nature voorkomen onder het RS zijn steeds lager dan 0,001 Bq/kg; wat voor alle betrokken radionucliden meerdere grootteordes onder de achtergrondconcentratie ligt (Tabel 14-132 in Bijlage 14-1).

Verder ligt

- de op basis van de ingestiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 berekende maximale totale *ingestieradiotoxiciteit* van de radionucliden die onder het RS potentieel kunnen vrijkomen naar de bodem van de kwelgebieden ($4,9 \times 10^{-9}$ Sv/kg) meer dan drie grootteordes lager dan die van de natuurlijke radionucliden in de bodem op de site ($6,6 \times 10^{-6}$ Sv/kg); en
- de op basis van de externe dosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 berekende maximale totale *externe radiotoxiciteit* van de radionucliden die onder het RS potentieel kunnen vrijkomen naar de bodem van de kwelgebieden ($1,4 \times 10^{-11}$ Sv/h) meer dan twee grootteordes lager dan die van de natuurlijke radionucliden in de bodem op de site ($3,8 \times 10^{-9}$ Sv/h).

We herinneren eraan dat deze resultaten geldig zijn voor (zie ook toekomstig programma in §2.10.2 [HS-2])

- de kwelgebieden zoals geïdentificeerd in de *huidige hydrogeologische modellen* onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, i.e. de zones met grondwatertafel op een diepte van minder dan 0,5 m (Figuur 14-78 in §14.4.5.5.2.3);
- distributiecoëfficiënten voor *zandige bodems* in de omgeving van de bergingsite (beste schattingswaarden van $K_{d,i}$ [m³/kg] uit Tabel 14-112 in Bijlage 14-1), waarbij abstractie werd gemaakt van de typische hogere fractie organisch materiaal (veen) in bodems van kwelgebieden.

14.5.7.3.2.4 Lucht boven de kwelgebieden

De concentratie aan aerosolen, ¹⁴CO₂ en radon in de lucht boven kwelgebieden wordt op analoge wijze als in de biosfeermodellering (§14.4.7.2) berekend uit de concentratie in de bodem, zoals beschouwd in §14.5.7.3.2.3.

De maximale *concentraties* die potentieel kunnen vrijkomen uit het bergingssysteem in de lucht boven de kwelgebieden bedragen slechts een kleine fractie (< 0,1%) van de natuurlijke radioactiviteit in de lucht in de omgeving van de bergingsite (Tabel 14-133 in Bijlage 14-1).

Om een ruwe schatting te maken van de *achtergrondradiotoxiciteit* (inhalatie) wordt

- de achtergrond aan β/γ-activiteit (0,39 mBq/m³) geassocieerd aan ⁴⁰K;
- de achtergrond aan α-activiteit (0,06 mBq/m³) geassocieerd aan ²²⁶Ra.

Met deze hypothesen en de inhalatiedosiscoëfficiënten uit Tabel 14-109 in Bijlage 14-1 wordt

- de *achtergrond*radiotoxiciteit voor inhalatie van aerosolen geschat als $2,1 \times 10^{-10}$ Sv/m³;
- de inhalatieradiotoxiciteit die potentieel onder het RS vrijkomt in de *lucht* boven de kwelgebieden geschat als $2,1 \times 10^{-13}$ Sv/m³, wat drie grootteordes lager ligt.

Radongas wordt hierbij niet beschouwd omdat de concentratie verwaarloosbaar is ten opzichte van de natuurlijke achtergrond aan radongas.

14.5.7.3.3 Ruimtelijke verdeling van activiteits- en radiotoxiciteitsconcentraties in de aquifer

De verdeling van de activiteitsconcentratie en de radiotoxiciteit in de bovenste aquifer is voor elke voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden en langlevende dochternuclide apart berekend. De radiotoxiciteit werd bepaald op basis van de BCFS voor de waterputreceptor.

Bij de voorstelling hiervan op een kaart werden vier tijdvakken beschouwd: vóór 650 a vanaf t_0 , tussen 650 a en 1 000 a, tussen 1 000 a en 1 350 a en tussen 1 350 a en 2 000 a. Voor iedere radionuclide wordt in elk tijdvak het maximale effect beschouwd en de som van de maximale radiotoxiciteiten voor individuele radionucliden vormt de basis voor de *totale* radiotoxiciteit in elk van deze tijdvakken.

Gedetailleerde resultaten worden gegeven in §6.4, alsook in §12 van Annex 10, van [OD-269].

14.5.7.3.3.1 Vloeibare fase van de aquifer

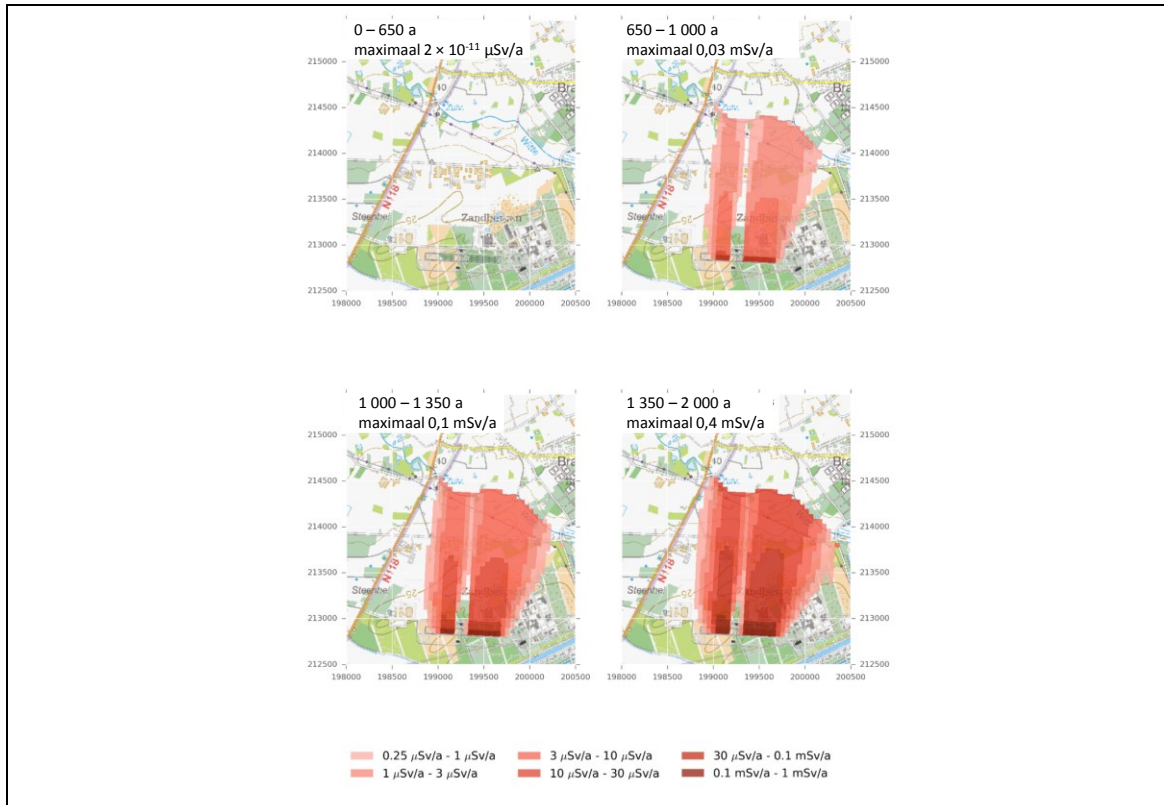
Figuur 14-100 toont de totale radiotoxiciteit in de vloeibare fase van de aquifer. De hoogste radiotoxiciteiten worden gevonden tijdens fase Vb, wanneer de in principe goed gesorbeerde radionucliden uitlogen.

Er is echter slechts een beperkte toename van de *uitgestrektheid* van de zone waarin een significante contaminatie optreedt: de contaminatie blijft te allen tijde sterk *lokaal* gesitueerd (grootteorde enkele km²) tussen de bergingssite en de *Witte Nete*.

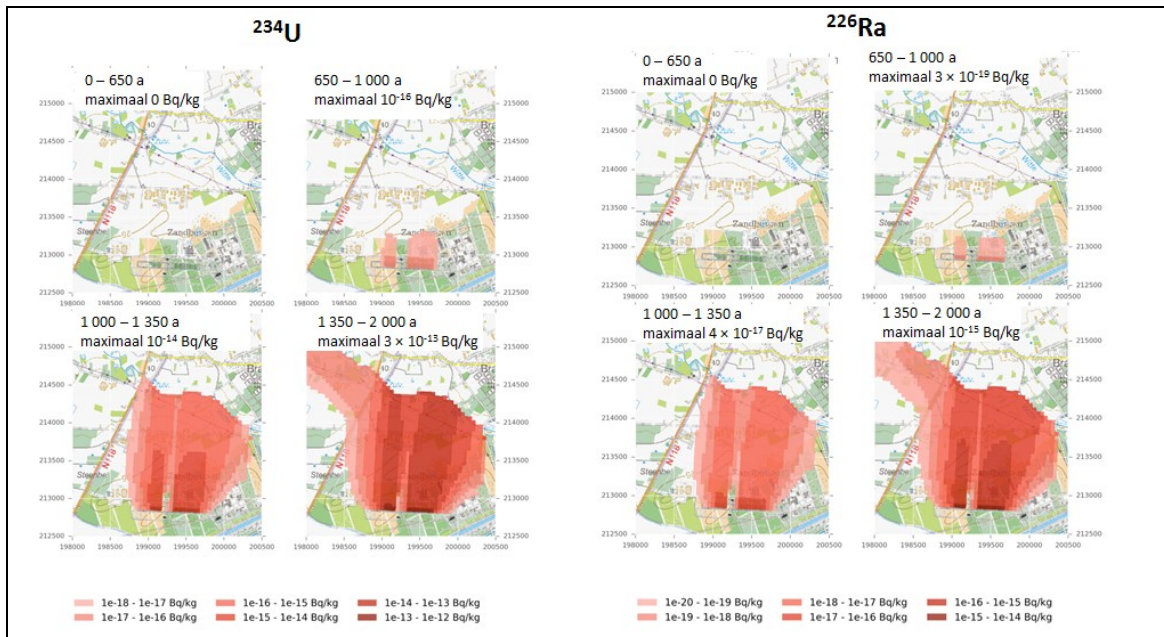
14.5.7.3.3.2 Vaste fase van de aquifer

Onder het RS wordt geen sorptie ondersteld op de vaste fase van de aquifer (§14.4.5.3.2); waardoor deze in principe geen contaminatie ondervindt. Om de *mogelijke* contaminatie van de vaste fase en de verspreiding van radioactiviteit via de vaste fase te evalueren, werden de effecten van sorptie (op basis van de K_d -waarden voor de geosfeer (Tabel 2-28 in [OD-026])), radioactief verval en ingroei beschouwd tijdens grondwatertransport.

Bij wijze van illustratie wordt de ruimtelijke verdeling van de activiteitsconcentratie in de vaste fase van de aquifer voor ²³⁴U en haar dochternuclide ²²⁶Ra getoond in Figuur 14-101. Hier valt op dat de contaminatie van de vaste fase in de periode voor 1 000 jaar tot de onmiddellijke omgeving van de bergingssite beperkt blijft. Na 1 000 jaar verspreidt de contaminatie zich geleidelijk verder. De contaminatie van de vaste fase blijft te allen tijde lokaal gesitueerd en *zeer laag* ($< 10^{-10}$ Bq/kg in de onmiddellijke omgeving van het bergingssysteem). Ter vergelijking: de natuurlijke achtergrondconcentratie in de bodem, die een benadering vormt voor de vaste fase van de aquifer, is van de orde van enkele Bq/kg (Tabel 14-132 in Bijlage 14-1).



Figuur 14-100: Totale radiotoxiciteit (gebaseerd op de bcfs) in de aquifer (vloeibare fase) tijdens verschillende tijdvakken onder het RS.



Figuur 14-101: Mogelijke activiteitsconcentratie [Bq/kg] en uitgestrektheid van het beïnvloedingsgebied van de contaminatie in de vaste fase van de aquifer van ²³⁴U en ²²⁶Ra.

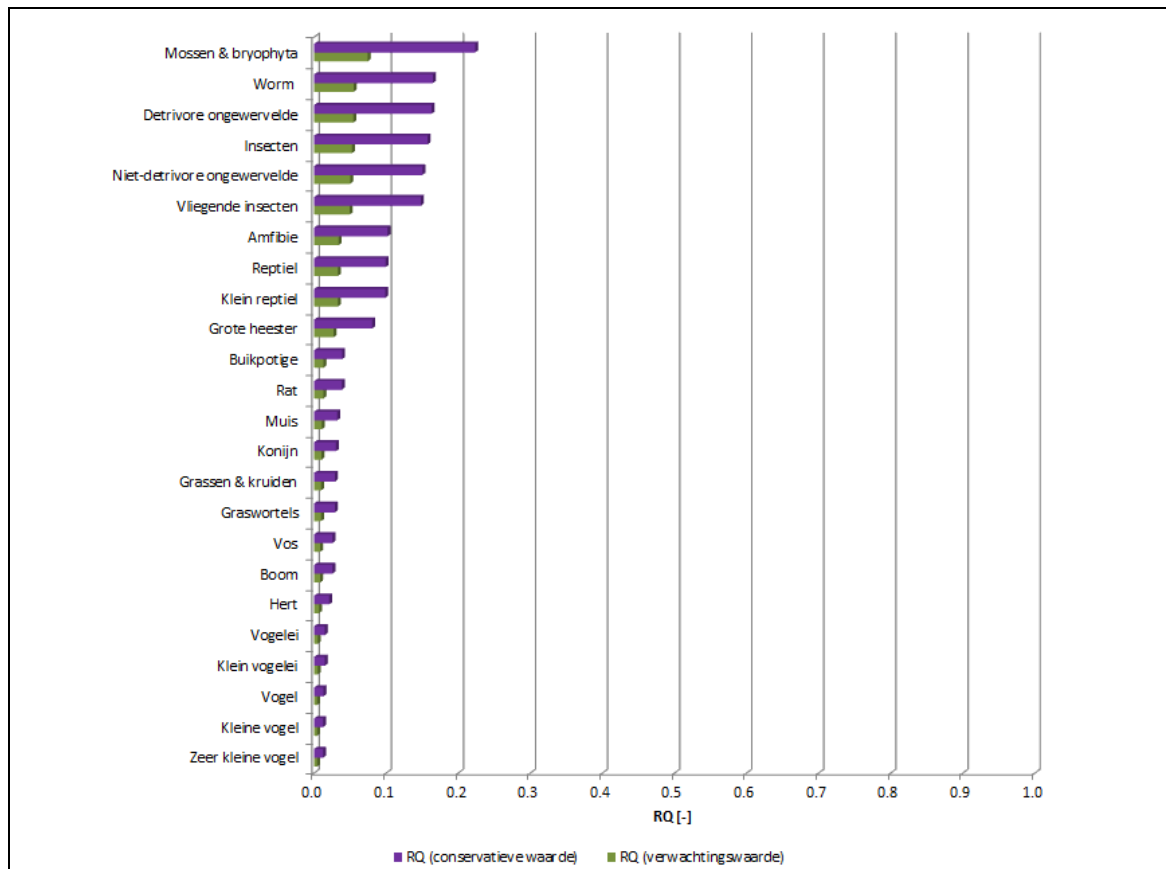
14.5.7.4 Impact en daaraan verbonden risico voor niet-menselijke biota

14.5.7.4.1 Terrestrisch ecosysteem

De dosis en het risico voor terrestrische biota blootgesteld op *geïrrigeerde* grond zijn hoger dan voor biota blootgesteld in de kwelgebieden, daarom wordt de bespreking beperkt tot deze eerste. Voor details verwijzen we naar §5.1 en §5.2 van [OD-117].

Figuur 14-102 toont de berekende verwachte en conservatieve *RQ*-waarden (zie §14.5.6.3) voor terrestrische referentieorganismen, die alle (veel) kleiner zijn dan één: alle verwachte *RQ*-waarden zijn lager dan 0,1 en voor 10 van de 24 referentieorganismen zelfs lager dan 0,01.

Voorts worden de hoogste dosistempi (ongeveer 0,75 $\mu\text{Gy/h}$) geschat voor mossen en andere bryophyta, gevolgd door ongewervelde dieren en insecten, die minder gevoelig zijn voor straling en waarvoor de PNEDR van 10 $\mu\text{Gy/h}$ dus een uiterst voorzichtige schatting vormt. Het terrestrische ecosysteem is dus beschermd.

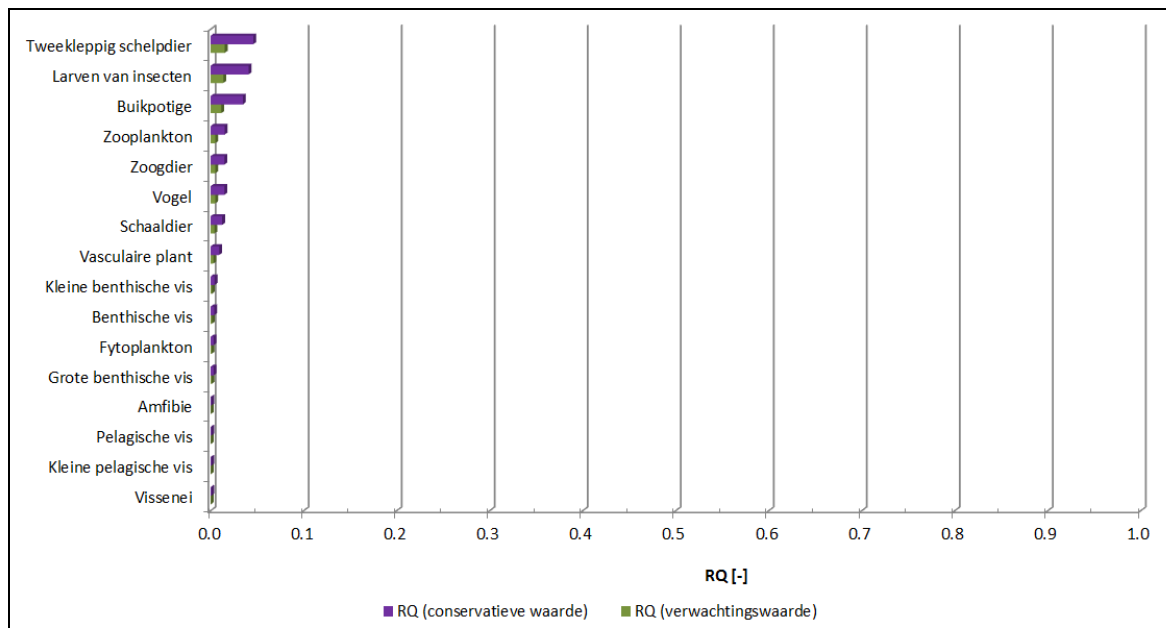


Figuur 14-102: Berekende verwachte en conservatieve risicoquotiënten (RQ) overeenkomend met een PNEDR van 10 $\mu\text{Gy/h}$ voor referentieorganismen uit het terrestrische ecosysteem op geïrrigeerde grond.

14.5.7.4.2 Aquatisch ecosysteem

Figuur 14-103 toont de berekende verwachte en conservatieve RQ -waarden (zie §14.5.6.3) voor aquatische referentieorganismen in de Witte Nete, die alle (veel) kleiner zijn dan één.

Zelfs alle conservatieve RQ -waarden zijn voor alle referentieorganismen lager dan 0,1. Voor details verwijzen we naar §5.3 van [OD-117]. De hoogste dosistempri (ongeveer 0,15 $\mu\text{Gy/h}$) worden geschat voor schelpdieren en larven van insecten. Het aquatische ecosysteem is dus beschermd.



Figuur 14-103: Berekende verwachte en conservatieve risicoquotiënten (RQ) overeenkomend met een PNEDR van 10 $\mu\text{Gy/h}$ voor referentieorganismen uit het aquatische ecosysteem in de Witte Nete.

14.5.8 Argumentatie van het niveau van conservatisme van het RS ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden

14.5.8.1 Installatiemodellen

Op basis van de overwegingen in Tabel 14-56 van §14.5.3.3 kan gesteld worden dat volgende elementen overgenomen uit de EES-installatiemodellen al conservatief/omhullend zijn ten opzichte van de onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie, maar niet kwantificeerbaar / verder gekwantificeerd:

- 1) *onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar – volgorde van degradatie*: abstractie van mogelijke evolutionaire paden door gestileerde netwerken van doorgaande scheuren in modulebasis en monolieten vanaf de start van de degradatie en degradatie van / waterinsijpeling doorheen de ondoorlatende topplaat vanaf dit ogenblik;
- 2) *onzekerheid qua evolutionair pad na 1 000 jaar – tijdstip van scheurvorming in de monolieten*: de aanwezigheid van scheuren in de monolieten vanaf de start van de degradatie;

- 3) *onzekerheid op de configuratie van netwerken van doorgaande scheuren na degradatie in de modulebasis*: de aanwezigheid van één doorgaande scheur in de modulebasis;
- 4) *onzekerheid op de hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie*: transmissiviteitsverhouding van 25:1 voor de waterstroming tussen de monolietstapels en doorheen de scheuren in de monolieten;
- 5) *onzekerheid op drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegreerde afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in begroeiing*: de waarde voor heidebegroeiing onder het hoge/natte CCI-HYDR klimaatscenario als maximale drainage doorheen de aarden afdekking;
- 6) *onzekerheid op de snelheid van vrijkomen van radionucliden uit het afval*: ogenblikkelijke uitloging van radionucliden uit het afval;
- 7) *onzekerheden op porositeit en bulkdichtheid in afval (type I)*: de relatief hoge porositeit van 0,25 en relatief lage bulkdichtheid van 2 000 kg/m³ voor het afval in type I monolieten leiden tot een voorzichtige schatting van de retardatie (laag) en dus de migratiesnelheid naar de scheuren (hoog) voor radionucliden die aan sorptie onderhevig zijn;
- 8) *onzekerheid op poriëndiffusiecoëfficiënt in afval (type I)*: maximale D_p voor het afval in type I monolieten, wat leidt tot snelle migratie / hogere fluxen naar de scheuren.

Net als in de EES-installatiemodellen wordt de *onzekerheid op het starttijdstip en de omvang van vroegtijdige degradatie door lokale afwijkingen van de beoogde performantie* gestileerd beschouwd door te onderstellen dat een kwart van de modules vanaf 650 jaar begint te degraderen. Deze aanname, die niet conservatief/omhullend is binnen het EES (§14.4.4.3), draagt wel bij tot het conservatisme van het RS over tijdschalen tot 2 000 jaar (§14.5.3.1.5.4).

In het RS wordt in termen van parameters op twee niveaus *bijkomend conservatisme* geïntroduceerd ten opzichte van het EES-basisrekengeval, ten aanzien van de indicator ‘globale piekimpact’ en de daarmee evenredige indicatoren ‘piekflux onderaan het bergingssysteem’ (Tabel 14-56 in §14.5.3.3):

- 1) door de keuze voor *minimale K_d -waarden* voor alle betrokken componenten, alsook een maximale oplosbaarheid van Ca in de afvalvorm – goed voor een graad van conservatisme van een factor 3,64 (§14.5.3.2.7.1); en
- 2) door de keuze voor *minimale D_p -waarden* voor beton en vulmortel – goed voor een graad van conservatisme van een factor 1,31 (§14.5.3.2.6).

Aangezien de in het RS gebruikte waarden voor K_d en D_p van beton en mortel de minimale waarden uit de ranges zijn, worden de onzekerheden met betrekking tot deze parameters omhuld door de gekozen waarden.

14.5.8.2 Hydrogeologie en GTF

De GTF voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus bedraagt $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a.

De behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie in de veiligheidsevaluatie wordt samengevat in §14.4.6. Op basis hiervan kan gesteld worden dat volgende

aannames die in het RS worden overgenomen uit de geosfeermodellen voor het EES conservatief/omhullend zijn ten opzichte van de onzekerheden:

- 1) *onzekerheden op de lekken vanuit het kanaal en de conductantie van rivierbeddingen*: afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals;
- 2) *onzekerheden op de positie van de waterput beschouwd als biosfeerreceptor*: positie van de waterput aan de voet van de oostelijke tumulus op de plaats waar de hoogste concentratie wordt geobserveerd;
- 3) *onzekerheden op verdunningseffecten door pompen in de waterput*: negeren van verdunningseffecten door pompen in de waterput;
- 4) *onzekerheden op sorptie in de ondergrond*: negeren van (verval en) sorptie tijdens het grondwatertransport.

In het RS wordt geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden in termen van de GTF.

14.5.8.3 Biosfeermodel en BCFs

De dosis onder het RS wordt bepaald voor een *zelfvoorzienende landbouwgemeenschap* die bovendien al haar voedsel betreft van de sterkst gecontamineerde zone (i.e. die volledig geïrrigeerd wordt met water uit een put op de plaats met de hoogste concentratie), wat inherent conservatief is (§14.4.8.7).

De behandeling van de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot de biosfeer in de veiligheidsevaluatie wordt samengevat in §14.4.8. Op basis hiervan kan gesteld worden dat volgende aannames uit het biosfeermodel voor het EES conservatief/omhullend zijn ten opzichte van de onzekerheden:

- 1) *onzekerheden op biosfeerreceptoren*: receptor ‘waterput voor privégebruik’ als referentie-biosfeerreceptor;
- 2) *onzekerheden op de jaarlijkse infiltratie en irrigatiehoeveelheden ten gevolge van toekomstige mogelijke klimaatomstandigheden*: bepaling irrigatiebehoefte uitgaande van het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario;
- 3) *onzekerheden op representatieve personen – blootstellingsduur*: vrij lange blootstellingsduur op gecontamineerde velden.

In het RS wordt geen conservatisme geïntroduceerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden in termen van de BCFs.

14.5.8.4 Globaal conservatisme van het RS en conclusie

De impacts onder het RS worden besproken in §14.5.7. Het RS is conservatief ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden door

- de keuze van *minimale K_f -waarden* voor alle cementgebonden componenten met inbegrip van afval in type I monolieten en maximale oplosbaarheden van Ca in de afvalvormen;
- in combinatie *minimale D_p -waarden* voor beton en vulmortel.

Het globale conservatisme van het RS ten aanzien van de indicator ‘globale piekimpact’ bedraagt een factor 4,76; bepaald als de verhouding van de piekimpacts van het RS en het EES-basisrekenval.

De ten opzichte van het EES geïntroduceerde conservatismen met betrekking tot parameterwaarden zijn zodanig dat de onzekerheidsrange omhuld wordt door de keuzes in de RS-installatiemodellen.

De globale piekimpact onder het RS is tevens hoger dan de globale piekimpact onder de individuele EES-rekengevallen beschouwd in de onzekerheidsanalyse (§14.4.9.2; §14.5.2.1.2). De minimale ratio, ten opzichte van het EES-rekengeval met minimale sorptie, bedraagt een factor 1,31.

Het conservatisme van de radiologische impactberekeningen voor het RS is verder gestoeld op een aantal aannames die ook onder het EES al omhullend zijn ten opzichte van de onzekerheden. De belangrijkste hiervan zijn:

- 1) de keuze voor het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario*, dat conservatief is ten opzichte van de verwachte klimaat evolutie en aanleiding geeft tot de hoogste waterinsijpeling / piekfluxen uit de installatiemodellen in functie van de mogelijke klimaat evolutie (§14.3.6.1.9 en §14.5.3.2.1), alsook de hoogste irrigatiebehoefte / BCFs (§14.3.6.4.2 en §14.4.8.1), terwijl de gevoeligheid van de GTF ten opzichte van de onzekerheid in langjarig gemiddelde regionale infiltratie beperkt blijft (§14.4.5.5.2.1);
- 2) de keuze voor drainage doorheen een schrale *heidebegroeiing* bovenaan de gedegradeerde afdekking, wat aanleiding geeft tot de hoogste waterinsijpeling in functie van de begroeiing (§14.3.6.1.9);
- 3) de keuze voor een *maximale diffusiviteit voor het afval* in type I monolieten, alsook een vrij hoge porositeit en vrij lage bulkdichtheid, waardoor de migratie naar scheuren in contact met het afval versneld wordt (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3, Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4 en §14.4.4.9);
- 4) de hypothese om bij de berekening van de GTF te onderstellen dat het *kanaal Bocholt-Herentals* verdwijnt (§14.4.5.5.2.1);
- 5) de keuze voor een *waterput voor privégebruik* als biosfeerreceptor en de positie van deze waterput, aan de voet van de tumulus op het punt met de hoogste concentratie (§14.4.6.1; §14.5.7.1.2); en
- 6) de hypothese dat de representatieve personen deel uitmaken van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap die al haar water en voedsel betreft van de sterkst gecontamineerde zone.

14.6 Alternatieve evolutiescenario's (AES)

14.6.1 Inleiding en doelstellingen

De alternatieve evolutiescenario's (AES'en) vormen een beperkte set van scenario's die voldoende representatief en omhullend zijn voor de *niet verwachte maar mogelijke evoluties* van het bergingssysteem, in termen van verlies van insluitingscapaciteit en verlies van afzonderingscapaciteit waarbij de oorzaak geen menselijke intrusie is. Ze worden afgebakend (§14.6.2.1) uitgaande van de *effectbeschrijvingen* voor initiërende FEP's (§14.3.3) en vormen als zodanig het instrument om de voor de veiligheid relevante onzekerheden rond de niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem te behandelen in de veiligheidsevaluatie.

In deze paragraaf wordt ingegaan op het gebruik van de AES'en in de veiligheidsanalyse (zie §14.14 voor hun tussenkomst in de performantieanalyse en §2.8.8 [HS-2] voor de argumentatie van het niveau van gelaagde bescherming), waarbij wordt nagegaan dat de impact en/of het risico aanvaardbaar zijn voor niet verwachte maar mogelijke evoluties. De berekende impacts (§14.6.6) en geassocieerde radiologische risico's (§14.6.7) over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar (§14.2.2.1) worden uitgedrukt in termen van

- *effectieve* dosis [mSv/a] en ermee geassocieerd radiologisch *risico* [a^{-1}] voor de individuele AES'en bij beschouwing van de waterputreceptor ¹²³, die worden vergeleken met de dosis- en risicoreferentiewaarden, rekening houdend met de waarschijnlijkheid van optreden van de AES'en;
- *globaal* risico [a^{-1}] geassocieerd met het geheel van de AES'en, waarvoor de conformiteit met de *risicobeperking* van $10^{-5} a^{-1}$ wordt aangetoond;
- *equivalente* doses voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a.

Voor duiding betreffende de berekening van *bijkomende* veiligheidsindicatoren voor de AES'en verwijzen we naar hoofdstuk 6 van [OD-277].

Net als voor het EES en het RS kan de modellering geassocieerd met de AES'en onderverdeeld worden in

- 1) *installatiemodellen* (§14.6.3), waarmee de waterstroming en het radionuclidentransport doorheen het bergingssysteem worden berekend en met als voornaamste indicatoren de *activiteitsfluxen* $Flux_{NF,i}$ [Bq/a] van de verschillende radionucliden *i* uit het bergingssysteem naar het grondwater;
- 2) *hydrogeologische modellen* (§14.6.4), waarmee de grondwaterstroming en het transport van radionucliden in het grondwater worden berekend en die leiden tot een *geotransferfactor* (GTF) voor een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus [Bq/m³ per Bq/a]; en
- 3) *biosfeermodellen* (§14.6.5), waarmee de impacts op representatieve personen [mSv/a] worden berekend aan de hand van radionuclidespecifieke *biosfeerconversiefactoren* voor de waterputreceptor [Sv/a per Bq/m³].

¹²³ Bij dezelfde installatiemodellen blijken de impacts voor de waterputreceptor te allen tijde verschillende grootteordes hoger te liggen dan voor alternatieve biosfeerreceptoren (§14.4.9.1.2, §14.5.7.1.2).

Het *omhullende karakter* van de maximale impact onder de verschillende AES'en wordt gewaarborgd door

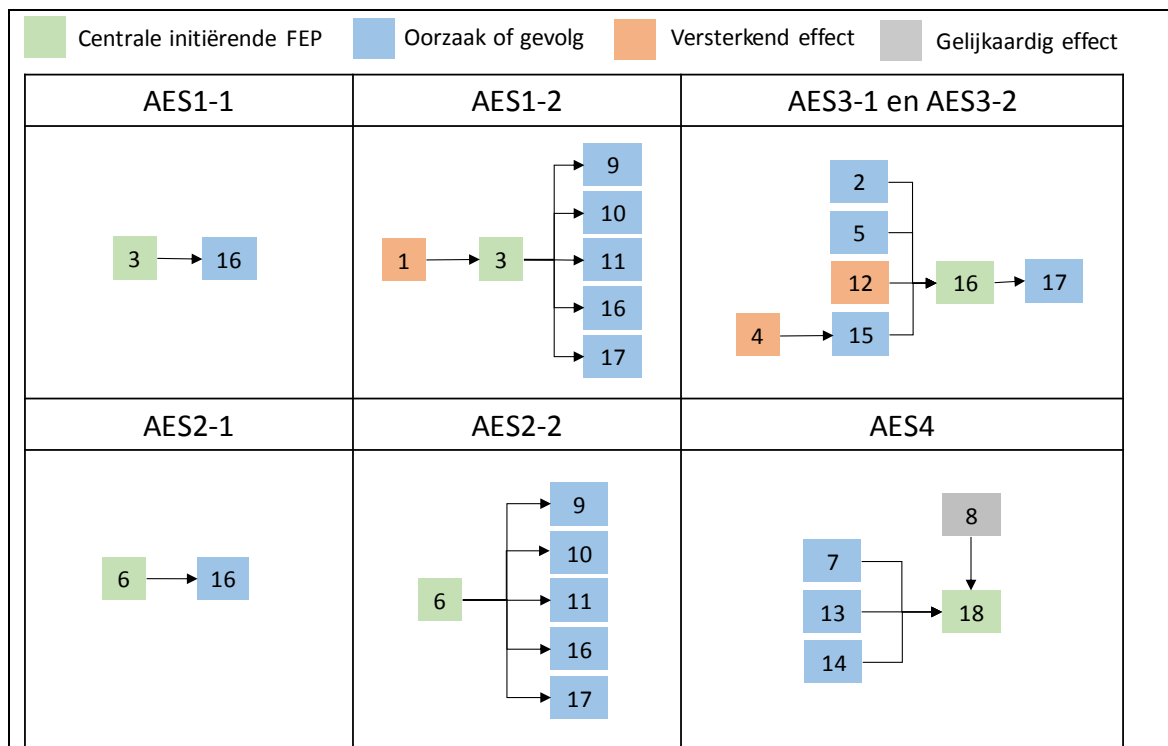
- 1) de hypothesen en parametrisering van de installatiemodellen van het RS als uitgangspunt te gebruiken bij de ontwikkeling van de AES-installatiemodellen; en/of
- 2) bij de conceptualisering van de verstoring in een AES (rekengeval) het vroegst mogelijke tijdstip van optreden en de grootst mogelijke schade aan de SSC's als gevolg van de verstoring te onderstellen.

14.6.2 Algemene beschrijving, waarschijnlijkheid en onderliggende hypothesen van de AES'en

14.6.2.1 Afbakening van de AES'en

Zoals beschreven in §14.2.3.3.2 worden de initiërende FEP's uit Tabel 14-7 in §14.3.3 op basis van de onderlinge afhankelijkheden en relaties (oorzaken, gevolgen, versterkende effecten, gelijkaardige effecten), aangegeven in de effectbeschrijvingen (Annex 2 van [OD-014]), gegroepeerd tot AES'en (Figuur 14-104).

Indien er een verschillende *waarschijnlijkheid* kan bepaald of aangenomen worden naargelang de *intensiteit* van de verstoring, worden verschillende scenario's beschouwd: dit is het geval voor de initiërende FEP's 3 ('seismische activiteit'), 6 ('vliegtuigcrash') en 16 ('erosie en afzettingen') uit Tabel 14-7. Initiërende FEP's met *gelijkaardige effecten* worden geaggregeerd binnen eenzelfde AES.



Figuur 14-104: Combinaties van afhankelijke initiërende FEP's (oorzaken of gevolgen), initiërende FEP's met versterkende effecten en initiërende FEP's met gelijkaardige effecten in overkoepelende AES'en. Voor de nummering van de initiërende FEP's verwijzen we naar Tabel 14-7 in §14.3.3.

Zo komt men tot volgende scenario's (Figuur 14-104):

- AES1-1: **vroege aardbeving** (§14.6.2.2)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'seismische activiteit' (3),
 - ▶ gevolgen: 'erosie en afzettingen' (16);
- AES1-2: **vroege en zware aardbeving** (§14.6.2.2)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'seismische activiteit' (3),
 - ▶ versterkende effecten: 'constructie van gebrekkige kwaliteit' (1),
 - ▶ gevolgen: 'mechanische processen en omstandigheden in afval en SSC's' (9), 'verzakkingen / instortingen' (10), 'scheurvorming' (11), 'erosie en afzettingen' (16), 'blootlegging' (17);
- AES2-1: **val van een militair vliegtuig** (§14.6.2.3)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'vliegtuigcrash' (6),
 - ▶ gevolgen: 'erosie en afzettingen' (16);
- AES2-2: **val van een groot passagiersvliegtuig** (§14.6.2.3)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'vliegtuigcrash' (6),
 - ▶ gevolgen: 'mechanische processen en omstandigheden in afval en SSC's' (9), 'verzakkingen / instortingen' (10), 'scheurvorming' (11), 'erosie en afzettingen' (16), 'blootlegging' (17);
- AES3-1: **versnelde erosie** (§14.6.2.4)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'erosie en afzettingen' (16),
 - ▶ oorzaken: 'ongevallen en onvoorziene gebeurtenissen' (2), 'ontploffingen' (5), 'extreme neerslag, smeltwater van sneeuw en resulterende overstromingen' (15),
 - ▶ versterkende effecten: 'regionale en lokale klimaatsverandering' (4), 'verwerking door vorst' (12),
 - ▶ gevolgen: 'blootlegging' (17);
- AES3-2: **extreme erosie** (§14.6.2.4)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'erosie en afzettingen' (16),
 - ▶ oorzaken: 'ongevallen en onvoorziene gebeurtenissen' (2), 'ontploffingen' (5), 'extreme neerslag, smeltwater van sneeuw en resulterende overstromingen' (15),
 - ▶ versterkende effecten: 'regionale en lokale klimaatsverandering' (4), 'verwerking door vorst' (12),
 - ▶ gevolgen: 'blootlegging' (17);
- AES4: **complexanten** (§14.6.2.5)
 - ▶ centrale initiërende FEP: 'effecten van chemische complexvormende agentia op speciatie en transport van contaminanten' (18),

- ▶ oorzaken: ‘aanwezigheid van niet-toegelaten niet-radioactieve bestanddelen’ (7), ‘degradatie van cellulose’ (13), ‘door cellulose geïntroduceerde complexanten’ (14),
- ▶ gelijkaardige effecten: ‘materiaaldefecten in het afval’ (8).

Merk op dat de effecten beschouwd onder AES3-1 en AES3-2 dezelfde zijn, enkel het tijdstip van optreden wordt verschillend ondersteld (§14.6.2.4; §14.6.3.3).

Conform de methodologie voor selectie van AES'en (§14.2.3.3.2.2) worden naast bovenvermelde scenario's ook *combinaties* beschouwd van groepen van initiërende FEP's die onafhankelijk van elkaar zijn, maar versterkende effecten op elkaar kunnen uitoefenen indien ze beide optreden (§14.6.2.6).

In wat volgt, wordt een algemene beschrijving gegeven van de AES'en beschouwd in de veiligheidsanalyse. Hierbij wordt ingezoomd op de effecten op en hypothesen onderliggend aan de evolutie van het *bergingsysteem*, in zoverre deze afwijken van de onder het RS beschouwde hypothesen. Immers kunnen, conform de methodologie, FEP's die enkel een effect kunnen hebben op de omgeving van het bergingssysteem, niet initiërend worden (§14.2.3.3.2.1). Factoren die aanleiding kunnen geven tot veranderingen in geosfeer en biosfeer worden op voldoende omhullende wijze in rekening gebracht bij de modelontwikkeling en/of justificatie voor EES/RS (§14.4.6 en §14.4.8). De voornaamste hypothesen onderliggend aan de berekening van de *impact* geassocieerd met de radionuclidenfluxen uit het bergingssysteem [Bq/a] onder de verschillende AES'en zijn dan ook dezelfde als onder het EES voor de waterputreceptor (§14.4.2.2 en §14.4.2.3).

14.6.2.2 Aardbevingen

De mogelijke *gevolgen* van een aardbeving zijn afhankelijk van het tijdstip van optreden en de magnitude van de aardbeving, zoals beschreven in Tabel 14-7 in §14.3.3.

Onder AES1-1 ‘vroege aardbeving’ wordt een vroege aardbeving beschouwd die initiërend is voor de *aarden afdekking*, maar niet voor de betoncomponenten. Na de nucleaire reglementaire controlefase zal schade aan de aarden afdekking, veroorzaakt door een aardbeving die initiërend is voor deze component, niet hersteld worden. Mogelijke resulterende afschuivingen van de bovenste lagen van de ophoging aan de zijdes kunnen op hun beurt aanleiding geven tot versnelde erosie, evenwel zonder rechtstreekse gevolgen voor de betonnen SSC's. De vroegtijdige *blootstelling* van de modulewanden en de ondoorlatende topplaat aan atmosferische omstandigheden ten gevolge van erosie zal echter wel *geleidelijke* betondegradatie door carbonatatie en vries-dooi cycli initiëren, waardoor het bergingssysteem (inclusief de monolieten) geheel of gedeeltelijk vroegtijdig kunnen falen.

Een voorzichtige benadering is om te onderstellen dat een dergelijke opeenvolging van gebeurtenissen overeenkomt met een aardbeving met een terugkeerperiode tussen 1 225 en 8 575 jaar.

- De gevolgen van een dergelijke aardbeving worden afgedekt door het RS voor de periode na 1 000 jaar; terwijl in de periode voor 350 jaar de schade aan de aarden afdekking hersteld zal worden. Daarom wordt voor dit scenario een *evaluatieperiode* van 650 jaar (1 000 – 350 jaar) beschouwd.
- Aangezien de weerstand tegen een aardbeving met terugkeerperiode 1 225 jaar meegenomen werd in de ontwerpinputs (DBE50) en de aarden afdekking met marge voldoet aan de ontwerpvereiste (veiligheidsfactor 1,6 versus aanvaardbaarheids criterium van 1,1 voor rekegevallen met en zonder biologische laag – zie §8.5.7.3 [HS-8]), kan worden aangenomen dat de *intensiteit* van de initiërende

aardbeving eerder aanleunt bij een terugkeerperiode van 8 575 jaar (veiligheidsfactor 0,89 en 0,91 met en zonder biologische laag).

Door lineaire interpolatie van de veiligheidsfactoren, wat als indicatieve schatting aangewend wordt, wordt een *terugkeerperiode* van 6 500 jaar berekend voor een aardbeving die initiërend is voor de aarden afdekking (gemiddelde waarde voor rekengevallen met en zonder biologische laag)¹²⁴.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES1-1 ‘vroege aardbeving’ zijn dat

- een aardbeving die initiërend is voor de aarden afdekking optreedt onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar; en
- deze aardbeving leidt tot een *vroegtijdige geleidelijke degradatie* van het volledige bergingssysteem vanaf dit ogenblik.

Onder AES1-2 ‘vroege en zware aardbeving’ wordt een aardbeving beschouwd waartegen ook de betonnen SSC’s niet bestand zijn. Na de nucleaire reglementaire controlefase zal schade veroorzaakt door een zware aardbeving niet hersteld worden. Er wordt een volledig falen van de *afdekking* ondersteld, die leidt tot

- versnelde erosie en in extreme gevallen (lokale) blootlegging van de betonnen SSC’s door het falen van de aarden afdekking;
- een snelle toename van de waterinsijpeling in het bergingssysteem door het falen van de ondoorlatende topplaat.

Als rechtstreeks gevolg van de aardbeving kunnen zich voor de *betonnen SSC’s* scheurvorming en een mogelijk verlies van structurele integriteit (inclusief verzakkingen) voordoen. Eventuele *constructiefouten* (i.e. kleinschalige afwijkingen in betonnen SSC’s – zie Tabel 14-7 in §14.3.3) zouden in dit geval een versterkend effect kunnen hebben. Concreet wordt ook schade ondersteld aan de afschermingsplaten en monolieten. Dit impliceert een vroegere, snellere (abruptere toename van de waterinsijpeling) en grotere (meer water in contact met afval) degradatie van het bergingssysteem ten opzichte van de verwachte evolutie.

- De gevolgen van een dergelijke zware aardbeving worden niet afgedekt door het RS. Voor dit scenario wordt daarom een *evaluatieperiode* van 1 650 jaar (2 000 – 350 jaar) beschouwd.
- Er wordt aangenomen dat structurele schade aan de relevante betonnen SSC’s (in casu de monolieten, de ondoorlatende topplaat en de afschermingsplaten) kan optreden voor aardbevingen met terugkeerperiode vanaf 20 000 jaar. Dit is een voorzichtige aanname aangezien voor de referentie-BDBE (met terugkeerperiode 20 000 jaar) [OD-198]
 - ▶ geen schade werd berekend voor de monolieten noch voor de afschermingsplaten; en
 - ▶ mogelijke scheurtjes zich enkel aan de zijkanten van de ondoorlatende topplaat (dus niet boven de modules) kunnen vormen, wat wegens een aangepast ontwerp¹²⁵ niet langer relevant is.

¹²⁴ In een latere fase zullen bijkomende seismische berekeningen uitgevoerd worden om de grootste aardbeving te bepalen waaraan de aarden afdekking (AES1-1) kan weerstaan.

¹²⁵ De bewuste zijkanten, beschouwd in de seismische berekeningen uitgevoerd op een intermediair ontwerp van de ondoorlatende topplaat, worden weggelaten.

Merk op dat er voor de modulewanden wel scheurtjes (residuele opening > 0,3 mm) berekend worden, al zijn deze zeer beperkt, lokaal en niet-doorgaand. Bijgevolg hebben zij geen onmiddellijke invloed op de waterstroming.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES1-2 ‘vroege en zware aardbeving’ zijn dat

- een aardbeving die niet enkel initiërend is voor de aarden afdekking maar ook voor de betonnen SSC’s optreedt onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar; en
- deze aardbeving leidt tot
 - ▶ een *vroegtijdige abrupte degradatie* van het volledige bergingssysteem vanaf dit ogenblik, en
 - ▶ schade aan de *afschermingsplaten* waardoor deze hun M-rol voor R2a in termen van een herverdeling van het insijpelende water (§14.3.2.6.1.2) niet langer kunnen vervullen.

Conform de methodologie voor selectie van AES’en (§14.2.3.3.2.2) wordt waar mogelijk een *kwantitatieve* schatting gemaakt van de *waarschijnlijkheid* van optreden binnen de evaluatieperiode. Voor de aardbevingsscenario’s kan een dergelijke schatting indicatief ¹²⁶ gemaakt worden. De overschrijdingskans, i.e. de kans op een aardbeving met de beschouwde intensiteit of groter, is functie van de beschouwde terugkeerperiode en evaluatieperiode (Tabel 14-60).

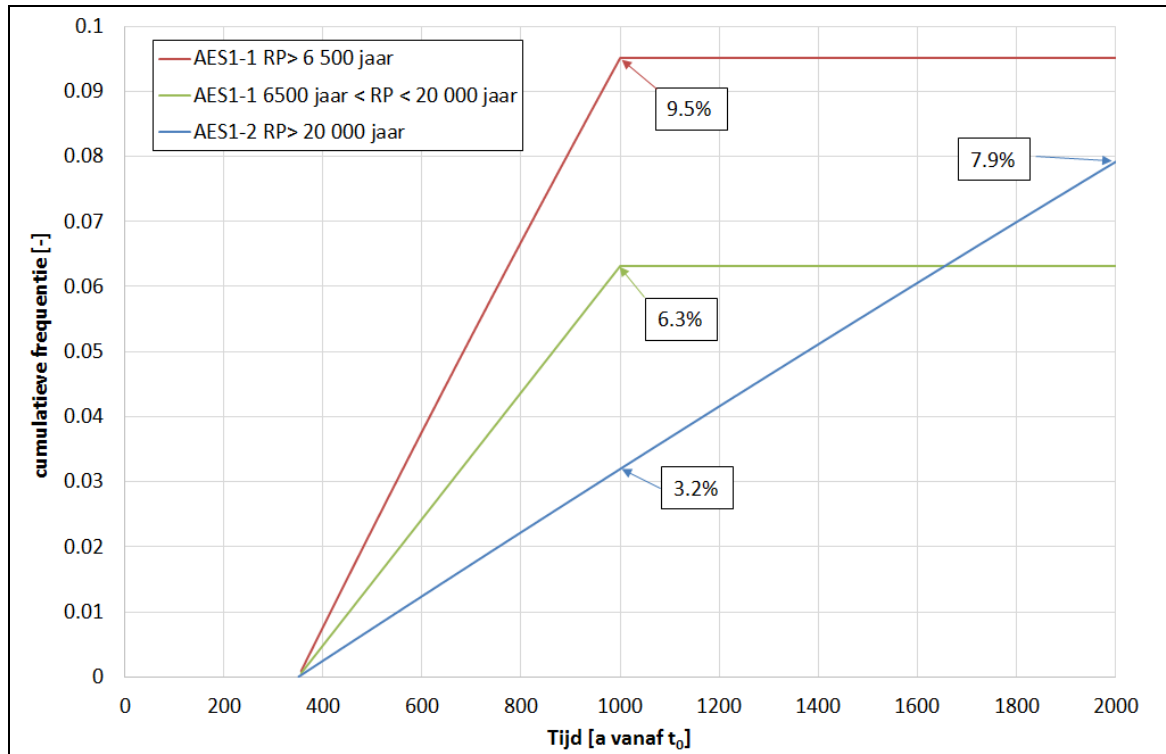
Tabel 14-60: Overschrijdingskans [%] voor aardbevingen als functie van de terugkeerperiode en de evaluatieperiode. De waarden op een grijze achtergrond zijn relevant in de beschouwing van AES1-1 en AES1-2 zoals hieronder beargumenteerd.

evaluatieperiode [a]	10	20	30	50	100	650	1 650
terugkeerperiode [a]							
500	1,98%	3,92%	5,82%	9,52%	18,13%	72,75%	96,31%
1 225	0,81%	1,62%	2,42%	4,00%	7,84%	41,18%	74,00%
6 500	0,15%	0,31%	0,46%	0,77%	1,53%	9,52%	22,42%
8 575	0,12%	0,23%	0,35%	0,58%	1,16%	7,30%	17,50%
15 000	0,07%	0,13%	0,20%	0,33%	0,66%	4,24%	10,42%
20 000	0,05%	0,10%	0,15%	0,25%	0,50%	3,20%	7,92%
50 000	0,02%	0,04%	0,06%	0,10%	0,20%	1,29%	3,25%
100 000	0,01%	0,02%	0,03%	0,05%	0,10%	0,65%	1,64%

Figuur 14-105 toont de *cumulatieve frequenties* voor beide referentie-terugkeerperiodes (6 500 jaar voor AES1-1 en 20 000 jaar voor AES1-2) als functie van tijd. Bovendien wordt voor AES1-1 nog een *vermindering* van de cumulatieve frequentie in rekening gebracht (groene curve in Figuur 14-105) voor de kans op aardbevingen met terugkeerperiode meer dan 20 000 jaar, waarvan de gevolgen afgedekt

¹²⁶ De waarschijnlijkheid van de *gebeurtenis* aardbeving met een bepaalde intensiteit (terugkeerperiode) kan geschat worden. De degradatietoestanden die in rekening gebracht worden in de *scenario’s* zijn echter overdreven om een onderschatting van de impact of het risico uit te sluiten. Daarom kan voor aardbevingsscenario’s geen waarschijnlijkheid in *stricto sensu* gegeven worden, maar wel een indicatie die rekening houdt met een aanzienlijke marge.

worden door AES1-2 (3,2% na 1 000 jaar). De op deze basis aan de aardbevingsscenario's AES1-1 en AES1-2 toegekende waarschijnlijkheden worden samengevat in Tabel 14-61.



Figuur 14-105: Cumulatieve frequentie voor de beschouwde terugkeerperiodes van de aardbevingen (RP = terugkeerperiode).

Tabel 14-61: Waarschijnlijkheid van optreden van aardbevingsscenario's gecumuleerd over de relevante evaluatieperiode.

	AES1-1 'vroegse aardbeving'	AES1-2 'vroegse en zware aardbeving'
	jaarlijkse overschrijdingskans: $1,5 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ (terugkeerperiode 6 500 jaar)	jaarlijkse overschrijdingskans: $5,0 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ (terugkeerperiode 20 000 jaar)
Waarschijnlijkheid	cumulatieve frequentie voor de relevante evaluatieperiode (650 jaar): $6,3 \times 10^{-2}$ bepaald als de kans op het voorkomen van een aardbeving met terugkeerperiode 6 500 jaar ($9,5 \times 10^{-2}$) verminderd met de kans op een aardbeving die initiërend is voor de betonnen SSC's (terugkeerperiode 20 000 jaar) afgedekt door AES1-2 ($3,2 \times 10^{-2}$ na 1 000 jaar)	cumulatieve frequentie voor de relevante evaluatieperiode (1 650 jaar): $7,9 \times 10^{-2}$ (terugkeerperiode 20 000 jaar)
Waarschijnlijkheidsscore	laag	laag

14.6.2.3 Vliegtuigcrash

De val van een luchtvaartuig op de bergingssite zou kunnen leiden tot kratervorming met gedeeltelijke of volledige beschadiging van de aarden afdekking en mogelijks structurele schade aan de onderliggende SSC's. De mogelijke *gevolgen* van een vliegtuigcrash zijn afhankelijk van het beschouwde type vliegtuig, zoals beschreven in Tabel 14-7 in §14.3.3.

Voor ongevallen van menselijke oorsprong, dus ook scenario's van een vliegtuigval op de berging, kan op lange termijn geen *waarschijnlijkheid* geschat worden. Wel kan verondersteld worden dat de waarschijnlijkheid van een vliegtuigval op de berging in de toekomst van dezelfde grootteorde zal blijven als vandaag [OD-097].

Onder AES2-1 'val van een militair vliegtuig' wordt ten gevolge van de crash van een militair vliegtuig een krater geslagen in de aarden afdekking. Na de nucleaire reglementaire controlefase zal de resulterende schade aan de aarden afdekking niet hersteld worden, waardoor zij haar beschermende rol (lokaal) niet meer optimaal kan vervullen. Dit zou kunnen leiden tot versnelde erosie en een vroegtijdig begin van degradatie van de onderliggende betonstructuren. Verder

- worden de gevolgen afgedekt door het RS voor de periode na 1 000 jaar; terwijl in de periode vóór 350 jaar de schade aan de aarden afdekking hersteld zal worden. Daarom wordt voor dit scenario rekening gehouden met een *evaluatieperiode* van 650 jaar (1 000 – 350 jaar); en
- werd voor de val van een militair vliegtuig (type F-16) een *probabiliteit* van $2,11 \times 10^{-7} \text{ a}^{-1}$ bepaald tijdens exploitatiefase Ia [OD-097], wat voor de beschouwde evaluatieperiode overeenstemt met een cumulatieve frequentie van $1,37 \times 10^{-4}$.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES2-1 'val van een militair vliegtuig' zijn dat

- onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar, een krater geslagen wordt in de aarden afdekking ten gevolge van de val van een militair vliegtuig;
- hierbij (delen van de aarden afdekking boven) maximaal 2 modules rechtstreeks geaffecteerd zijn;
- de crash leidt tot een *vroegtijdige geleidelijke degradatie* van de geaffecteerde modules vanaf dit ogenblik; en
- ook de naburige, niet rechtstreeks geaffecteerde, modules vroegtijdig (zij het enkele honderden jaren later) kunnen beginnen degraderen, aangezien de aarden afdekking boven deze modules door vegetatiebrand (tijdens de kerosinebrand) en de nabijheid van de impactkrater ook aan (tijdelijk) versnelde erosie onderhevig kan zijn.

Onder AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' kan een krater worden geslagen die niet alleen de integriteit van de aarden afdekking, maar ook die van de onderliggende *betonnen SSC's* affecteert. In termen van beschouwde *migratiewegen* van radionucliden wordt onderscheid gemaakt tussen volgende twee situaties:

- rekegeval 'uitlozing':
 - ▶ voor de rechtstreeks door de val en kerosinebrand geïmpacteerd betonnen SSC's kunnen zich *scheurvorming* en een mogelijk verlies van structurele integriteit (inclusief verzakkingen)

voordoen. De betrokken modules zouden vroeger en sneller degraderen, en onderhevig zijn aan verhoogde waterstroming doorheen de monolieten, en

- ▶ voor de andere modules bestaat de mogelijkheid van (tijdelijk) versnelde *erosie* door de kerosinebrand en de krater en (lokale) blootlegging van de onderliggende betonnen SSC's door de aanwezigheid van de krater;
- de mogelijkheid van een *rechtstreekse migratieweg* tussen het afval en de biosfeer, door de diepte van de impactkrater. Er zijn zowel onmiddellijke als uitgestelde effecten waarbij radionucliden rechtstreeks in de biosfeer vrijkomen:
 - ▶ door directe atmosferische blootstelling ('plume and puff release'); en
 - ▶ door uitgestelde atmosferische blootstelling en straling aan personen op de plaats waar contaminatie rechtstreeks vrijgekomen is in de toegankelijke biosfeer, i.e. in de krater (rekengeval 'directe blootstelling').

Verder

- wordt tijdens *fase III* enkel een directe radiologische impact beschouwd via een atmosferische 'plume and puff release' en kerosinebrand, waarbij radionucliden rechtstreeks in de biosfeer terechtkomen (§14.6.3.2.2.1). De schade aan de afdekking zal hersteld worden en er zullen maatregelen worden genomen om de gevolgen van schade aan modules en monolieten te milderen;
- worden de gevolgen van de val van een groot passagiersvliegtuig niet afgedekt door het RS voor de periode na 1 000 jaar. Daarom wordt voor dit scenario rekening gehouden met een *evaluatieperiode* van 1 650 jaar (2 000 – 350 jaar);
- werd voor de val van een groot passagiersvliegtuig (type Boeing) een probabiliteit $< 10^{-7} \text{ a}^{-1}$ bepaald tijdens exploitatiefase Ia [OD-097], wat voor de beschouwde evaluatieperiode overeenstemt met een cumulatieve frequentie van $1,65 \times 10^{-4}$.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan het rekengeval 'uitlozing' van AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' zijn dat

- onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar, een krater geslagen wordt in het bergingssysteem (afdekking, modules) ten gevolge van de val van een groot passagiersvliegtuig;
- hierbij maximaal 2 volledige modules rechtstreeks geaffecteerd zijn;
- de crash leidt tot
 - ▶ een *vroegtijdige abrupte degradatie* van de geaffecteerde modules vanaf dit ogenblik, en
 - ▶ schade aan de *afschermingsplaten* in de geaffecteerde modules waardoor deze hun M-rol voor R2a in termen van een herverdeling van het insijpelende water (§14.3.2.6.1.2) niet langer kunnen vervullen;
- ook de naburige, niet rechtstreeks geaffecteerde, modules door de *schokgolf* en (tijdelijk) versnelde erosie door vegetatiebrand en de aanwezigheid van een krater eveneens vroeger kunnen degraderen dan in de verwachte evolutie.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan het rekengeval ‘directe blootstelling’ van AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’ zijn dat

- onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar, een krater geslagen wordt in de het bergingssysteem (afdekking, modules) ten gevolge van de val van een groot passagiersvliegtuig; de blootstelling volgt enkele maanden later;
- de krater zich uitstrekt *tot in het afval*; en
- het afval waarmee de personen in de krater in contact komen, niet wordt *afgeschermd*.

De aan de vliegtuigcrashscenario’s AES2-1 en AES2-2 toegekende waarschijnlijkheden worden samengevat in Tabel 14-62.

Tabel 14-62: Waarschijnlijkheid van optreden van vliegtuigvalsscenario’s gecumuleerd over de relevante evaluatieperiode.

	AES2-1 ‘val van een militair vliegtuig’	AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’
Waarschijnlijkheid	indicatieve jaarlijkse waarschijnlijkheid: $2,11 \times 10^{-7} \text{ a}^{-1}$	indicatieve jaarlijkse waarschijnlijkheid: $< 10^{-7} \text{ a}^{-1}$
	indicatieve cumulatieve frequentie voor de relevante evaluatieperiode (650 jaar): $1,37 \times 10^{-4}$	indicatieve cumulatieve frequentie voor de relevante evaluatieperiode (1 650 jaar): $1,65 \times 10^{-4}$
Waarschijnlijkheidsscore	zeer laag	zeer laag

14.6.2.4 Erosie

Onder de erosiescenario’s wordt versnelde en verhoogde erosie van de *aarden afdekking* beschouwd door externe gebeurtenissen die krachtig genoeg zijn om de bio-intrusie laag aan te tasten, bijvoorbeeld door onverwachte gebeurtenissen zoals valwinden en tornado’s, extreme regenval met een grotere terugkeerperiode dan 1 225 jaar en ontploffingen, al dan niet in combinatie met, en mogelijk versterkt door, vorstschade en klimaatsverandering.

In deze gevallen bestaat de mogelijkheid dat de *bio-intrusie laag*, die ontworpen is om binnen de verwachte evolutie tot 1 000 jaar de stabiliteit van de aarden afdekking te verzekeren (§14.3.2.5.1), vroeger gedegradeerd is. Dit kan leiden tot (lokale) blootlegging van de modulewanden en ondoorlatende topplaat en vervroegde blootstelling van deze componenten aan atmosferische carbonatatie en vries-dooicycli. Een (gedeeltelijke) aantasting van de aarden afdekking door erosie heeft beperkte gevolgen in termen van verlies aan *afzonderingscapaciteit*, omdat er zich nog steeds betonnen barrières (ondoorlatende topplaat, module, caisson) tussen het afval en de toegankelijke biosfeer bevinden.

Onder AES3-1 ‘versnelde erosie’ wordt ondersteld dat de aarden afdekking op een tijdsperiode van *enkele honderden jaren* geërodeerd is. Dit is, op basis van het erosieresistente ontwerp (aarden afdekking met een totale dikte van ongeveer 4,5 m bestaande uit grond met oppervlaktevegetatie, zand, erosieresistente stenen in de bio-intrusie laag, geotextielen en geomembranen), onwaarschijnlijk en de waarschijnlijkheid wordt aangenomen kleiner dan 10% te zijn tijdens de relevante evaluatieperiode (voor de periode na 1 000 jaar worden de gevolgen afgedekt door het RS), wat overeenstemt met een kwalitatieve waarschijnlijkheidsscore ‘laag’.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES3-1 ‘versnelde erosie’ zijn dat

- de aarden afdekking volledig gedegradieerd zal zijn na 650 jaar; en
- een *vroegtijdige geleidelijke degradatie* van het volledige bergingssysteem zich vanaf dit ogenblik doorzet.

Onder AES3-2 ‘extreme erosie’ wordt een nog extremere situatie beschouwd, met complete erosie van de aarden afdekking *vlak na de nucleaire reglementaire controlefase*, wat uitermate onwaarschijnlijk is (kwalitatieve waarschijnlijkheidsscore ‘zeer laag’).

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES3-2 ‘extreme erosie’ zijn dat

- de aarden afdekking al kort na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase (i.e. vanaf $t_0 + 350$ jaar) volledig gedegradieerd zal zijn; en
- een *vroegtijdige geleidelijke degradatie* van het volledige bergingssysteem zich vanaf dit ogenblik doorzet.

De aan de erosiescenario’s AES3-1 en AES3-2 toegekende waarschijnlijkheidsscores en daaraan gekoppelde waarschijnlijkheden (§14.2.3.3.2.2) worden gegeven in Tabel 14-63.

Tabel 14-63: Waarschijnlijkheid van optreden van erosiescenario’s tijdens de relevante evaluatieperiode.

	AES3-1 ‘versnelde erosie’	AES3-2 ‘extreme erosie’
Waarschijnlijkheid	$< 10^{-1}$	$< 10^{-3}$
Waarschijnlijkheidsscore	laag	zeer laag

14.6.2.5 Complexanten

Onder AES4 ‘complexanten’ worden de initiërende FEP’s aangaande afval, met een impact op de veiligheidsfunctie R3, gegroepeerd tot één overkoepelend scenario, waarin het voorkomen van een niet-gedeteteerde hoeveelheid complexanten in het afval wordt beschouwd. Deze FEP’s hebben – voor afval in type I en II monolieten – tevens een mogelijke impact op de R1 functie van het betrokken afval. Globale effecten zijn uitgesloten door toepassing van conformiteitscriteria¹²⁷ en controles. Geïsoleerde gevallen van niet-gedeteteerde non-conformiteiten kunnen echter niet uitgesloten worden (kwalitatieve waarschijnlijkheidsscore ‘laag’) omwille van eventuele menselijke fouten of technische beperkingen.

Onder AES4

- bevat een beperkt aantal monoliet niet-gedeteteerde complexanten; en/of
- vertoont een beperkt aantal monolieten fouten in de afvalvorm,

waardoor de sorptiecapaciteit aangetast is, daar een stabiel radionuclidencomplex in het afval en verder op zijn migratieweg niet gesorbeerd wordt. Vanuit chemisch oogpunt is de impact op R3 (of R1) afhankelijk van de concentratie en aard van de complexant.

¹²⁷ Merk op dat voor *gekende* overschrijdingen van de betreffende conformiteitscriteria (zie ook §14.3.1.3) een gerichte aanpak kan gevolgd worden die fenomenologisch onderbouwd is.

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan AES4 ‘complexanten’ zijn dat

- een *niet gekende* hoeveelheid niet-gespecificeerde complexanten in het afval wordt beschouwd; en
- voor een beperkt deel van het afval *op geen enkel ogenblik sortie* wordt ondersteld – noch in het afval, noch in de SSC’s waarlangs de radionucliden binnen het bergingssysteem getransporteerd worden.

De aan het scenario rond aanwezigheid van complexanten AES4 toegekende waarschijnlijkheidsscore en daaraan gekoppelde waarschijnlijkheid (§14.2.3.3.2.2) wordt gegeven in Tabel 14-64.

Tabel 14-64: Waarschijnlijkheid van optreden van het scenario ‘complexanten’.

	AES4 ‘complexanten’
Waarschijnlijkheid	$< 10^{-1}$
Waarschijnlijkheidsscore	laag

14.6.2.6 Gecombineerde effecten

Rekening houdend met de overwegingen in §14.2.3.3.2.2 betreffende combinaties van initiërende FEP’s

- dienen geen combinaties beschouwd te worden met de scenario’s AES2-1 ‘val van een militair vliegtuig’, AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’ en AES3-2 ‘extreme erosie’ die alle een waarschijnlijkheidsscore ‘zeer laag’ hebben; en
- dienen geen combinaties beschouwd te worden tussen de aardbevingsscenario’s en de erosiescenario’s, aangezien *erosie* van de aarden afdekking eveneens als een gevolg beschouwd wordt van de verstoring door seismische activiteit. De combinatie geeft dus geen aanleiding tot een versterkend effect.

Initiërende FEP’s aangaande afval (niet-gedetectede cellulose, niet-gedetectede complexanten of niet-gedetectede materiaaldefecten van de afvalvorm) kunnen echter samen met initiërende FEP’s die resulteren in vroegere en/of snellere degradaties met waarschijnlijkheidsscore ‘laag’ gecombineerde gevolgen geven die nog niet zijn afgedekt.

Dit betekent dat er *bijkomende scenario’s* gevormd worden door combinatie van:

- de groep van initiërende FEP’s aangaande afval met een vroege aardbeving (AES5-1 ‘complexanten in combinatie met een vroege aardbeving’);
- de groep van initiërende FEP’s aangaande afval met een vroege en zware aardbeving (AES5-2 ‘complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving’); en
- de groep van initiërende FEP’s aangaande afval met versnelde erosie (AES6 ‘complexanten in combinatie met een versnelde erosie’).

De voornaamste *hypothesen* onderliggend aan de combinatiegevallen zijn een combinatie van de hypothesen onderliggend aan de scenario’s die aan de basis liggen van het betreffende combinatiegeval.

De waarschijnlijkheid van de combinatie wordt bepaald als het product van de kwantitatieve waarschijnlijkheden van de gecombineerde scenario’s. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 14-65.

Tabel 14-65: Waarschijnlijkheid van optreden van gecombineerde effecten gecumuleerd over de relevante evaluatieperiode.

	AES5-1 'complexanten in combinatie met een vroege aardbeving'	AES5-2 'complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving'	AES6 'complexanten in combinatie met een versnelde erosie'
Waarschijnlijkheid	$6,3 \times 10^{-3}$ bepaald als het product van de cumulatieve frequentie van de betrokken aardbeving ($6,3 \times 10^{-2}$) en de waarschijnlijkheid van het scenario 'complexanten' ($< 10^{-1}$)	$7,9 \times 10^{-3}$ bepaald als het product van de cumulatieve frequentie van de betrokken aardbeving ($7,9 \times 10^{-2}$) en de waarschijnlijkheid van het scenario 'complexanten' ($< 10^{-1}$)	$1,0 \times 10^{-2}$ bepaald als het product van de waarschijnlijkheid van het scenario 'versnelde erosie' ($< 10^{-1}$) en de waarschijnlijkheid van het scenario 'complexanten' ($< 10^{-1}$)
Waarschijnlijkheidsscore	laag	laag	laag

14.6.3 Formulering en implementatie van de installatiemodellen

Met de *installatiemodellen* wordt de migratie van radionucliden vanuit het afval, doorheen de verschillende SSC's van het bergingssysteem en naar het grondwater, in kaart gebracht. De belangrijkste indicator is de tijdsafhankelijke *activiteitsflux* [Bq/a] uit het bergingssysteem. Fluxen worden berekend voor de *voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden* uit Tabel 14-4 alsook hun *langlevende dochters* die de resultante zijn van ingroei (§14.3.1.5).

De AES-installatiemodellen beschouwen vroegere, snellere en grotere degradaties van het bergingssysteem ten opzichte van de verwachte evolutie. De *kwalificatie* bestaat erin te onderbouwen dat de niet-verwachte maar mogelijke evoluties op een representatieve en omhullende manier afgedekt worden. Hiertoe

- wordt uitgegaan van de effectbeschrijving van de initiërende FEP's (verstoringen) om de *representativiteit* te waarborgen; en
- worden steeds het vroegst mogelijke tijdstip van optreden van de verstoring en de grootst mogelijke schade aan de SSC's als gevolg van de verstoring verondersteld – wat inherent ongunstig is – om het *omhullende karakter* te waarborgen.

Behoudens de wijzigingen om de effecten van de in de verschillende AES'en beschouwde verstoringen te conceptualiseren, worden de overige hypothesen en parameters voor de installatiemodellen overgenomen van het RS, waarvan het omhullende karakter werd aangetoond op basis van de uitgevoerde onzekerheidsanalyse voor het EES (§14.5.2.1) en het conservatisme werd beargumenteerd (§14.5.3.3, §14.5.8.1).

Bij de beschrijving van de installatiemodellen wordt daarom toegespitst op de *afwijkingen* ten opzichte van de conceptualisering en parametrisering onder het RS beschreven in §14.5.3. Meer specifiek vertalen de verschillende verstoringen zich in

- het *vroeger* optreden van scheuren; en
- in *extreme* gevallen bijkomende scheuren doorheen het afval en een gewijzigde transmissiviteitsverhouding.

Omdat verder dezelfde geometrie, gemodelleerde processen en parameters tussenkomen als in de RS-installatiemodellen worden ook dezelfde correlaties verwacht (§14.4.3.7, §14.5.2.1.1.2). Bovendien worden geen bijkomende niet-monotone gevoeligheden verwacht. Echter kan niet worden uitgesloten dat de gevoeligheid van bepaalde hypothesen groter of kleiner zal zijn in het kader van de AES wanneer de vergelijking wordt gemaakt met het EES.

De wiskundige en numerieke hertaling van de installatiemodellen van de AES'en is, net als voor het RS, analoog¹²⁸ aan die van de installatiemodellen van het EES (§14.4.3.8 en §14.4.3.9) en is het onderwerp van *verificatie* zoals beschreven in §14.20.2.2 (Bijlage 14-2). Elementen van *validatie* voor de modellering van de belangrijkste processen in het model worden samengevat in §14.20.2.3 (Bijlage 14-2).

14.6.3.1 Aardbevingen

14.6.3.1.1 AES1-1: vroege aardbeving

Onder AES1-1 wordt, in vergelijking met de verwachte evolutie en de RS-installatiemodellen (met degradatie van 25% van de modules vanaf 650 a en degradatie van 75% van de modules vanaf 1 000 a (§14.5.3.1.5.4)), een vroegtijdige degradatie van het volledige bergingssysteem beschouwd, waarbij de degradatie van (100% van) de modules *vanaf 350 a* begint.

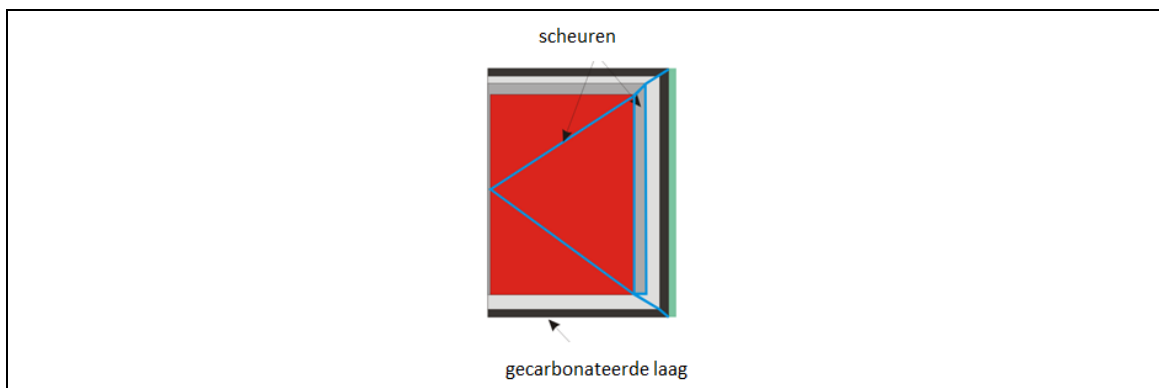
Aangezien het systeem ook bij een aardbeving die enkel initiërend is voor de aarden afdekking niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegradeerd zal zijn, blijft de beschouwing van *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar, relevant (§14.5.3.1.5.4, §14.4.3.8.3.3).

14.6.3.1.2 AES1-2: vroege en zware aardbeving

In het licht van de aan AES1-2 onderliggende hypothesen (§14.6.2.2) worden volgende aannames gehanteerd die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3.1:

- plotse en simultane degradatie (*één stap*) van alle modules en monolieten *vanaf 350 a*, in plaats van een latere en in de tijd gespreide degradatie onder het RS (§14.5.3.1.5.4);
- het falen van de afdekking wordt geconceptualiseerd als een lineaire *toename van de waterinsijpeling* over een korte periode van 30 jaar (in plaats van een periode van 350 jaar onder het RS (§14.5.3.1.5.3)); de tijdsduur van 30 jaar werd gekozen om redenen van numerieke stabiliteit. Dit wordt gecombineerd met de hypothesen van onmiddellijke degradatie en een grotere fractie van de waterflux die in direct contact komt met het afval;
- door het falen van de afschermingsplaten wordt ondersteld dat meer insijpelend water in direct contact komt met het afval: bij benadering wordt eenzelfde hoeveelheid *waterstroming* ondersteld doorheen de met grind gevulde ruimtes tussen de monolietstapels en de scheuren doorheen de monolieten (transmissiviteitsverhouding 1:1 in plaats van 25:1 onder het RS (§14.5.3.1.4.2));
- *bijkomende diagonale scheuren* doorheen het afval in type I monolieten ten opzichte van het scheurpatroon onder RS (Figuur 14-106 ten opzichte van de rechterhelft van Figuur 14-37 in §14.4.3.1.2). In type III monolieten worden dergelijke scheuren al beschouwd onder RS (rechterhelft van Figuur 14-38 in §14.4.3.1.2).

¹²⁸ Bij de wiskundige modelimplementatie voor de AES'en werd de effectieve porositeit gebruikt.



Figuur 14-106: Conceptualisering van een gedegradeerde type I monoliet in het installatiemodel voor type I monolieten onder AES1-2 ‘vroeg en zware aardbeving’: beton van de caisson (lichtgrijs), vulmortel (donkergrijs), afval (rood) en gecarbonateerd beton (zwart). Het gestileerde scheurnetwerk, met bijkomende diagonale scheuren doorheen het afval, wordt in lichtblauw aangeduid en staat in verbinding met de tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).

14.6.3.2 Vliegtuigcrash

14.6.3.2.1 AES2-1: val van een militair vliegtuig

Aangezien de radiologische impact bij een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor gedomineerd wordt door een groep van vier aangrenzende modules (§14.4.5.5.2.1), wordt ervan uitgegaan dat in het slechtste geval 50% van de activiteit zich in de modules onder de krater bevindt.

Onder AES2-1 wordt, in vergelijking met de verwachte evolutie en de RS-installatiemodellen (met degradatie van 25% van de modules vanaf 650 a en degradatie van 75% van de modules vanaf 1 000 a (§14.5.3.1.5.4)) en conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.6.2.3 een *vroegtijdige degradatie* van het bergingssysteem beschouwd, waarbij

- de degradatie van 50% van de impactbepalende modules *vanaf 350 a* begint; en
- de degradatie van de resterende 50% van de impactbepalende modules *vanaf 650 a* begint.

Aangezien het systeem ook bij de val van een militair vliegtuig, die de aarden afdekking lokaal aantast, niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegraderd zal zijn, blijft de beschouwing van *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar, relevant (§14.5.3.1.5.4, §14.4.3.8.3.3).

14.6.3.2.2 AES2-2: val van een groot passagiersvliegtuig

Bij de val van een groot passagiersvliegtuig kan de diepte van de impactkrater de modules bereiken, waardoor tevens een, weliswaar lokaal, volledig verlies aan afzonderingscapaciteit en mogelijk rechtstreeks vrijkomen van afval in de biosfeer optreedt.

Er worden drie types effecten beschouwd:

- directe effecten – radiologische impact via atmosferische ‘*plume and puff*’ release en kerosinebrand (vanaf¹²⁹ fase III – zie §14.6.3.2.2.1);
- uitgestelde effecten door aantasting van de *insluitingscapaciteit* (rekengeval ‘uitloging’, vanaf fase IV – §14.6.3.2.2.2);
- uitgestelde effecten door aantasting van de *afzonderingscapaciteit* (rekengeval ‘directe blootstelling’, vanaf fase IV – §14.6.3.2.2.3).

14.6.3.2.2.1 Directe effecten

Onmiddellijk na de val van een groot passagiersvliegtuig zullen een atmosferische ‘*plume and puff* release’ en kerosinebrand ertoe leiden dat radionucliden rechtstreeks in de biosfeer terecht komen.

Tijdens exploitatiefase Ia, in afwezigheid van de aarden afdekking, werd hiervoor een impact van 0,423 mSv berekend [OD-172]. In *aanwezigheid* van de aarden afdekking en door bijkomend radioactief verval zal de impact *lager* zijn. Daarom werd hiervoor geen bijkomende analyse uitgevoerd.

14.6.3.2.2.2 Rekengeval ‘uitloging’

Aangezien de radiologische impact bij een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor gedomineerd wordt door een groep van vier aangrenzende modules (§14.4.5.5.2.1), wordt ervan uitgegaan dat in het slechtste geval 50% van de activiteit zich in de rechtstreeks geïmpacteerde modules bevindt.

Onder AES2-2 wordt, in vergelijking met de verwachte evolutie en de RS-installatiemodellen (met degradatie van 25% van de modules vanaf 650 a en degradatie van 75% van de modules vanaf 1 000 a (§14.5.3.1.5.4)) en conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.6.2.3, een vroegtijdige degradatie van het bergingssysteem beschouwd, waarbij

- de degradatie van 50% van de impactbepalende modules *vanaf 350 a* begint; en
- de degradatie van de resterende 50% van de impactbepalende modules *vanaf 650 a* begint.

Voor het gedeelte van de modules dat degradeert vanaf 350 a worden bovendien volgende aannames gehanteerd voor de installatiemodellen van AES2-2, die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3.1:

- plotse en simultane degradatie (*één stap*) van de betrokken modules en monolieten, in plaats van een in de tijd gespreide degradatie onder het RS (§14.5.3.1.5.4);
- het falen van de afdekking wordt geconceptualiseerd als een lineaire *toename van de waterinsijpeling* over een korte periode van 30 jaar (in plaats van een periode van 350 jaar onder het RS (§14.5.3.1.5.3)) – de tijdsduur van 30 jaar werd gekozen om redenen van numerieke stabiliteit;
- door het falen van de afschermingsplaten wordt ondersteld dat meer insijpelend water in direct contact komt met het afval: bij benadering wordt eenzelfde hoeveelheid *waterstroming* ondersteld

¹²⁹ Uitgestelde effecten worden niet beschouwd tijdens fase III, omdat bij de val van een groot passagiersvliegtuig tijdens de nucleaire reglementaire controlefase maatregelen zullen worden genomen om uitgestelde effecten te vermijden / mitigeren.

doorheen de met grind gevulde ruimtes tussen de monolietstapels en de scheuren doorheen de monolieten (transmissiviteitsverhouding 1:1 in plaats van 25:1 onder het RS (§14.5.3.1.4.2));

- *bijkomende diagonale scheuren* doorheen het afval in type I monolieten ten opzichte van het scheurpatroon onder RS (Figuur 14-106 in §14.6.3.1.2 ten opzichte van de rechterhelft van Figuur 14-37 in §14.4.3.1.2). In type III monolieten worden dergelijke scheuren al beschouwd onder RS (rechterhelft van Figuur 14-38 in §14.4.3.1.2).

Aangezien de niet-rechtstreeks geaffecteerde modules niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegrademd zullen zijn, blijft de beschouwing van *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar, relevant (§14.5.3.1.5.4, §14.4.3.8.3.3) voor de fractie modules waarbij de degradatie vanaf 650 jaar begint.

14.6.3.2.2.3 Rekengeval 'directe blootstelling'

Indien een persoon zich in de impactkrater zou begeven, kan deze blootgesteld worden aan afval dat rechtstreeks in de biosfeer is terechtgekomen, conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.6.2.3. Als *blootstellingswegen* worden beschouwd:

- externe bestraling door niet-afgeschermd afval onderaan de krater – hierbij wordt evenmin een reductiefactor beschouwd voor de beperkte oppervlakte van de bron,
- inhalatie van stofdeeltjes afkomstig uit restanten afval,
- radoninhalatie, en
- onopzettelijke ingestie van sporen van stof afkomstig uit restanten afval.

De effectieve dosisberekeningen binnen de wiskundige modellen kunnen generiek worden weergegeven volgens

$$E_{exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF \times Q \times DF_{exp,i} \quad \text{Vergelijking 27}$$

waarbij

- $E_{exp,i}$ = effectieve dosis toe te schrijven aan radionuclide i voor de blootstellingsweg exp [Sv/a];
- C_i = activiteitsconcentratie van radionuclide i in het afval [Bq/m³];
- V_{corr} = volumereductiefactor voor de concentratie van radionuclide i in de berging [-];
- SCF = scenariocorrectiefactor die rekening houdt met verspreiding / transfer van activiteit van radionucliden vanuit het afval naar het medium (lucht,...) waaraan de blootstelling optreedt;
- Q = mate of maat van blootstelling (mogelijks een combinatie van parameters); en
- $DF_{exp,i}$ = de dosiscoëfficiënt van radionuclide i voor blootstellingsweg exp (eenheden hangen af van de betrokken blootstellingsweg).

De equivalente huiddosis ($H_{skin,i}$ [Sv/a]) bestaat in dit geval enkel uit *externe bestraling* en kan wiskundig beschreven worden als:

$$H_{skin,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF \times Q \times HF_{skin,ext,i} \quad \text{Vergelijking 28}$$

waarbij $HF_{skin,ext,i}$ de equivalente huiddosiscoëfficiënt is van radionuclide i voor externe bestraling.

In de impactberekeningen wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van *niet-gecontamineerde materialen* (de kunstmatige barrières rondom het afval) in het bergingssysteem via de volumereductiefactor V_{corr} , die aanleiding geeft tot een uitmiddeling van de restactiviteitsconcentraties in het afval op het ogenblik van de vliegtuigval/blootstelling. In dit geval wordt deze factor gelijkgesteld aan de verhouding van het volume geconditioneerd afval in de bronterm 2013 V2 tot het *interne* volume van de 29 modules die a priori nodig zijn voor de berging van dit afval (§14.3.1).

Een overzicht van de gebruikte radionuclideonafhankelijke parameters wordt gegeven in Tabel 14-135 in Bijlage 14-1. De effectieve en equivalente dosiscoëfficiënten worden gegeven in Tabel 14-141 en Tabel 14-142 in Bijlage 14-1.

14.6.3.3 Erosie

14.6.3.3.1 AES3-1: versnelde erosie

Onder AES3-1 wordt, in vergelijking met de verwachte evolutie en de RS-installatiemodellen (met degradatie van 25% van de modules vanaf 650 a en degradatie van 75% van de modules vanaf 1 000 a (§14.5.3.1.5.4)), een vroegtijdige degradatie van het volledige bergingssysteem beschouwd, waarbij de degradatie van (100% van) de modules *vanaf 650 a* begint.

Aangezien het systeem ook bij versnelde erosie van de aarden afdekking niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegradeerd zal zijn, blijft de beschouwing van *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar, relevant (§14.5.3.1.5.4, §14.4.3.8.3.3).

14.6.3.3.2 AES3-2: extreme erosie

Onder AES3-2 wordt, in vergelijking met de verwachte evolutie en de RS-installatiemodellen (met degradatie van 25% van de modules vanaf 650 a en degradatie van 75% van de modules vanaf 1 000 a (§14.5.3.1.5.4)), een vroegtijdige degradatie van het volledige bergingssysteem beschouwd, waarbij de degradatie van (100% van) de modules *vanaf 350 a* begint.

Aangezien het systeem ook bij extreme erosie van de aarden afdekking niet over kortere tijdschalen dan enkele honderden jaren volledig gedegradeerd zal zijn, blijft de beschouwing van *heterogeniteit* in de evolutie van het bergingssysteem, door degradatie te laten optreden in vijf gelijke stappen gespreid over 300 jaar, relevant (§14.5.3.1.5.4, §14.4.3.8.3.3).

14.6.3.4 Complexanten (AES4)

In het licht van de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.6.2.5 wordt volgende aanname gehanteerd voor de installatiemodellen van AES4 die *afwijkt* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3:

- voor 1% van de beschouwde activiteit wordt in de cementgebonden barrières een K_d -waarde van 0 m³/kg ondersteld voor HCP en calciëet (in plaats van de minimale K_d -waarden uit de fenomenologische basis onder het RS (Tabel 14-55 in §14.5.3.2.7.1)).

14.6.3.5 Gecombineerde effecten

De afwijkende hypothesen ten opzichte van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3 zijn een combinatie van de afwijkende hypothesen beschouwd in de installatiemodellen van de scenario's onderliggende aan de combinatiegevallen.

14.6.3.5.1 AES5-1: complexanten in combinatie met een vroege aardbeving

Volgende aannames worden gehanteerd voor de installatiemodellen van AES5-1 (combinatie van AES1-1 en AES4) die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3:

- degradatie van (100% van) de modules begint *vanaf 350 a*; en
- voor 1% van de beschouwde activiteit wordt in de cementgebonden barrières een K_d -waarde van 0 m³/kg ondersteld voor HCP en calciet.

14.6.3.5.2 AES5-2: complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving

Volgende aannames worden gehanteerd voor de installatiemodellen van AES5-2 (combinatie van AES1-2 en AES4) die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3:

- plotse en simultane degradatie (*één stap*) van alle modules en monolieten *vanaf 350 a*;
- het falen van de afdekking wordt geconceptualiseerd als een lineaire *toename van de waterinsijpeling* over een korte periode van 30 jaar;
- door het falen van de afschermingsplaten wordt ondersteld dat meer insijpelend water in direct contact komt met het afval: bij benadering wordt eenzelfde hoeveelheid *waterstroming* ondersteld doorheen scheuren en met grind gevulde ruimtes tussen de monolietstapels;
- *bijkomende diagonale scheuren* doorheen het afval in type I monolieten (Figuur 14-106 in §14.6.3.1.2); en
- voor 1% van de beschouwde activiteit wordt in de cementgebonden barrières een K_d -waarde van 0 m³/kg ondersteld voor HCP en calciet.

14.6.3.5.3 AES6: complexanten in combinatie met een versnelde erosie

Volgende aannames worden gehanteerd voor de installatiemodellen van AES6 (combinatie van AES3-1 en AES4) die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3:

- degradatie van (100% van) de modules begint *vanaf 650 a*; en
- voor 1% van de beschouwde activiteit wordt in de cementgebonden barrières een K_d -waarde van 0 m³/kg ondersteld voor HCP en calciet.

14.6.3.6 Samenvattend overzicht

Tabel 14-66 geeft een samenvattend overzicht van de hypothesen onderliggend aan de AES-installatiemodellen (met uitzondering van het rekegeval 'directe blootstelling' van AES2-2), voor zover deze afwijken van de hypothesen onderliggend aan de RS-installatiemodellen beschreven in §14.5.3.

Tabel 14-66: Samenvattend overzicht van hypothesen die in de AES-installatiemodellen gewijzigd zijn ten opzichte van de RS-installatiemodellen.

	vroegere degradatie		snellere degradatie		grotere degradatie		verlies aan R3/R1	
	start	fractie activiteit	heterogeniteit	toename waterinsijpeling	scheurpatroon	transmissiviteitsverhouding	sorptie	fractie activiteit
AES1-1	vanaf 350 a	100%						
AES1-2	vanaf 350 a	100%	in 1 stap	over 30 a	bijkomende scheuren in afval type I (Figuur 14-106)	1:1		
AES2-1	vanaf 350 a	50%						
	vanaf 650 a	50%						
AES2-2	vanaf 350 a	50%	in 1 stap	over 30 a	bijkomende scheuren in afval type I (Figuur 14-106)	1:1		
	vanaf 650 a	50%						
AES3-1	vanaf 650 a	100%						
AES3-2	vanaf 350 a	100%						
AES4							$K_d = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$	1%
AES5-1	vanaf 350 a	100%					$K_d = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$	1%
AES5-2	vanaf 350 a	100%	in 1 stap	over 30 a	bijkomende scheuren in afval type I (Figuur 14-106)	1:1	$K_d = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$	1%
AES6	vanaf 650 a	100%					$K_d = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$	1%

14.6.4 Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen

De hydrogeologische modellen, hun doelstellingen en eruit afgeleide resultaten gebruikt in de impactberekeningen voor de AES'en¹³⁰ zijn dezelfde als voor RS en EES (§14.4.5).

Zoals gesteld in §14.6.1 ligt de focus voor de impactberekeningen voor de AES'en op de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor, waarvoor de GTF $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a bedraagt onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.4.5.5.2.1).

14.6.5 Formulering en implementatie van de biosfeermodellen

14.6.5.1 Evaluatie van de effectieve dosis

De biosfeermodellen, hun doelstellingen en eruit berekende BCFs gebruikt in de impactberekeningen voor de AES'en¹³⁰ zijn dezelfde als voor RS en EES (§14.4.7).

Zoals gesteld in §14.6.1 ligt de focus voor de impactberekeningen voor de AES'en op de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor. Daarom blijven de waarden van de BCFs [Sv/a per Bq/m³] uit Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1, bepaald onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, geldig voor de AES'en.

14.6.5.2 Evaluatie van de equivalente huiddosis

Het biosfeermodel gebruikt voor de evaluatie van de equivalente huiddosis onder de AES'en¹³⁰ is hetzelfde als voor RS (§14.5.5.2). De BCF_{skin}-waarden [Sv/a per Bq/m³] uit Tabel 14-57 in §14.5.5.2 blijven geldig voor de AES'en.

14.6.6 Radiologische impact

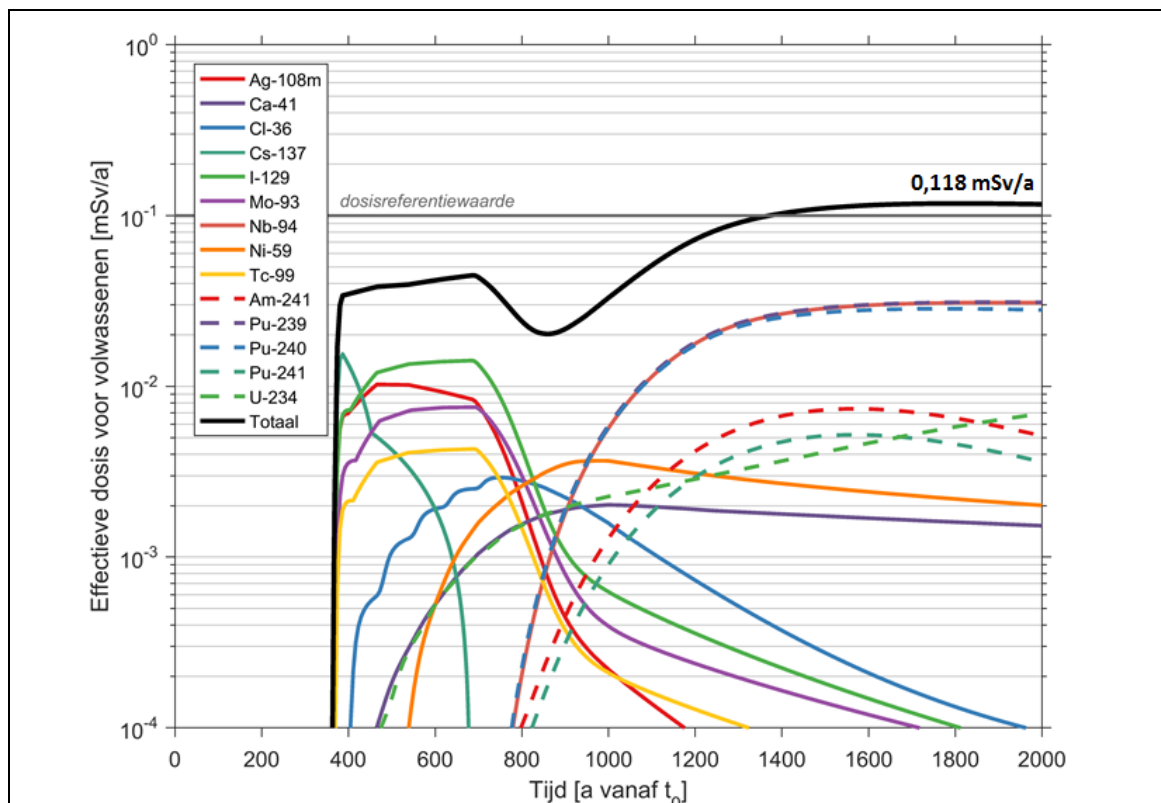
De resultaten van de impactberekeningen voor de AES'en worden hier algemeen besproken in termen van de effectieve doses [mSv/a] en equivalente doses voor de huid en de ooglens [mSv/a] berekend bij een waterput¹³⁰ aan de voet van de oostelijke tumulus. Voor verdere details verwijzen we naar hoofdstuk 5 en Annexen 1 tot en met 9 van [OD-277].

Omdat onder sommige scenario's het relatieve belang van de eerste (mobiele radionucliden) en tweede piek (goed gesorbeerde radionucliden) en dus de impactbepalende radionucliden verschuiven, wordt systematisch nagegaan dat de gevoeligheid van de effectieve dosis voor de verschillende leeftijdsgroepen niet significant vergroot ten opzichte van het RS (Figuur 14-96 in §14.5.7.1.1).

14.6.6.1 AES1-1: Vroege aardbeving

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES1-1 wordt weergegeven in Figuur 14-107. De maximale impact bedraagt 0,118 mSv/a na ongeveer 1 800 jaar en is, net als onder het RS, toe te schrijven aan een gecombineerd effect van ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu.

¹³⁰ Niet van toepassing voor het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig'.



Figuur 14-107: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES1-1 ‘vroegge aardbeving’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

Deze piekimpact is 23% hoger dan de piekimpact bereikt onder het RS over tijdschalen tot 2 000 jaar en 7% hoger dan de maximale impact van 0,110 mSv/a die onder het RS na ongeveer 2 500 jaar wordt bereikt (§14.5.7.1.1).

Verder blijkt dat, ten gevolge van de vroegere degradatie ten opzichte van het RS

- de impact van de langlevende mobiele radionucliden ^{129}I , ^{93}Mo en ^{99}Tc enigszins toeneemt ten opzichte van het RS, door de mindere spreiding van de degradatie;
- de relatieve bijdrage van $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (halfwaardetijd van 418 a) tot de eerste piek stijgt, omwille van het lagere potentieel voor verval voorafgaand aan de start van de degradatie; en
- het mobiele en relatief kortlevende ^{137}Cs (halfwaardetijd van 30 a) aanvankelijk de globale impact domineert.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-146 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere leeftijdsgroepen bedragen respectievelijk

- 0,089 mSv/a voor kinderen na 1 843 jaar; en
- 0,103 mSv/a voor jonge kinderen na ongeveer 1 820 jaar.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder AES1-1, berekend op $t_0 + 1\,910$ jaar, bedraagt 0,037 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ^{94}Nb , terwijl $^{108\text{m}}\text{Ag}$ over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES1-1 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De maximale waarde van de *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis onder AES1-1 bedraagt 0,155 mSv/a na ongeveer 1 820 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglens*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglens van 15 mSv/a ruim gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.2 AES1-2: Vroege en zware aardbeving

Op basis van de beschouwde hypothesen (§14.6.3.1.2) en de gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor het EES (§14.4.4) zijn volgende globale effecten op de impactcurve te verwachten:

- door de verminderde *transmissiviteitsverhouding* (1:1 ten opzichte van 25:1) stroomt meer water doorheen de scheuren. Dit leidt in verhouding tot een sterkere toename van de flux en dus sterkere verhoging van de impact voor gesorbeerde dan voor mobiele radionucliden (§14.4.4.5);
- een abruptere toename van de *waterinsijpeling* zal vooral een invloed hebben op de uitloging van mobiele radionucliden (§14.4.4.2);
- degradatie in *1 stap* (in plaats van in 5 stappen, gespreid over 300 jaar) zal vooral een invloed hebben op de uitloging van mobiele radionucliden (§14.4.9.2).

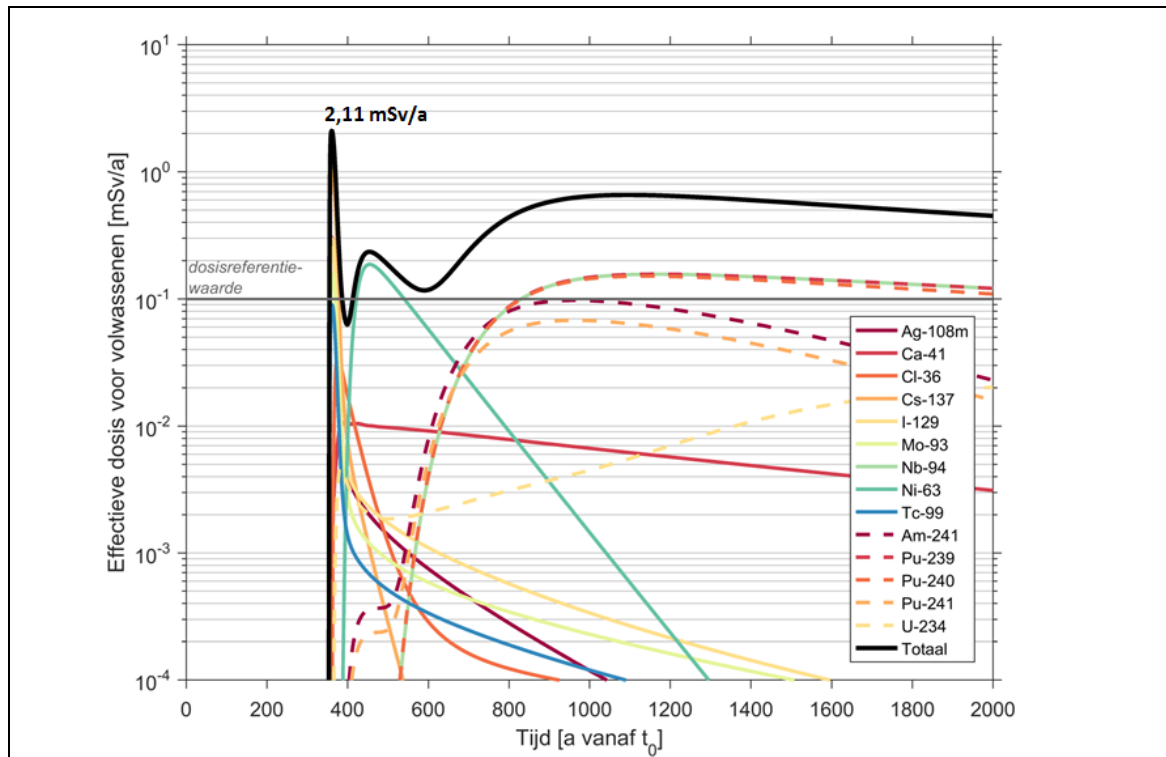
De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES1-2 wordt getoond in Figuur 14-108. De piekimpact bedraagt 2,11 mSv/a na ongeveer 360 jaar en is, naar verwachting en in tegenstelling tot onder het RS, toe te schrijven aan *mobiele* radionucliden: voornamelijk ^{137}Cs (58,7%) en een kleinere bijdrage van $^{108\text{m}}\text{Ag}$ en ^{129}I .

^{137}Cs (halfwaardetijd 30 a) draagt niet noemenswaardig bij tot de impact onder het RS omwille van zijn relatief korte halfwaardetijd, maar wordt door de vroegere, snellere en grotere degradatie in dit scenario vroegtijdig gemobiliseerd. Ook het relatieve belang van het matig gesorbeerde ^{63}Ni neemt toe, en is zichtbaar als een tweede piek in Figuur 14-108, die echter een grootteorde lager ligt dan de ^{137}Cs -piek. De derde piek (0,659 mSv/a na 1 094 jaar) wordt bepaald door de goed gesorbeerde radionucliden ^{239}Pu , ^{240}Pu , en ^{94}Nb en ligt bijna een factor 7 hoger dan de maximale impact onder het RS over tijdschalen tot 2 000 jaar. Deze stijging is voornamelijk te wijten aan de verhoogde waterstroming door de scheuren in de monolieten die een gevoelig effect heeft (§4.2.8 van [OD-269]).

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-147 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen respectievelijk

- 1,69 mSv/a voor kinderen; en
- 1,74 mSv/a voor jonge kinderen.



Figuur 14-108: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES1-2 'vroege en zware aardbeving' (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

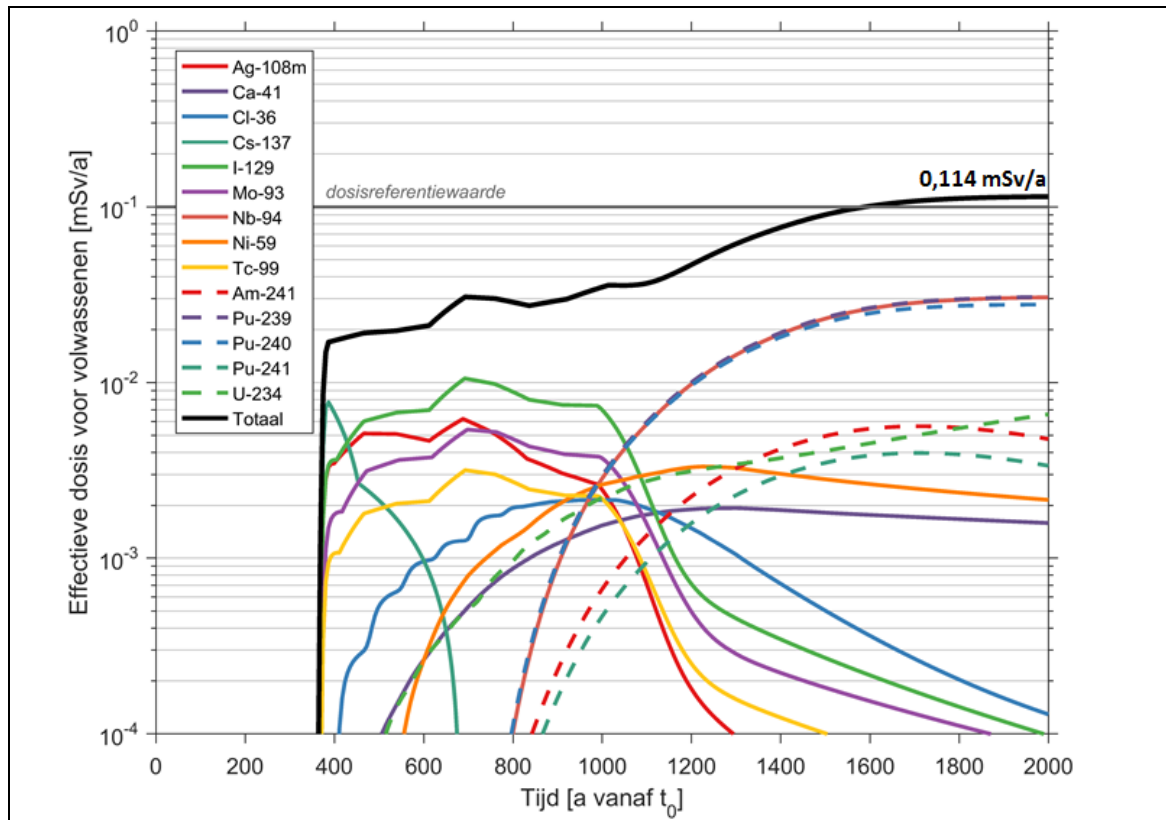
De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder AES1-2, eveneens berekend na ongeveer 360 jaar, bedraagt 0,231 mSv/a en wordt sterk gedomineerd door ^{108m}Ag (~ 90%) met een kleinere bijdrage van ^{137}Cs . In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES1-2 te allen tijde meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie § 14.5.5.2).

De maximale waarde van de *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor volwassenen bedraagt 2,34 mSv/a; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in § 14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a gerespecteerd worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.3 AES2-1: Val van een militair vliegtuig

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES2-1 wordt getoond in Figuur 14-109. De piekimpact over de relevante tijdschalen¹³¹ tot 2 000 jaar bedraagt 0,114 mSv/a na 2 000 jaar en is, net als onder het RS, toe te schrijven aan een gecombineerd effect van ^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu . De vroegere degradatie ten opzichte van het RS zorgt voor een stijging van de maximale impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar, met ongeveer 19%.

¹³¹ De eigenlijke piek treedt op na 2 010 jaar maar is niet significant verschillend van de impact op 2 000 jaar.



Figuur 14-109: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES2-1 ‘val van een militair vliegtuig’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

De eerste piek van *mobiele* radionucliden is licht verlaagd ten opzichte van het RS. Dit is een gevolg van het feit dat nu 50% van de activiteit betrokken is op ieder degradatietijdstip (350 a en 650 a). Onder het RS is 75% van de activiteit betrokken bij de degradatie vanaf 1 000 a, wat leidt tot een hogere piekimpact (gedomineerd door langlevende radionucliden waarvoor het bijkomende potentieel voor verval voorafgaand aan de degradatie van het systeem slechts een beperkte invloed heeft).

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-148 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* over de relevante tijdschalen treden eveneens op na 2 000 jaar en bedragen respectievelijk

- 0,087 mSv/a voor kinderen; en
- 0,100 mSv/a voor jonge kinderen.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen¹³² onder AES2-1, eveneens berekend na 2 000 jaar, bedraagt 0,037 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ⁹⁴Nb, terwijl ^{108m}Ag over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert. In ieder

¹³² De eigenlijke piek treedt op na ongeveer 2 300 jaar en is niet significant hoger.

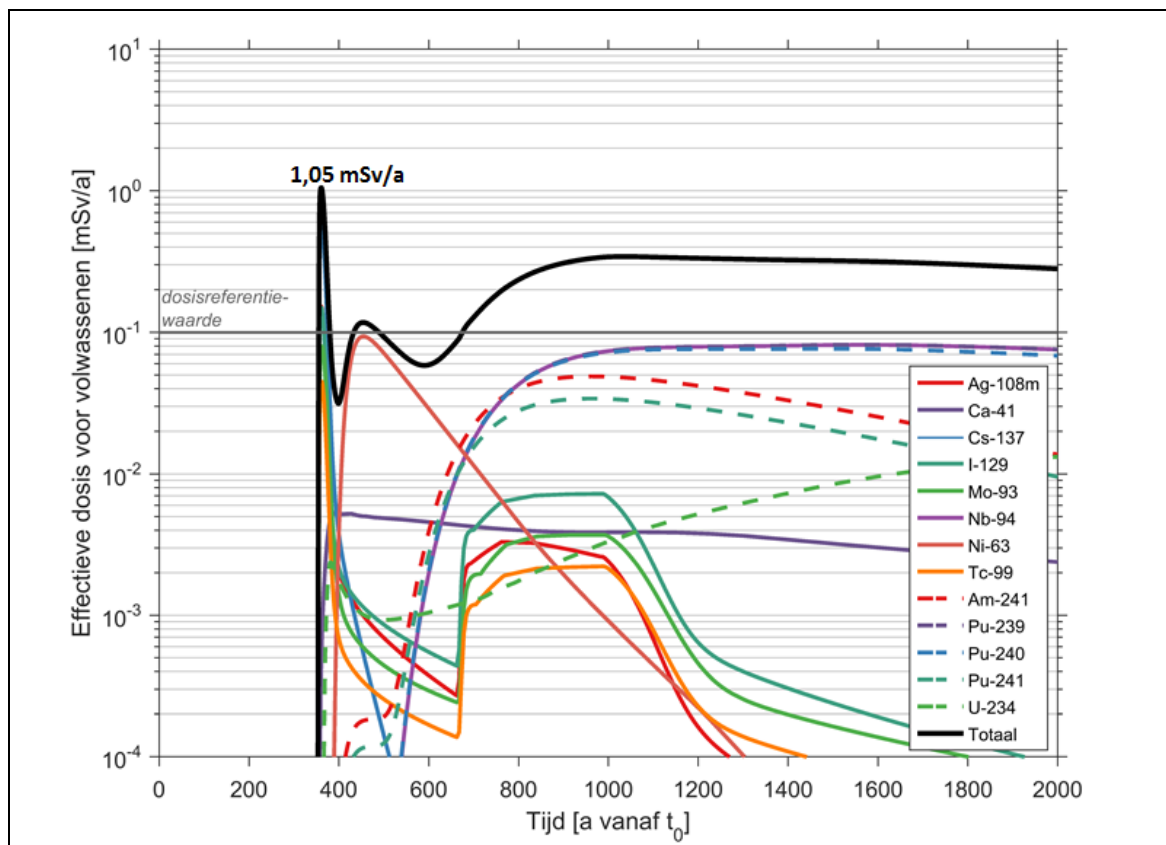
geval is de equivalente huiddosis onder AES2-1 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De maximale waarde van de som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor volwassenen bedraagt 0,151 mSv/a na 2 000 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de oog lens*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.4 AES2-2: Val van een groot passagiersvliegtuig

14.6.6.4.1 Rekengeval 'uitlogging'

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder het rekengeval 'uitlogging' van AES2-2 wordt getoond in Figuur 14-110. De piekimpact bedraagt 1,05 mSv/a na ongeveer 360 jaar en is toe te schrijven aan *mobile* radionucliden. Het eerder kortlevende ^{137}Cs levert de belangrijkste bijdrage (58,7%) en domineert over de langlevende radionucliden $^{108\text{m}}\text{Ag}$, ^{129}I , ^{93}Mo en ^{99}Tc .



Figuur 14-110: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het rekengeval 'uitlogging' van AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

Dezelfde conclusies gelden als voor AES1-2 (§14.6.6.2), maar omdat slechts 2 modules (en dus 50% van de impactbepalende activiteit) verondersteld worden betrokken te zijn bij de vliegtuigval bedraagt de piekimpact ook slechts ongeveer de helft van die onder AES1-2.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-149 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen respectievelijk

- 0,84 mSv/a voor kinderen; en
- 0,87 mSv/a voor jonge kinderen.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder het rekengeval ‘uitlogging’ van AES2-2, eveneens berekend na ongeveer 360 jaar, bedraagt 0,115 mSv/a en wordt sterk gedomineerd door ^{108m}Ag (~ 90%) met een kleinere bijdrage van ^{137}Cs . In ieder geval is de equivalente huiddosis onder het rekengeval ‘uitlogging’ van AES2-2 te allen tijde meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De maximale waarde van de *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor volwassenen bedraagt 1,17 mSv/a; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglenzen*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.4.2 Rekengeval ‘directe blootstelling’

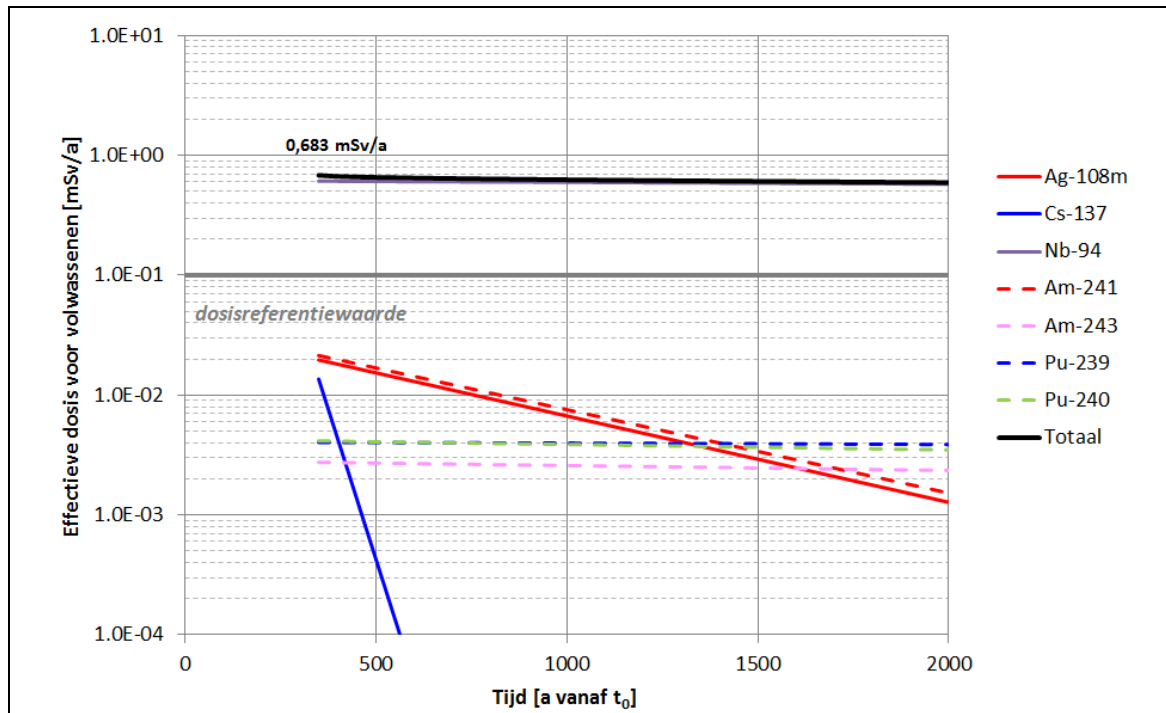
De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder het rekengeval ‘directe blootstelling’ van AES2-2 wordt getoond in Figuur 14-111. De piekimpact van 0,683 mSv/a wordt berekend voor de vroegst mogelijke val van, en blootstelling in de krater na de val van, een passagiersvliegtuig (i.e. op $t_0 + 350$ jaar), met een dominante bijdrage van ^{94}Nb door *externe bestraling*. De impact is recht evenredig met de zeer penalisierende aanname voor de blootstellingsduur in de krater (1 500 h/a).

De maximale impact onder deze migratieweg is dus kleiner dan onder uitlogging. Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele radionucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-150 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen respectievelijk

- 0,390 mSv/a voor kinderen; en
- 0,518 mSv/a voor jonge kinderen.

Deze lagere impact is toe te schrijven aan de kortere onderstelde blootstellingsduur (730 h/a tegenover 1 500 h/a voor volwassenen). Voor jonge kinderen draagt naast externe bestraling ook *ingestie* ongeveer 20% bij tot de piekimpact (voornamelijk ^{241}Am en in mindere mate ^{239}Pu , ^{240}Pu en ^{63}Ni), dit door de hogere ingestiedosiscoëfficiënten in vergelijking met volwassenen en kinderen (Tabel 14-141 in Bijlage 14-1).



Figuur 14-111: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig'. De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt hier niet bij de moeder geteld) worden apart getoond.

Ook de piekwaarden voor de *equivalente huiddoses* worden gevonden op $t_0 + 350$ jaar:

- 0,808 mSv/a voor volwassenen;
- 0,448 mSv/a voor kinderen;
- 0,519 mSv/a voor jonge kinderen.

Deze equivalente doses worden, net als de effectieve doses, sterk gedomineerd door ^{94}Nb (> 90%) met een beperkte bijdrage van $^{108\text{m}}\text{Ag}$ en ^{137}Cs . In ieder geval is de equivalente huiddosis onder het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 te allen tijde meer dan een factor 50 lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a.

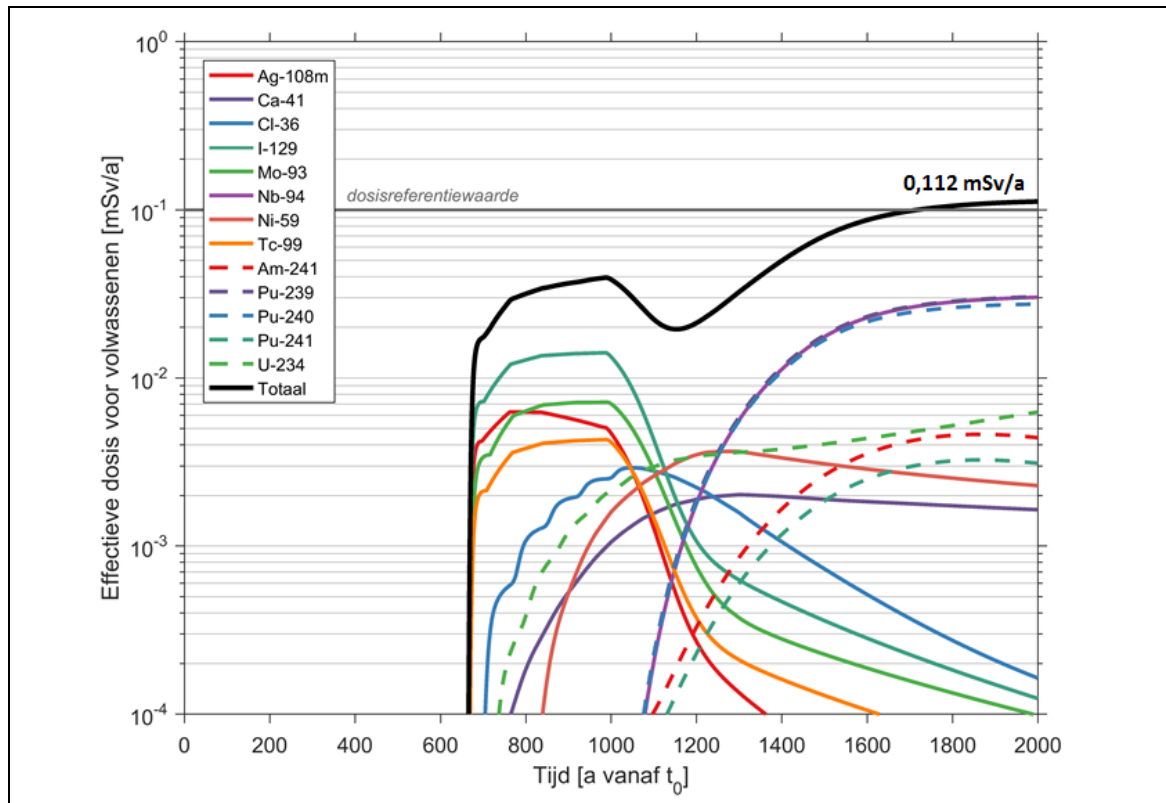
De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis op $t_0 + 350$ a bedraagt

- 1,49 mSv/a voor volwassenen;
- 0,838 mSv/a voor kinderen;
- 1,04 mSv/a voor jonge kinderen.

Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.5 AES3-1: Versnelde erosie

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES3-1 is weergegeven in Figuur 14-112. De piekimpact over de relevante tijdschalen¹³³ tot 2 000 jaar bedraagt 0,112 mSv/a na 2 000 jaar en is, net als onder het RS, toe te schrijven aan een gecombineerd effect van ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu. De vroegere degradatie ten opzichte van het RS zorgt voor een stijging van de maximale impact over de relevante tijdschalen¹³⁴ tot 2 000 jaar, met ongeveer 17%.



Figuur 14-112: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES3-1 ‘versnelde erosie’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-151 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen, eveneens na 2 000 jaar, respectievelijk

- 0,085 mSv/a voor kinderen; en
- 0,099 mSv/a voor jonge kinderen.

¹³³ De eigenlijke piek treedt op na ongeveer 2 300 jaar en is van dezelfde grootteorde (0,113 mSv/a).

¹³⁴ De piekimpact (na ongeveer 2 300 jaar) is ongeveer 3% hoger dan de maximale impact van 0,110 mSv/a die onder het RS na ongeveer 2 500 jaar wordt bereikt.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen¹³⁵ onder AES3-1, berekend na 2 000 jaar, bedraagt 0,036 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ⁹⁴Nb, terwijl ^{108m}Ag over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES3-1 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De maximale waarde van de *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis onder AES3-1 bedraagt 0,148 mSv/a na 2 000 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglens*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglens van 15 mSv/a ruim gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.6 AES3-2: Extreme erosie

De modelhypothesen onderliggend aan AES3-2 ‘extreme erosie’ zijn dezelfde als de modelhypothesen onderliggend aan AES1-1, waardoor de impacts dus ook dezelfde zijn (zie §14.6.6.1).

Merk op dat het verschil in impact tussen AES3-1 (100% degradatie vanaf 650 a, in vijf stappen gespreid) en AES3-2 (100% degradatie vanaf 350 a, in vijf stappen gespreid) klein is – de verschillen in impactcurves komen vooral neer op een *tijdsverschuiving*. Ook is het verschil met de impact in vergelijking met RS, gekenmerkt door degradaties vanaf 650 a (25%) en 1 000 a (75%) betrekkelijk klein.

Inderdaad is het tijdstip vanaf wanneer degradatie kan optreden geen uitgesproken bepalende factor voor de impact, omdat deze bij een geleidelijke degradatie voornamelijk gedomineerd wordt door radionucliden met halfwaardetijden langer dan 1 000 jaar.

14.6.6.7 AES4: Complexanten

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES4 is weergegeven in Figuur 14-113. De piekimpact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar bedraagt 0,112 mSv/a op 1 339 jaar en is voor bijna de helft toe te schrijven aan de fracties ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu die verondersteld worden niet aan sorptie onderhevig te zijn. In tweede instantie dragen ook ¹²⁹I, ⁹³Mo en de niet-gesorbeerde fracties van ²⁴¹Am, ²⁴¹Pu en ²³⁴U en hun vervalproducten significant bij tot de piekimpact. De *gesorbeerde* fracties van ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu geven na 2 000 jaar een tweede piek van vergelijkbaar niveau.

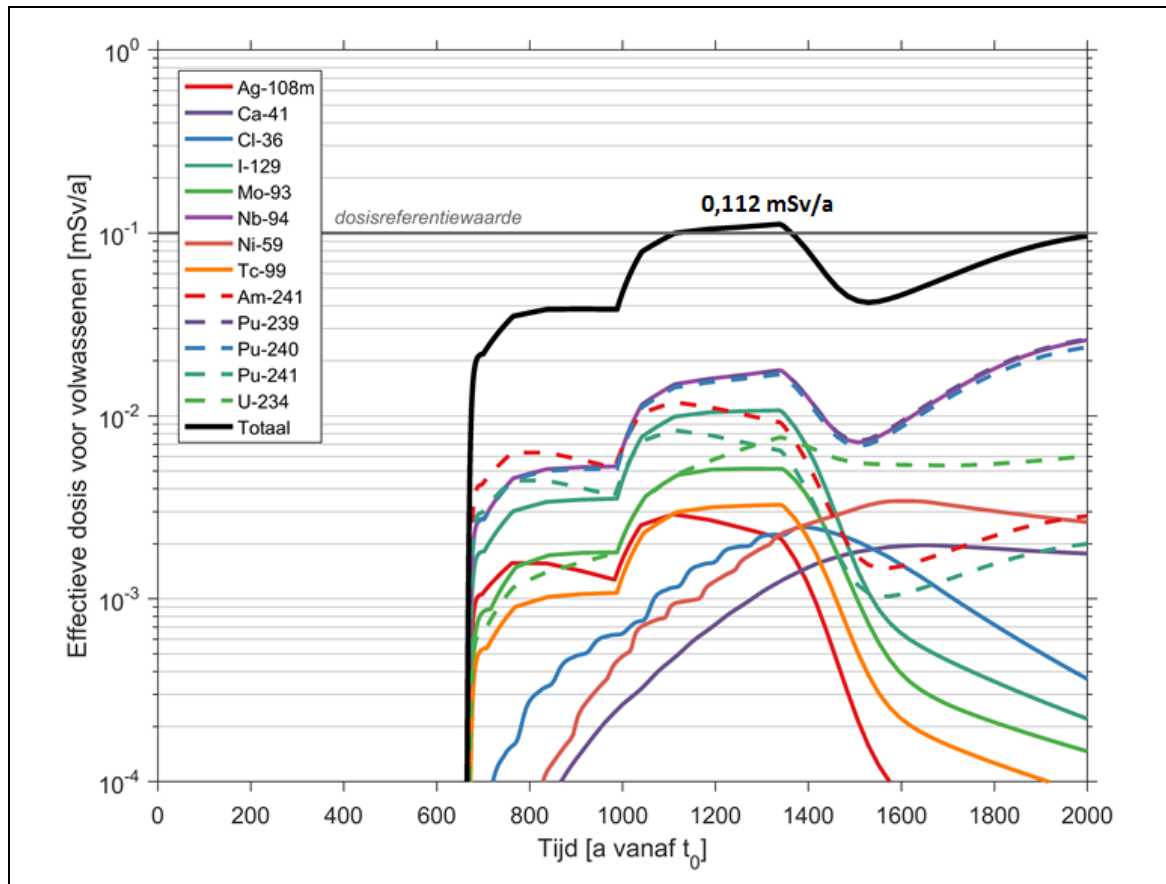
Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-152 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen, eveneens op 1 339 jaar, respectievelijk

- 0,105 mSv/a voor kinderen; en
- 0,134 mSv/a voor jonge kinderen.

De hogere piekimpact voor jonge kinderen is in dit geval te wijten aan de relatieve bijdragen van ⁹⁹Tc en ³⁶Cl (elk ~ 10%) waarvan de BCF voor jonge kinderen veel hoger is dan voor volwassenen (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).

¹³⁵ De eigenlijke piek treedt op na ongeveer 2 300 jaar en is van dezelfde grootteorde (0,037 mSv/a).



Figuur 14-113: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES4 'complexanten' (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen¹³⁶ onder AES4, berekend na 2 000 jaar, bedraagt 0,031 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ⁹⁴Nb, terwijl ^{108m}Ag over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert en ook ten tijde van de (eerste) effectieve-dosispiek nog een merkbare bijdrage levert tot de equivalente huiddosis. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES4 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De maximale effectieve dosis en de maximale equivalente huiddosis onder AES4 vallen niet samen. De maximale waarde van de *sommering* van de curves bedraagt 0,135 mSv/a na 1 339 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som van dezelfde grootteorde zijn (lagere equivalente huiddosis en voor kinderen lagere effectieve dosis, voor jonge kinderen enigszins verhoogde effectieve dosis die echter van dezelfde grootteorde blijft). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

¹³⁶ De eigenlijke piek treedt op na ongeveer 2 500 jaar en is van dezelfde grootteorde (0,036 mSv/a).

14.6.6.8 AES5-1: Complexanten in combinatie met een vroege aardbeving

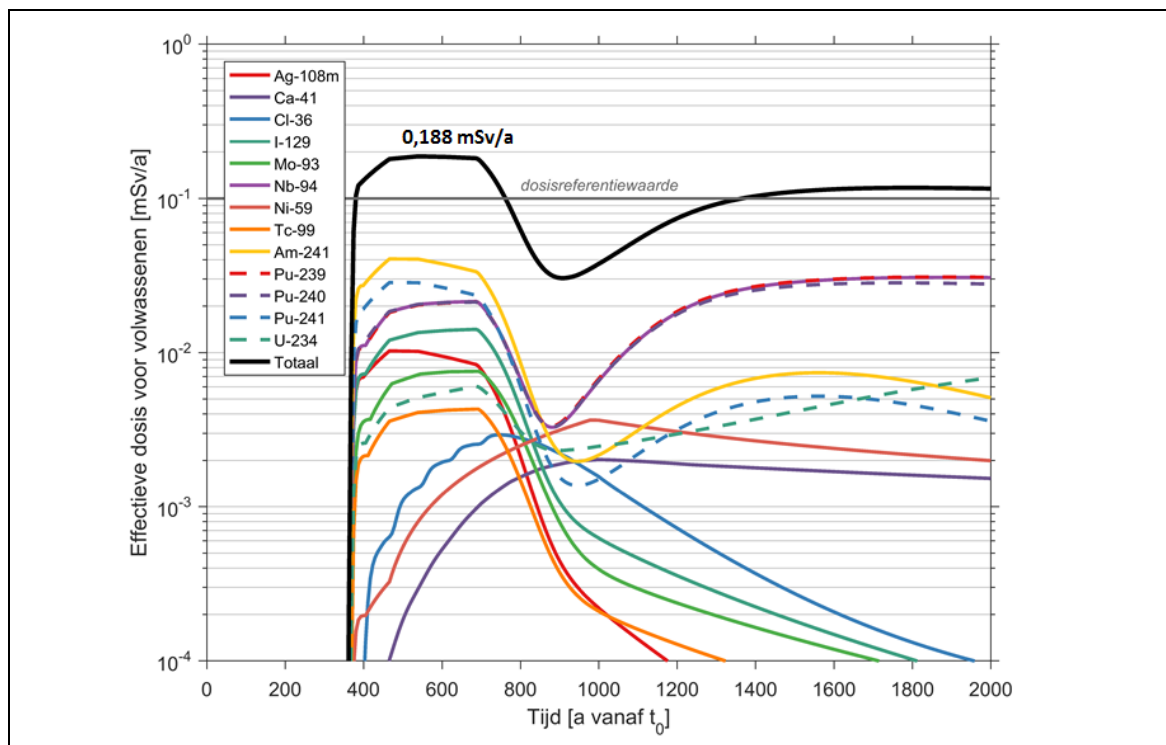
De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES5-1 is weergegeven in Figuur 14-114. De piekimpact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar bedraagt 0,188 mSv/a op 539 jaar en is in belangrijke mate (> 35%) toe te schrijven aan de niet-gesorbeerde fractie van ²⁴¹Am (als moeder en door ingroei uit ²⁴¹Pu). In tweede instantie dragen ook de niet-gesorbeerde fracties van ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu significant (ieder meer dan 10%) bij tot de piekimpact; en in mindere mate ook de mobiele radionucliden ¹²⁹I en ^{108m}Ag door de vroegere uitloging door de gevolgen van de aardbeving.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-153 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen respectievelijk

- 0,165 mSv/a voor kinderen op 612 jaar; en
- 0,212 mSv/a voor jonge kinderen op 687 jaar.

De tijdsverschuiving van de piekimpact en de hogere piekimpact voor jonge kinderen zijn ook in dit geval te wijten aan de relatieve bijdragen van ⁹⁹Tc en ³⁶Cl, naast ⁶³Ni (halfwaardetijd 100 jaar) dat onderhevig is aan vervroegde uitloging en dus een kleiner potentieel voor verval in het bergingssysteem heeft. De BCF voor jonge kinderen is voor deze radionucliden veel hoger dan voor volwassenen (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).



Figuur 14-114: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES5-1 ‘complexanten in combinatie met een vroege aardbeving’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder AES5-1, net als onder AES1-1 berekend na 1 910 jaar, bedraagt 0,037 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ^{94}Nb , terwijl $^{108\text{m}}\text{Ag}$ over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert en ook ten tijde van de effectieve-dosispiek na 539 jaar sterk (> 20%) bijdraagt tot de equivalente huiddosis. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES5-1 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

Net als onder AES4 vallen de maximale effectieve dosis en de maximale equivalente huiddosis onder AES5-1 niet samen. De maximale waarde van de *sommering* van de curves bedraagt 0,220 mSv/a na 539 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som van dezelfde grootteorde zijn (lagere equivalente huiddosis en voor kinderen lagere effectieve dosis, voor jonge kinderen enigszins verhoogde effectieve dosis die echter van dezelfde grootteorde blijft). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.9 AES5-2: Complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES5-2 is weergegeven in Figuur 14-115. De piekimpact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar bedraagt 6,10 mSv/a na ongeveer 360 jaar en is in belangrijke mate toe te schrijven aan de niet-gesorbeerde fractie van ^{241}Am (als moeder en door ingroei uit ^{241}Pu , samen goed voor ~35% van de dosis) en aan ^{137}Cs (~ 20%). In tweede instantie dragen ook de niet-gesorbeerde fracties van ^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu significant (ieder ~ 7,5%) bij tot de piekimpact; en in mindere mate ook de mobiele radionucliden ^{129}I en $^{108\text{m}}\text{Ag}$ door de vroegere uitloging door de gevolgen van de aardbeving.

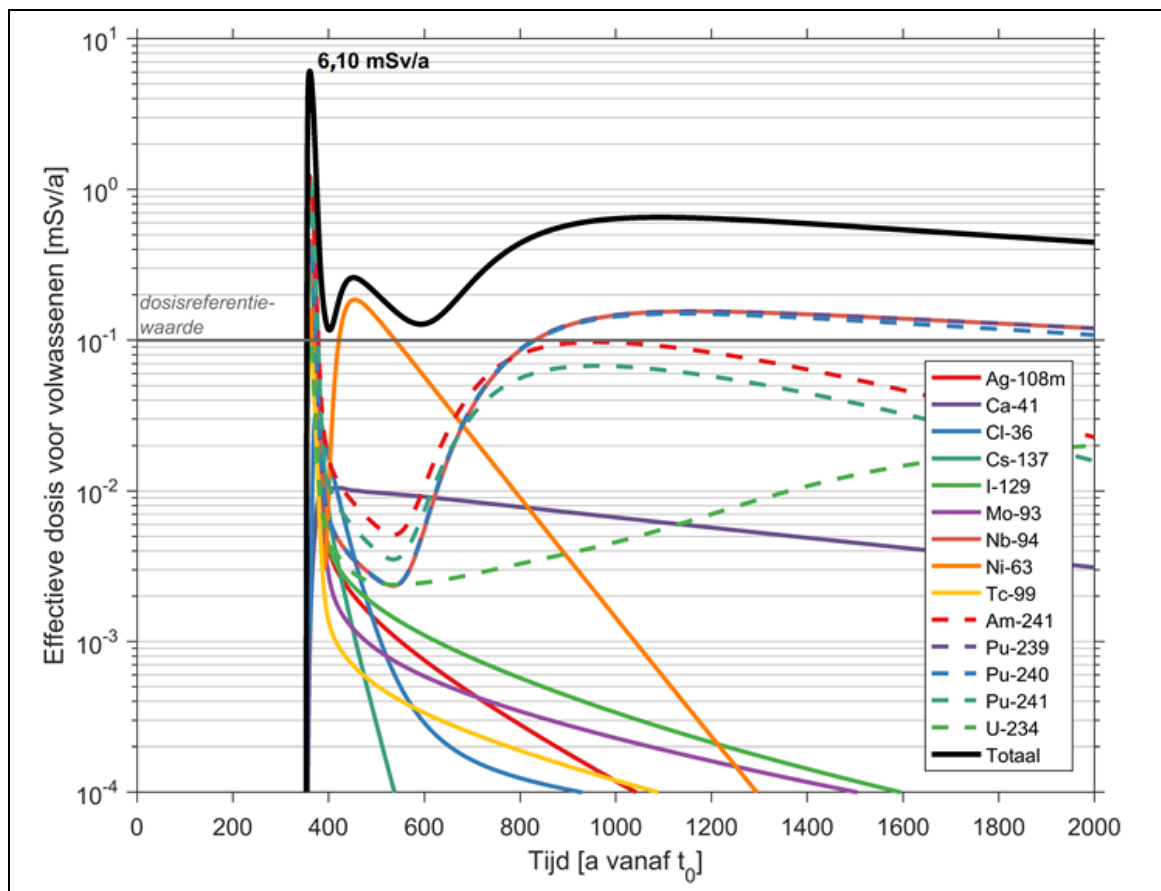
Een tweede (lagere) piek na ongeveer 455 jaar is grotendeels te wijten aan ^{63}Ni ; terwijl de derde piek na ongeveer 1 100 jaar toe te schrijven is aan de gesorbeerde fracties van ^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu en in iets mindere mate ^{241}Am (als moeder en door ingroei uit ^{241}Pu).

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-154 in Bijlage 14-1.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen, eveneens na ongeveer 360 jaar, respectievelijk

- 4,91 mSv/a voor kinderen – met een relatief belangrijker bijdrage van ^{129}I en ^{63}Ni ; en
- 5,77 mSv/a voor jonge kinderen – met een relatief belangrijker bijdrage van ^{63}Ni en ^{99}Tc .

De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen onder AES5-2, net als onder AES1-2 ook berekend na ongeveer 360 jaar, bedraagt 0,786 mSv/a en wordt bepaald door de niet-gesorbeerde fractie van ^{94}Nb , alsook $^{108\text{m}}\text{Ag}$. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES5-2 dus te allen tijde bijna twee grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).



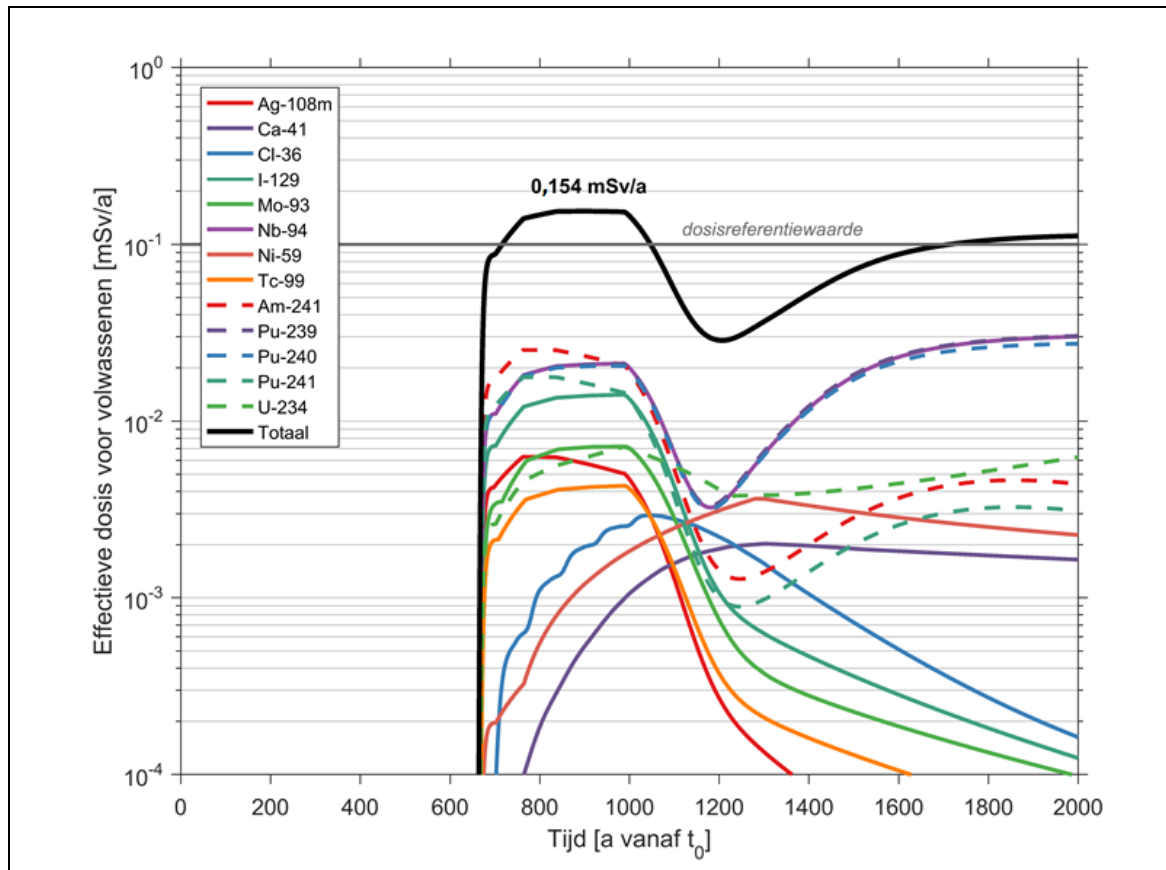
Figuur 14-115: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES5-2 ‘complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

De maximale waarde van de *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis onder AES5-2 bedraagt 6,88 mSv/a na ongeveer 360 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som van dezelfde grootteorde zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de oog lens*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.10 AES6: Complexanten in combinatie met een versnelde erosie

De berekende *effectieve dosis* voor volwassenen onder AES6 is weergegeven in Figuur 14-116. De piekimpact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar bedraagt 0,154 mSv/a na ongeveer 910 jaar en is ook nu in belangrijke mate (> 40%) toe te schrijven aan de niet-gesorbeerde fractie van ^{241}Am (als moeder en door ingroei uit ^{241}Pu). De relatieve bijdragen van de radionucliden zijn vergelijkbaar met die onder AES5-1 (§14.6.6.8), maar de 300 jaar langere insluiting zorgt in dit geval voor een daling van de maximale impact met ongeveer 18% ten opzichte van AES5-1.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-155 in Bijlage 14-1.



Figuur 14-116: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder AES6 ‘complexanten in combinatie met een versnelde erosie’ (waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

De maximale impacts voor de andere *leeftijdsgroepen* bedragen respectievelijk

- 0,139 mSv/a voor kinderen na ongeveer 990 jaar; en
- 0,177 mSv/a voor jonge kinderen, eveneens na ongeveer 990 jaar.

De tijdsverschuiving van de piekimpact en de hogere piekimpact voor jonge kinderen zijn ook in dit geval te wijten aan de relatieve bijdragen van ⁹⁹Tc en ³⁶Cl waarvan de BCF voor jonge kinderen veel hoger is dan voor volwassenen (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).

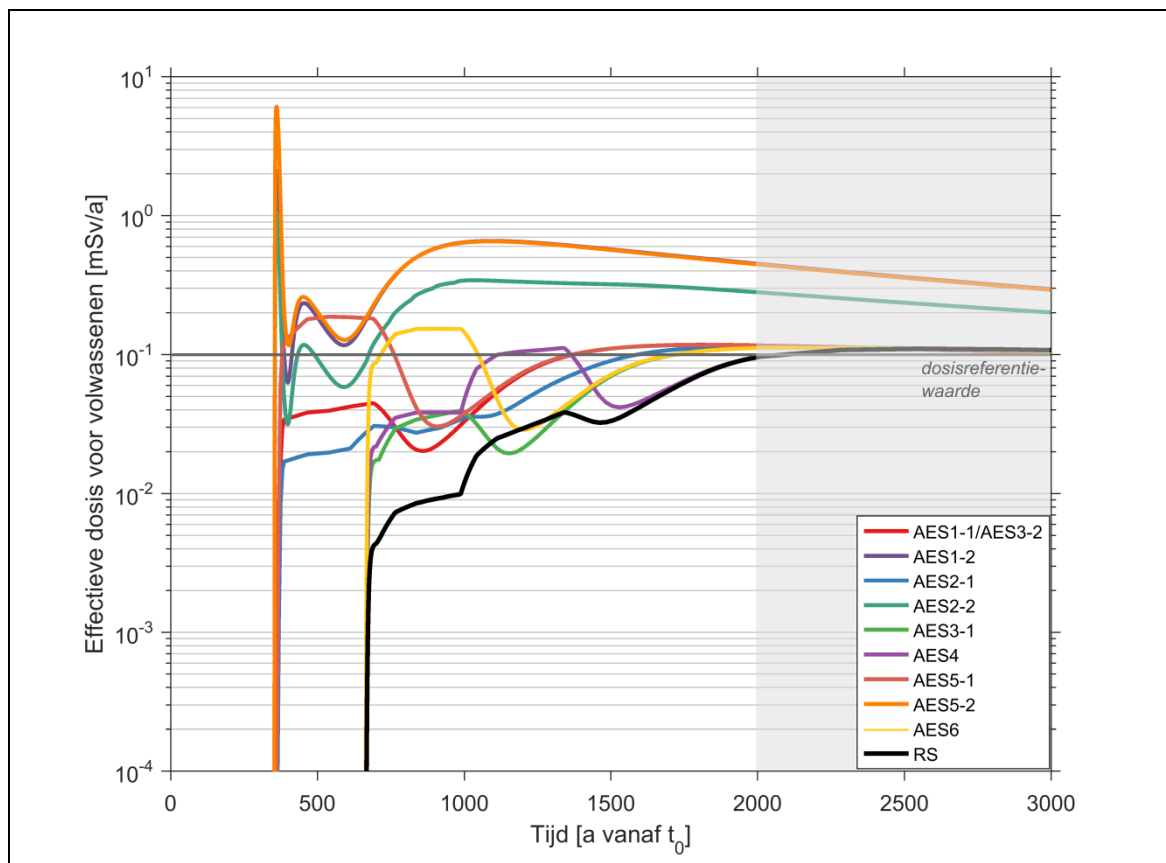
De maximale *equivalente huiddosis* over de relevante tijdschalen¹³⁷ onder AES6, berekend na 2 000 jaar, bedraagt 0,036 mSv/a en is net als onder het RS nagenoeg volledig toe te schrijven aan ⁹⁴Nb, terwijl ^{108m}Ag over tijdschalen van enkele honderden jaren de equivalente huiddosis domineert en ook ten tijde van de effectieve-dosispiek na ongeveer 910 jaar nog significant (> 10%) bijdraagt tot de equivalente huiddosis. In ieder geval is de equivalente huiddosis onder AES6 dus te allen tijde meer dan drie grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

¹³⁷ De eigenlijke piek treedt op na ongeveer 2 300 jaar en is niet significant hoger.

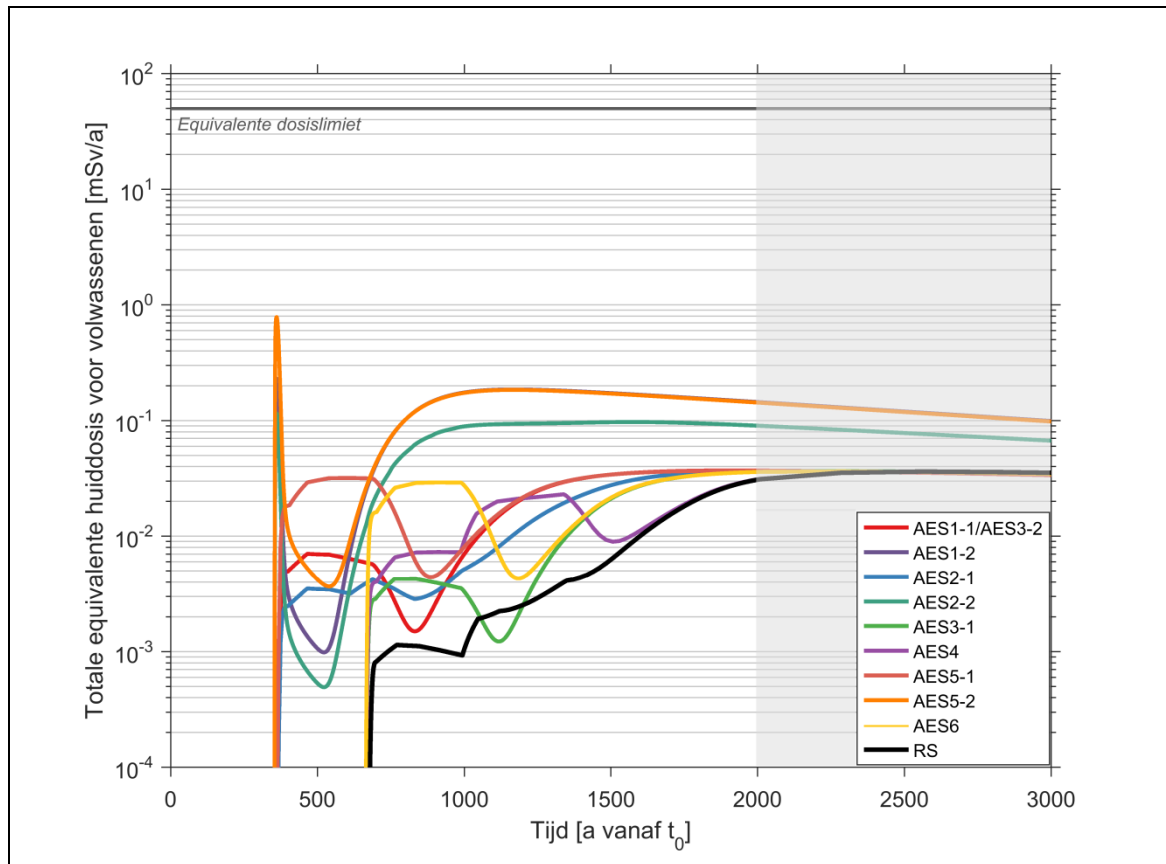
Net als onder AES4 vallen de maximale effectieve dosis en de maximale equivalente huiddosis onder AES6 niet samen. De maximale waarde van de *sommering* van de curves bedraagt 0,183 mSv/a na ongeveer 910 jaar; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som van dezelfde grootteorde zijn (lagere equivalente huiddosis en voor kinderen lagere effectieve dosis, voor jonge kinderen enigszins verhoogde effectieve dosis die echter van dezelfde grootteorde blijft). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd zal worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.6.6.11 Overzicht

Een overzicht van de impactcurves voor volwassenen onder de verschillende AES'en, met uitzondering van het reken geval 'directe blootstelling' van AES2-2, wordt getoond in Figuur 14-117 voor de effectieve doses en in Figuur 14-118 voor de equivalente huiddoses. Een overzicht van de berekende maximale *effectieve doses* voor volwassenen, het tijdstip waarop deze optreden en de verhouding tot de impact onder het RS, wordt gegeven in Tabel 14-67.



Figuur 14-117: Overzicht van de berekende effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] onder de verschillende AES'en (uitloging, waterputreceptor).



Figuur 14-118: Overzicht van de berekende equivalente huiddoses voor volwassenen [mSv/a] onder de verschillende AES'en (uitloging, waterputreceptor).

Tabel 14-67: Maximale effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder de verschillende AES'en.

Scenario	Maximale effectieve dosis [mSv/a] (volwassenen)	Tijdstip van de piek [a]	Ratio ten opzichte van piekimpact RS
RS	0,096	2 000	--
AES1-1	0,118	1 798	1,23
AES1-2	2,11	361	21,94
AES2-1	0,114	2 000	1,19
AES2-2 'uitloging'	1,05	361	10,97
AES2-2 'directe blootstelling'	0,683	350	--
AES3-1	0,112	2 000	1,17
AES3-2	0,118	1 798	1,23
AES4	0,112	1 339	1,16
AES5-1	0,188	539	1,95
AES5-2	6,10	361	63,45
AES6	0,154	910	1,60

Met uitzondering van AES1-2 ‘vroege en zware aardbeving’, AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’ en AES5-2 ‘complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving’ blijkt de impact onder de AES’en slechts beperkt te stijgen ten opzichte van de impact onder het RS. Dit geeft aan dat niet zozeer de precieze duur van fase IV belangrijk is om de impact te beperken, dan wel de *snelheid van degradatie* en de *hoeveelheid water* die in direct contact kan komen met het afval. De beperking van waterinsijpeling tot bij het afval heeft dus een grote invloed op de insluitingsprestatie van het systeem indien de modules en monolieten gedegradeerd en gescheurd zijn.

De beperkte stijging van de radiologische impact in alle andere gevallen duidt er ook op dat een verlies aan insluitingsprestatie van de aarden afdekking, ondoorlatende topplaat, modulewanden en ondersteunende plaat en monolieten na degradatie bijna volledig gecompenseerd wordt door (zie ook §2.8.8 [HS-2]):

- 1) de vezelversterkte afschermingsplaten en de *afwatering* binnen de module die de waterinsijpeling tot bij het afval zelf en dus het vrijkomen van radionucliden uit het afval beperken (R2a-functie van afschermingsplaten en opvulmateriaal in de tussenruimten);
- 2) de *afvalvorm* en de monoliet, die zorgen voor het chemisch vasthouden van radionucliden en het beperken van diffusie, waardoor slechts een fractie van de radionucliden tot in de scheuren vrijkomt (R1-functie van het afval in type I monolieten, R3-functie van vulmortel en caisson en R4a-functie van caisson);
- 3) het opvulmateriaal in de inspectieruimte en het zandcement in de inspectiegalerij en de zandcementophoging die zorgen voor het *verspreiden* en chemisch vasthouden van de radionucliden die uit de monolieten vrijgekomen zijn (R3- en R4b-functies van het opvulmateriaal in de inspectieruimte en het zandcement).

14.6.7 Evaluatie van het radiologische risico

De impacts van de AES’en zijn weliswaar hoger dan de dosisreferentiewaarde van 0,1 mSv/a, maar wel aanvaardbaar omdat de AES’en een *lagere waarschijnlijkheid* van voorkomen hebben dan de verwachte evolutie. Dit wordt hieronder beargumenteerd op basis van de evaluatie van het *radiologische risico*. Hierbij beperken we ons tot *volwassenen* representatieve personen, daar de berekende effectieve doses voor andere leeftijdsgroepen lager zijn dan, of vergelijkbaar met, de berekende effectieve doses voor volwassenen (§14.6.6).

Voor scenario’s waarvoor een jaarlijkse waarschijnlijkheid kon bepaald worden (aardbevingen (AES1-1, AES1-2) en hun combinaties (AES5-1, AES5-2), en vliegtuigcrash (AES2-1, AES2-2)), wordt gebruik gemaakt van *cumulatieve* waarschijnlijkheden binnen de relevante evaluatieperiode, om een risico als functie van tijd te bepalen.

14.6.7.1 Aardbevingen

De indicatieve schatting van de (cumulatieve) waarschijnlijkheden van de aardbevingsscenario’s wordt beschreven in §14.6.2.2 en samengevat in Tabel 14-61.

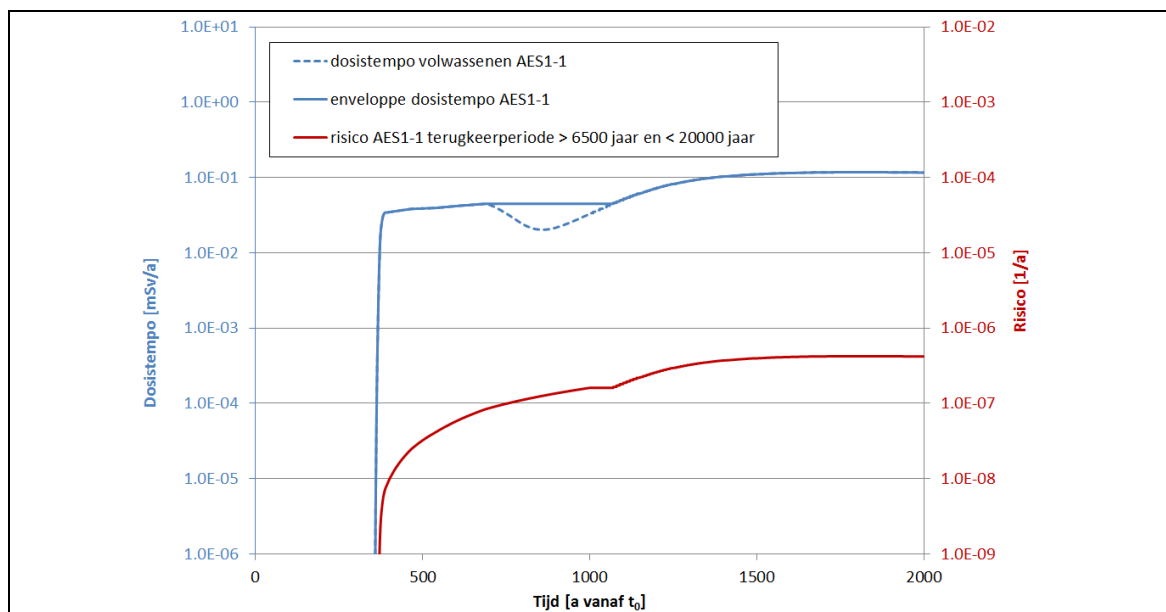
Voor de berekening van het risico als functie van de tijd (T) als gevolg van een aardbeving op tijd t wordt dezelfde methodologie gehanteerd als in §7.6.1 van [R14-129]:

$$R(T) = RF \int_0^{T-350} p(t)D(T,t)dt = RF \int_0^{T-350} \frac{e^{-t/RP}}{RP} D(T,t)dt \quad \text{Vergelijking 29}$$

waarin

- RF = de risicofactor voor kankersterfte (5,7% per Sv [R14-130]);
- RP = de terugkeerperiode [a];
- $D(T,t)$ = het dosistempo als functie van tijd (T) als gevolg van een aardbeving op tijdstip t ,
en
- $\int_0^{T-350} \frac{e^{-t/RP}}{RP}$ = de cumulatieve frequentie voor de beschouwde terugkeerperiode.

Voor AES1-1 (vroeg aardbeving na 350 jaar) worden de effectieve dosis voor volwassenen (totaal dosistempo) en het radiologische risico weergegeven in Figuur 14-119.



Figuur 14-119: Effectieve-dosistempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a⁻¹] (rechteras) voor volwassenen onder AES1-1 'vroeg aardbeving'.

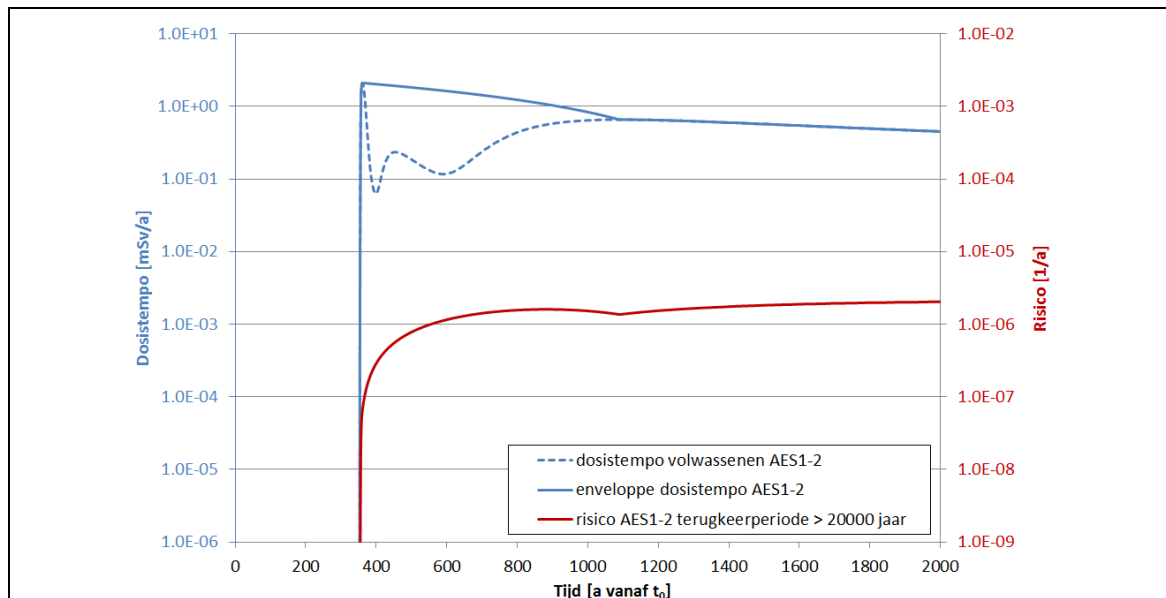
Een impactcurve die als omhullend kan beschouwd worden voor het optreden van *latere* aardbevingen, werd bekomen door het verbinden of constant houden van de maxima¹³⁸. Dit is een redelijke benadering aangezien *langlevende* radionucliden de impact bepalen en het later optreden van de initiërende aardbeving voornamelijk een *tijdsverschuiving* van de impactcurve zou veroorzaken. Deze omhullende curve (volle blauwe lijn in Figuur 14-119) wordt gebruikt als $D(T,t)$ in Vergelijking 29.

¹³⁸ Zo wordt vermeden dat het risico zou *dalen* op intermediaire tijdstippen in de evaluatie, wat principieel weinig verdedigbaar zou zijn en geen toegevoegde waarde zou hebben in de eindbeoordeling van het (globale) risico.

Door vermenigvuldiging met de risicofactor en de overeenkomstige tijdsafhankelijke cumulatieve frequentie (groene curve in Figuur 14-105 in §14.6.2.2) wordt het risico als functie van de tijd bekomen. Het maximale risico voor AES1-1 bedraagt $4,24 \times 10^{-7}$ per jaar na ongeveer 1 800 jaar.

Op dezelfde wijze wordt ook voor AES1-2 (vroeg en zware aardbeving na 350 jaar) het risico geschat (zie Figuur 14-120). Ook hier werd een aparte omhullende curve (volle blauwe lijn in Figuur 14-120) verkregen door het verbinden van de maxima. Dit is in ieder geval omhullend, daar de eerste piek in de impactcurve onder AES1-2 sterk gedomineerd wordt door het relatief kortlevende ^{137}Cs , waardoor een aanzienlijk lagere impact verwacht is wanneer de aardbeving zich zou voordoen op een later tijdstip. Deze omhullende curve wordt gebruikt als $D(T,t)$ in Vergelijking 29.

Door vermenigvuldiging met de risicofactor en de overeenkomstige tijdsafhankelijke cumulatieve frequentie (blauwe curve in Figuur 14-105 in §14.6.2.2) wordt het risico als functie van de tijd bekomen. Het maximale risico voor AES1-2 bedraagt $2,04 \times 10^{-6}$ per jaar na 2 000 jaar.

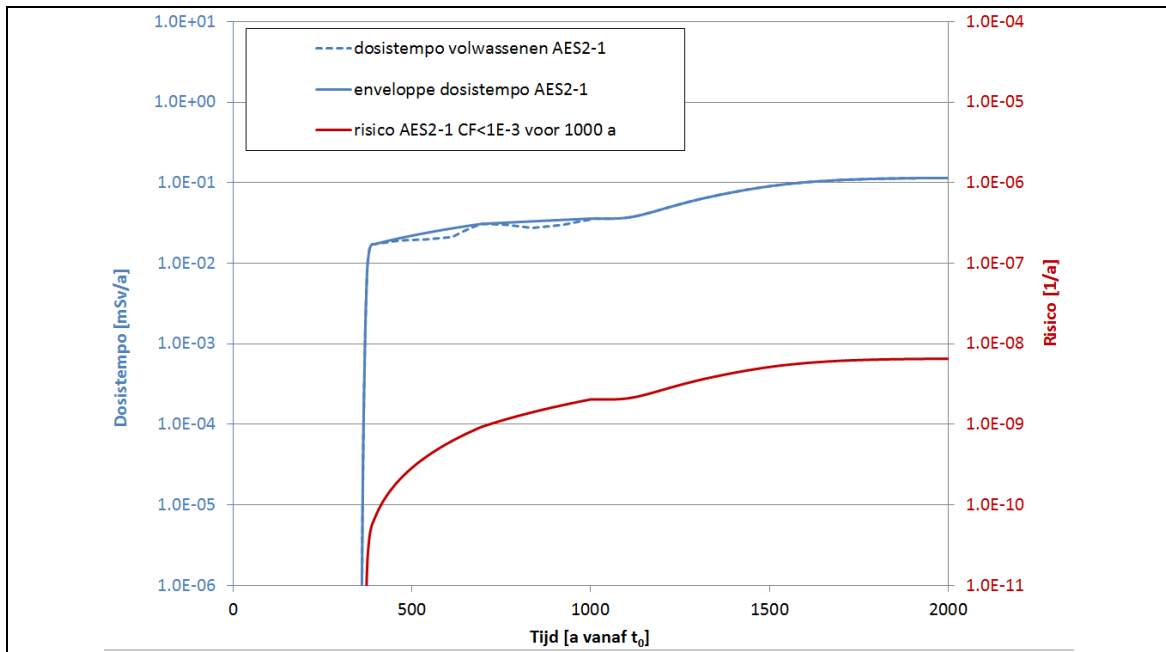


Figuur 14-120: Effectieve-dosis tempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a⁻¹] (rechteras) voor volwassenen onder AES1-2 'vroeg en zware aardbeving'.

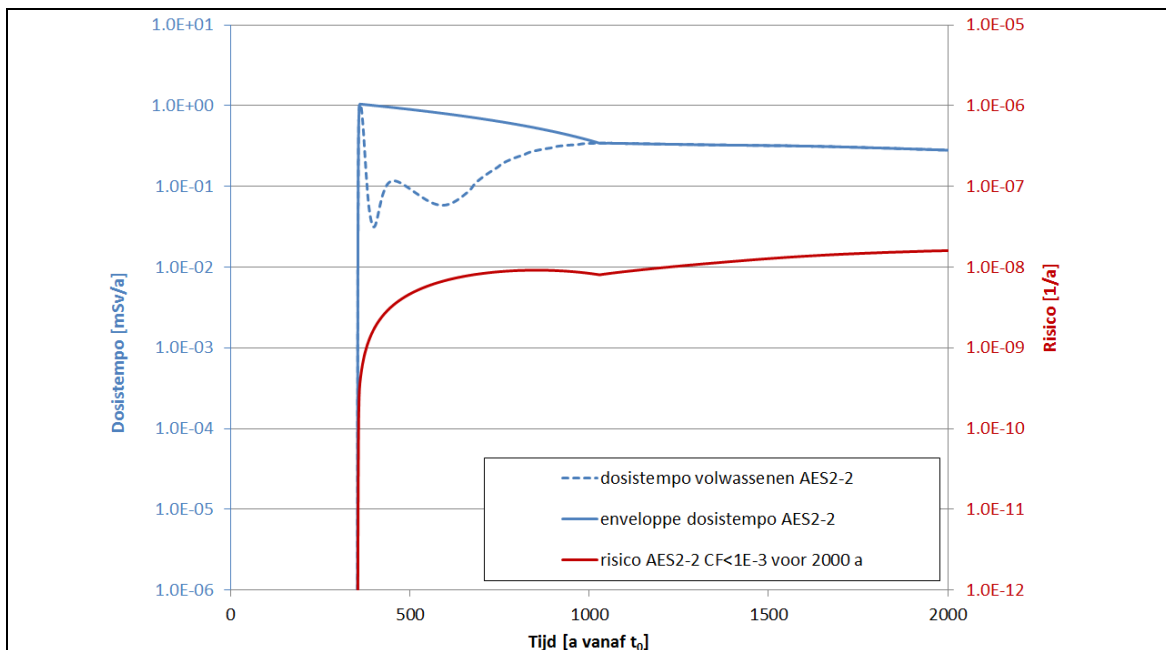
14.6.7.2 Vliegtuigcrash

De schatting van de (cumulatieve) waarschijnlijkheden van de vliegtuigcrashscenario's wordt beschreven in §14.6.2.3 en samengevat in Tabel 14-62. Op basis hiervan wordt aan beide scenario's een cumulatieve waarschijnlijkheidsscore 'zeer laag' toegekend (i.e. $< 10^{-3}$ – zie §14.2.3.3.2.2) die gebruikt wordt in de evaluatie van het risico, op een gelijkaardige manier als voor de aardbevingsscenario's (§14.6.7.1).

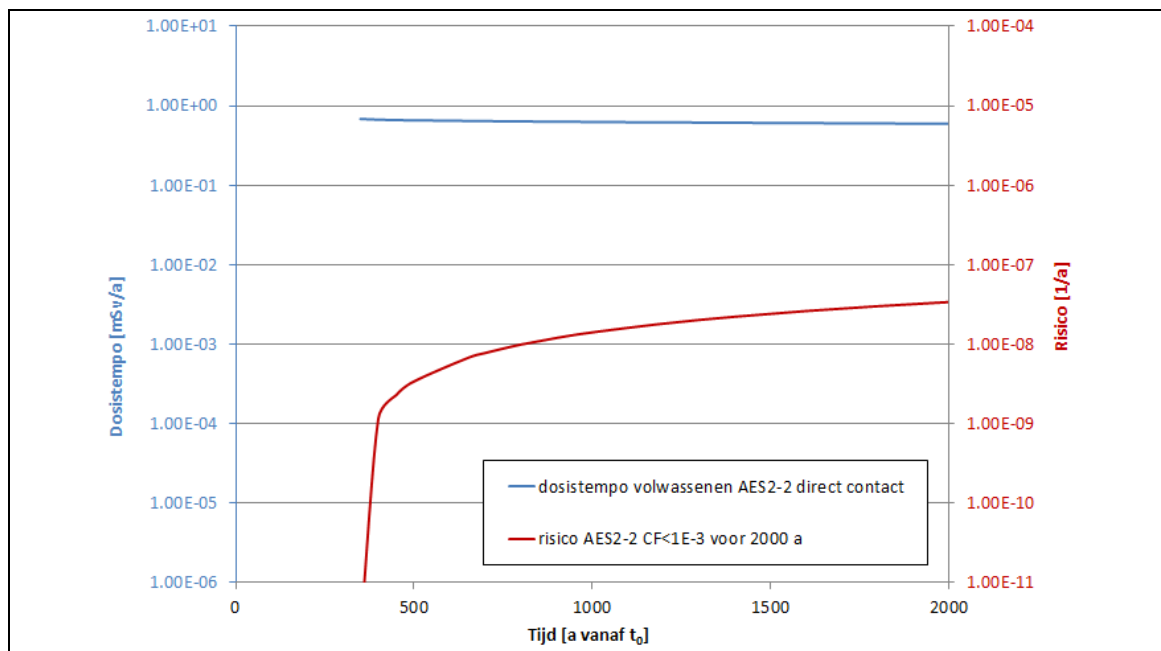
Voor AES2-1 (Figuur 14-121) en het rekengeval 'uitlogging' van AES2-2 (Figuur 14-122) werd opnieuw een omhullende impactcurve bepaald, gebruikt als $D(T,t)$ in Vergelijking 29. Voor het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 werd de berekende impactcurve rechtstreeks gebruikt, daar deze ook meteen omhullend is (Figuur 14-123).



Figuur 14-121: Effectieve-dosis tempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a^{-1}] (rechteras) voor volwassenen onder AES2-1 ‘val van een militair vliegtuig’ (CF: cumulatieve frequentie).



Figuur 14-122: Effectieve-dosis tempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a^{-1}] (rechteras) voor volwassenen onder het rekengeval ‘uitloping’ van AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’ (CF: cumulatieve frequentie).



Figuur 14-123: Effectieve-dosis tempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a^{-1}] (rechteras) voor volwassenen onder het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' (CF: cumulatieve frequentie).

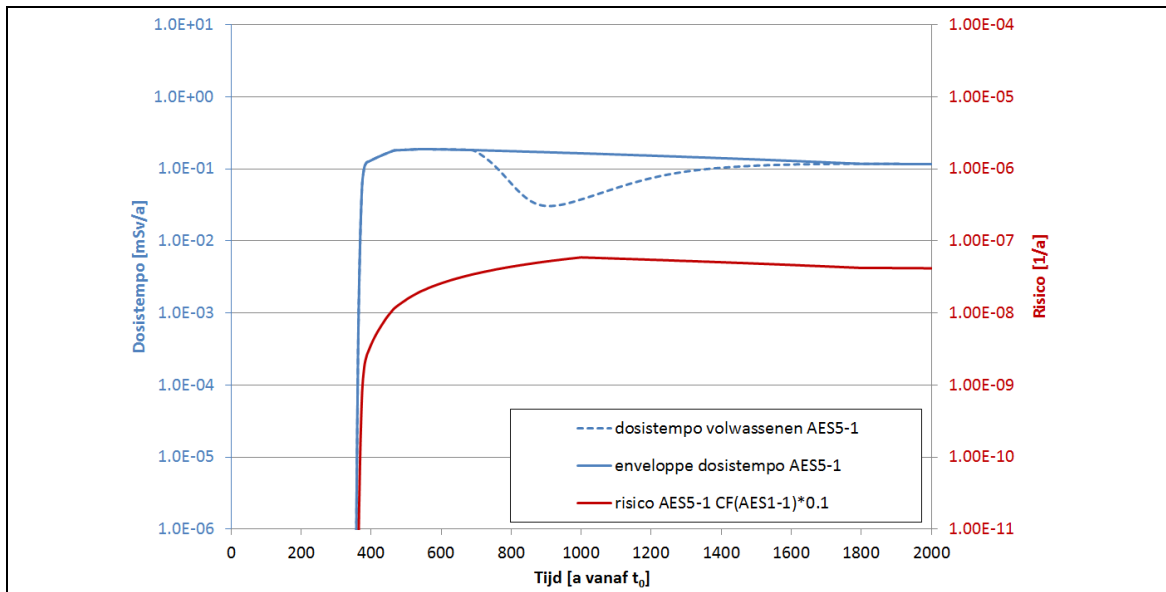
Door vermenigvuldiging met de risicofactor en de overeenkomstige tijdsafhankelijke cumulatieve frequentie (die lineair toeneemt tot 10^{-3} na 1 000 jaar voor AES2-1 en tot 10^{-3} na 2 000 jaar voor AES2-2) wordt het risico als functie van de tijd bekomen. Het maximale risico na 2 000 jaar bedraagt

- $6,52 \times 10^{-9}$ per jaar voor AES2-1;
- $1,61 \times 10^{-8}$ per jaar voor het rekengeval 'uitloging' van AES2-2; en
- $3,39 \times 10^{-8}$ per jaar voor het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2.

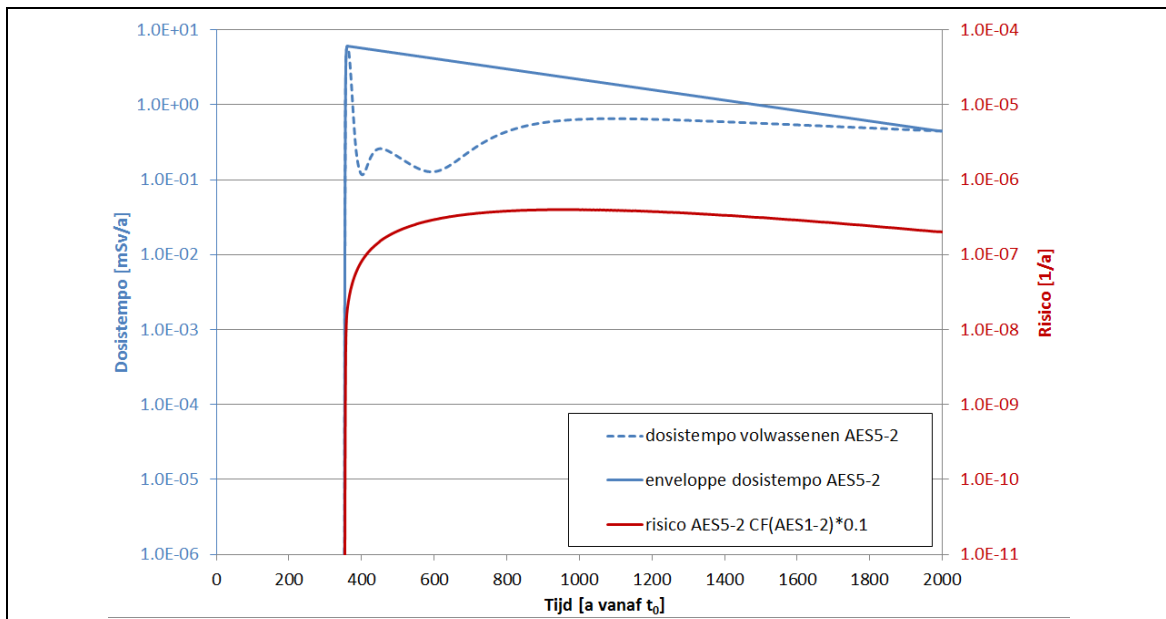
14.6.7.3 Complexanten in combinatie met aardbevingen

De waarschijnlijkheid van de combinatiegevallen 'complexanten + aardbeving' (AES5-1 en AES5-2) wordt bepaald als de cumulatieve frequentie van de respectievelijke aardbevingen, vermenigvuldigd met de waarschijnlijkheidsscore 'laag' toegekend aan het scenario van aanwezigheid van complexanten (Tabel 14-65 in §14.6.2.6).

Voor beide impactcurves werd een omhullende curve bepaald zoals hoger, die rekening houdt met het optreden van de aardbeving op een later tijdstip. Hier dient vermeld te worden dat onder AES5-2 de omhullende curve ruimer genomen werd, aangezien in dit geval ook een fractie niet-gesorbeerde langlevende radionucliden bijdraagt tot de eerste piek. Door vermenigvuldiging van de omhullende curve met de risicofactor en de overeenkomstige cumulatieve frequentie wordt het risico als functie van de tijd bekomen (zie Figuur 14-124 en Figuur 14-125). Voor AES5-1 en AES5-2 bedraagt het maximale risico respectievelijk $5,90 \times 10^{-8}$ en $4,00 \times 10^{-7}$ per jaar na ongeveer 1 000 jaar.



Figuur 14-124: Effectieve-dosistempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a^{-1}] (rechteras) voor volwassenen onder AES5-1 ‘complexanten in combinatie met een vroege aardbeving’ (CF: cumulatieve frequentie).



Figuur 14-125: Effectieve-dosistempo [mSv/a] (linkeras) en radiologisch risico [a^{-1}] (rechteras) voor volwassenen onder AES5-2 ‘complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving’ (CF: cumulatieve frequentie).

14.6.7.4 Overige AES'en

Voor de andere scenario's, waarvoor geen jaarlijkse waarschijnlijkheid bepaald kon worden, wordt het risico bepaald door de piekimpact voor volwassenen te vermenigvuldigen met de risicofactor en de maximale waarschijnlijkheid op basis van de toegekende waarschijnlijkheidsscore (§14.6.2):

- onder AES3-1 'versnelde erosie' met een waarschijnlijkheidsscore 'laag' ($< 10^{-1}$ zoals beschouwd in Tabel 14-63 in §14.6.2.4) wordt een maximale effectieve dosis berekend van 0,112 mSv/a (§14.6.6.5). Dit stemt overeen met een risico van $6,40 \times 10^{-7}$ per jaar;
- onder AES3-2 'extreme erosie' met een waarschijnlijkheidsscore 'zeer laag' ($< 10^{-3}$ zoals beschouwd in Tabel 14-63 in §14.6.2.4) wordt een maximale effectieve dosis berekend van 0,118 mSv/a (§14.6.6.6). Dit stemt overeen met een risico van $6,72 \times 10^{-9}$ per jaar;
- onder AES4 'complexanten' met een waarschijnlijkheidsscore 'laag' ($< 10^{-1}$ zoals beschouwd in Tabel 14-64 in §14.6.2.5) wordt een maximale effectieve dosis berekend van 0,112 mSv/a (§14.6.6.7). Dit stemt overeen met een risico van $6,38 \times 10^{-7}$ per jaar; en
- onder AES6 'complexanten in combinatie met een versnelde erosie' met een waarschijnlijkheidsscore 'laag' ($< 10^{-2}$ zoals beschouwd in Tabel 14-65 in §14.6.2.6) wordt een maximale effectieve dosis berekend van 0,154 mSv/a (§14.6.6.10). Dit stemt overeen met een risico van $8,77 \times 10^{-8}$ per jaar.

14.6.7.5 Evaluatie van het globale risico

Een overzicht van de berekende risico's voor alle AES'en wordt gegeven in Tabel 14-68. Hieruit blijkt dat de individuele risico's van alle AES'en, met uitzondering van AES1-2 'vroege en zware aardbeving', lager zijn dan de risicoreferentiewaarde van 10^{-6} a^{-1} per scenario.

Het *globale risico* zou, indien berekend als de som van de piekrisico's voor alle AES'en, $4,35 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ bedragen. Indien men echter rekening houdt met het feit dat de maximale risico's per scenario zich niet op hetzelfde *moment* zouden voordoen, wordt het globale risico maximaal op $3,16 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ geschat. Deze waarde werd berekend als de som van de samenvallende piekrisico's in de tijdspanne van enkele honderden jaren voor het aflopen van de evaluatieperiode.

Tabel 14-68: Evaluatie van het globale risico onder de verschillende AES'en.

Scenario	Maximale effectieve dosis [mSv/a] (volwassenen)	Waarschijnlijkheid [%]	Evaluatieperiode	Piekrisico [a^{-1}]	Tijdstip van piekrisico [a]
AES1-1	0,118	6,32%	350 – 1 000 a	$4,24 \times 10^{-7}$	1 798
AES1-2	2,11	7,92%	350 – 2 000 a	$2,04 \times 10^{-6}$	2 000
AES2-1	0,114	0,1%	350 – 1 000 a	$6,52 \times 10^{-9}$	2 000
AES2-2 'uitlozing'	1,05	0,1%	350 – 2 000 a	$1,61 \times 10^{-8}$	2 000
AES2-2 'directe blootstelling'	0,683	0,1%	350 – 2 000 a	$3,39 \times 10^{-8}$	2 000
AES3-1	0,112	10%		$6,40 \times 10^{-7}$	2 000
AES3-2	0,118	0,1%		$6,72 \times 10^{-9}$	1 798

Scenario	Maximale effectieve dosis [mSv/a] (volwassenen)	Waarschijnlijkheid [%]	Evaluatieperiode	Piekrisico [a ⁻¹]	Tijdstip van piekrisico [a]
AES4	0,112	10%		$6,38 \times 10^{-7}$	1 339
AES5-1	0,188	0,632%	350 – 2 000 a	$5,90 \times 10^{-8}$	999
AES5-2	6,10	0,792%	350 – 2 000 a	$4,00 \times 10^{-7}$	958
AES6	0,154	1%		$8,77 \times 10^{-8}$	910
Globaal risico [a⁻¹]	alle AES'en			$4,35 \times 10^{-6}$	
	1 700 – 2 000 a			$3,16 \times 10^{-6}$	

Bijgevolg voldoet het globale risico van alle niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem met een veiligheidsmarge van meer dan 50% aan de risicobeperking van 10^{-5} a⁻¹. De impacts onder de niet-verwachte maar mogelijke evoluties beschouwd in de AES'en zijn dus aanvaardbaar.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.7 Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): analyse van een boorkern (één collo/monoliet)

14.7.1 Inleiding en doelstellingen

Gegeven de inherente onzekerheid met betrekking tot toekomstige menselijke acties en menselijk gedrag wordt een beperkt aantal *gestileerde* intrusiescenario's beschouwd, die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke *schalen* van intrusie en de verschillende mogelijke *acties* van de indringer (§14.2.1.1.1.3 en §14.2.3.3.3).

In deze paragraaf wordt ingegaan op het direct-effectscenario 'analyse van een boorkern' in de *veiligheidsanalyse*, dat tegemoet komt aan de vraag van het FANC om een scenario te beschouwen waarin één collo¹³⁹ betrokken is bij de intrusie (§6.2.7 in [R14-13]). De relevante *schalen* zijn dan ook 'collo' en 'monoliet' (Tabel 14-2).

De radiologische impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 (§14.2.2.1) wordt beschreven in termen van (§14.7.4)

- de *effectieve dosis* [mSv], die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglen [mSv], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv en 15 mSv.

Hierbij wordt ook ingegaan op de aanwezige *heterogeniteit* tussen verschillende afvalfamilies/variëteiten en individuele colli.

De *argumentatie van het omhullende karakter* van het scenario 'analyse van een boorkern' (§14.7.5) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hiertoe bijdragen en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van het onderliggende model.

14.7.2 Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen

Het scenario 'analyse van een boorkern' betreft een uitgebreid *laboratoriumonderzoek* van een boorkernmonster uit

- een primair collo GA in een type I of type II monoliet; of
- het inwendige volume van een type III monoliet.

De laborant die de analyse uitvoert, is de *representatieve persoon*. Tijdens de analyse zal hij stalen nemen van de boorkern om deze te inspecteren en te analyseren, wat stof genereert en verspreidt in het laboratorium. Hierbij dient hij de kern ook te manipuleren (verplaatsen van en naar opslag, meetapparatuur,...). Tegelijk wordt de laborant blootgesteld aan straling en radon uit de stalen en de kern als geheel.

¹³⁹ Voor type III monolieten stemt het collo overeen met het inwendige volume van de monoliet.

De uitgangspunten zoals beschouwd in §14.2.3.3.3 blijven van toepassing. In het bijzonder worden de consequenties van het niet ontdekken van het radioactieve karakter beschouwd in de zin dat de laborant, na zijn analyse, de open kern op een *toegankelijke plaats* in het laboratorium stockeert. Hoewel hierbij geen direct contact meer is tussen laborant en boorkern, blijft de laborant ook dan onderhevig aan blootstelling aan straling en radon uit de boorkern.

Met een eventueel geïntroduceerde kleinschalige contaminatie (stofdeeltjes) van het *laboratoriummateriaal*, die gradueel verdwijnt, wordt echter geen rekening gehouden; daar deze voldoende wordt afgedekt door de hypothesen onder en parametrisering van andere blootstellingswegen (§14.7.5).

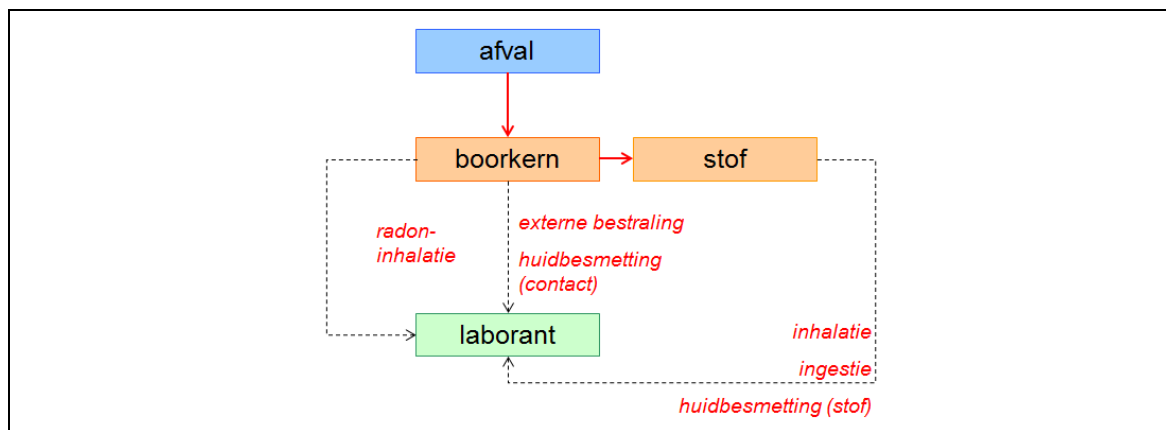
De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS ‘analyse van een boorkern’ zijn dat

- het radioactieve *karakter* van de boorkern niet wordt ontdekt tijdens de analyse (§14.2.3.3.3);
- de laborant geen *beschermende uitrusting* draagt, zoals een stofmasker of handschoenen (§14.2.3.3.3);
- de laborant tijdens een jaar verondersteld wordt bij *één intrusie* betrokken te zijn, i.e. één boorkern analyseert en verder wordt blootgesteld zolang deze in het laboratorium aanwezig blijft; en
- het afval in de boorkern *gemakkelijk verspreidbaar* is, met een hoge stofbelasting tot gevolg.

14.7.3 Formulering en implementatie van modellen

14.7.3.1 Conceptueel model en blootstellingswegen

Het conceptuele model voor dit scenario, met identificatie van de beschouwde blootstellingswegen, wordt getoond in Figuur 14-126.



Figuur 14-126: Conceptueel model voor het scenario ‘analyse van een boorkern’.

De *effectieve dosis* voor de laborant bestaat uit twee luiken:

- *tijdens de analyse* van de boorkern. De laborant wordt blootgesteld via
 - ▶ externe bestraling vanuit de boorkern;

- ▶ stofgerelateerde wegen, in casu
 - ▶ inhalatie van stofdeeltjes,
 - ▶ huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes op de huid,
 - ▶ ingestie van sporen van stof,
- ▶ huidbesmetting door direct contact bij het manipuleren van de boorkern;
- ▶ inhalatie van radon dat vrijkomt uit de boorkern;
- door aanwezigheid van de *achtergelaten open kern* op een toegankelijke plaats in het labo, waarbij er geen manipulatie van de kern meer plaatsvindt en de blootstelling van de laborant bijgevolg beperkt is tot:
 - ▶ externe bestraling vanuit de boorkern;
 - ▶ inhalatie van radon dat vrijkomt uit de boorkern.

Een eventuele externe dosis door *submersie* (stof) zal, gelet op de beperkte hoeveelheid materiaal, niet significant zijn in vergelijking met de interne dosis (inhalatie / ingestie) ten gevolge van stof, of de dosis door externe bestraling vanuit de boorkern zelf. Daarom wordt deze blootstellingsweg niet beschouwd.

De *equivalente huiddosis* opgelopen door de laborant bestaat uit twee componenten:

- externe bestraling vanuit de boorkern;
- huidbesmetting, door
 - ▶ direct contact bij het hanteren van de boorkern;
 - ▶ afzetting van stofdeeltjes.

Op basis van de overwegingen in §14.2.4.1.6 wordt de conformiteit van de *equivalente dosis voor de ooglen* aangetoond door de benadering dat deze conformiteit gegarandeerd is wanneer de som van de totale effectieve dosis en de totale equivalente huiddosis de equivalente-dosislimietwaarde niet overschrijdt. Voor de meeste scenario's is dit een valabele benadering, daar de equivalente huiddosis een 'gemiddelde' dosis over het lichaam vormt en dus in principe ook opgelopen wordt in de buurt van de ogen. Dit is echter niet het geval onder het scenario 'analyse van een boorkern', waar de dosis door huidbesmetting door *direct contact* opgelopen wordt tijdens het manipuleren van de boorkern, i.e. met de *handen*. Daarom wordt bij de evaluatie van de equivalente dosis voor de ooglen onder dit scenario de som gemaakt van:

- de totale effectieve dosis, met de blootstellingswegen zoals hierboven beschouwd;
- de equivalente huiddosis door externe bestraling vanuit de boorkern; en
- de equivalente huiddosis door huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes;

waarbij de equivalente huiddosis door huidbesmetting door direct contact bij het hanteren van de boorkern niet wordt meegenomen.

14.7.3.2 Wiskundig model

De bepaling van de activiteit of activiteitsconcentratie van elke radionuclide C_i [Bq/m³] op verschillende tijdstippen gebeurt aan de hand van de Bateman-vergelijkingen voor radioactief verval [R14-131]. Ten

behoefte van de berekeningen wordt aangenomen dat de activiteitsniveaus in de bronterm (Tabel 14-4) de niveaus zijn op het einde van de exploitatiefase Ia ($t_0 + 50a$).

De wiskundige voorstellingen van relevante transfer- en blootstellingswegen worden beschreven in §4.2 en Annex 6 van [OD-116] voor respectievelijk de effectieve dosis en de equivalente huiddosis. Ze zijn vergelijkbaar met, of equivalent aan, de internationaal gebruikte vergelijkingen voor soortgelijke evaluaties met betrekking tot menselijke intrusie.

Voor elke beschouwde blootstellingsweg exp kan de berekening van de effectieve dosis toe te schrijven aan radionuclide i , $E_{exp,i}$ [Sv], in volgende generieke vorm gezet worden:

$$E_{exp,i} = C_i \times SCF \times Q \times DF_{exp,i} \quad \text{Vergelijking 30}$$

waarbij

- C_i = activiteitsconcentratie van radionuclide i in het afval [Bq/m³];
- SCF = scenariocorrectiefactor die rekening houdt met verspreiding / transfer van activiteit van radionucliden vanuit het afval naar het medium (lucht,...) waaraan de blootstelling optreedt;
- Q = mate of maat van blootstelling (mogelijks een combinatie van parameters); en
- $DF_{exp,i}$ = de effectieve dosiscoëfficiënt van radionuclide i voor blootstellingsweg exp (eenheden hangen af van de betrokken blootstellingsweg).

SCF en Q omvatten respectievelijk factoren als stofbelasting in de lucht en blootstellingsduur.

Op dezelfde manier kan voor elke beschouwde blootstellingsweg exp de equivalente huiddosis toe te schrijven aan radionuclide i , $H_{skin,exp,i}$ [Sv], in volgende generieke vorm gezet worden:

$$H_{skin,exp,i} = C_i \times SCF \times Q \times HF_{skin,exp,i} \quad \text{Vergelijking 31}$$

waarbij $HF_{skin,exp,i}$ de equivalente huiddosiscoëfficiënt is van radionuclide i voor blootstellingsweg exp .

Voor de evaluatie van de *externe bestraling* vanuit de boorkern (§4.2.2 van [OD-116]) wordt, zowel tijdens analyse ervan als tijdens de aanwezigheid van de open kern op een toegankelijke plaats, ondersteld dat de kern een *puntbron* vormt voor de laborant. In de evaluatie wordt daarom gebruik gemaakt van de gemiddelde gamma-energie per disintegratie [MeV/dis] (Tabel 14-141 in Bijlage 14-1) in plaats van een dosiscoëfficiënt voor externe blootstelling. Voor de benaderende bepaling van de equivalente huiddosis door externe bestraling wordt de aldus berekende effectieve externe dosis herschaald volgens de verhouding van de equivalente submersiedosiscoëfficiënt voor de huid $HF_{skin,sub,i}$ [Sv/h per Bq/m³] (Tabel 14-142 in Bijlage 14-1) tot de effectieve submersiedosiscoëfficiënt $DF_{sub,i}$ [Sv/h per Bq/m³] (Tabel 14-141 in Bijlage 14-1).

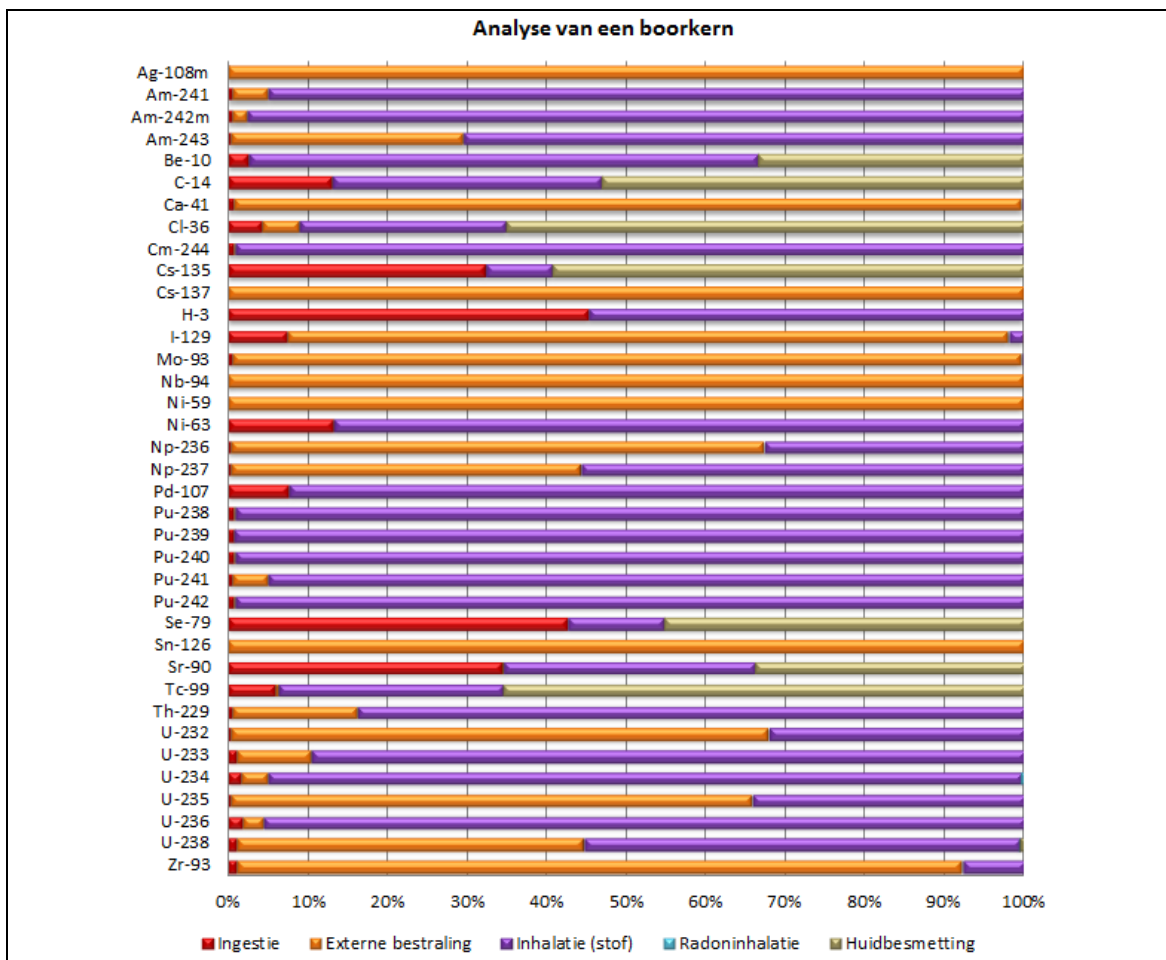
Een overzicht van de gebruikte radionuclideonafhankelijke parameters wordt gegeven in Tabel 14-136 in Bijlage 14-1. De effectieve en equivalente dosiscoëfficiënten worden gegeven in Tabel 14-141 en Tabel 14-142 in Bijlage 14-1. Het omhullende karakter van de belangrijkste parameterkeuzes wordt verder beargumenteerd in §14.7.5.

14.7.3.3 Computermodel

Omdat er geen publieke codes beschikbaar zijn, heeft GSL in opdracht van NIRAS een op maat gemaakt computerinstrument (HIAM) ontworpen voor de evaluatie van menselijke intrusie in de oppervlakteberging te Dessel [OD-106].

De impactevaluatie is gericht op de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden en hun langlevende dochters (§14.3.1.5). (Zeer) kortlevende dochternucliden worden opgenomen bij hun moedernuclide via toepassing van *gecorrigeerde dosiscoëfficiënten* (§2.2 van [OD-042]). Er wordt een totale impact [Sv] per eenheidsconcentratie in het GA [Bq/m³] berekend voor iedere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide, waarbij de bijdragen van de expliciet gemodelleerde dochternucliden op ieder tijdstip bij de moedernuclide geteld worden.

Figuur 14-127 geeft een overzicht van de *relatieve bijdrage* van verschillende blootstellingswegen tot de impact van iedere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ na 350 jaar.



Figuur 14-127: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de effectieve dosis van individuele radionucliden voor de laborant onder het scenario ‘analyse van een boorkern’, bij intrusie op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld.

Hieruit blijkt dat ‘externe bestraling’ (oranje) en ‘inhalatie van stof’ (paars) veelal de belangrijkste blootstellingswegen vormen. Voor bepaalde radionucliden (zoals ^{14}C) dragen ook ‘huidbesmetting’ (bruin) en ‘ingestie’ (rood) significant bij – deze radionucliden zijn echter niet bepalend voor de totale effectieve dosis onder ‘analyse van een boorkern’ (zie §14.7.4.1.1 en §14.7.4.2.1).

Voor de evaluatie van de *equivalente huiddosis* (met en zonder de bijdrage van ‘huidbesmetting door direct contact’) wordt een in termen van invoerdata aangepaste versie van HIAM gebruikt (Annex 6.3 van [OD-116]).

Vertrouwen in HIAM en de resultaten ervan wordt op verschillende manieren bereikt; een overzicht is te vinden in §14.20.7 van Bijlage 14-2 en [OD-235].

14.7.4 Radiologische impact

In §14.7.4.1 wordt de impact onder analyse van een *gemiddelde* boorkern beschreven, waarbij de totale activiteitsinhoud van de bronterm 2013 V2 (Tabel 14-4) homogeen verdeeld wordt over het totale volume GA, hier afgerond tot 50 000 m³.

Hierbij wordt geen rekening gehouden met de in de bronterm aanwezige *heterogeniteit* tussen afvalfamilies/variëteiten en individuele colli: de radiologische impact van een ‘reële’ intrusie en de daartoe meest bijdragende radionucliden worden bepaald door het *bij de intrusie betrokken collo*. Deze effecten worden toegelicht in §14.7.4.2.

Aan de kritieke radionucliden worden concentratielimieten (CLI’s) opgelegd op colloniveau (zie §14.16.4.1). De impact veroorzaakt door afval met een activiteitsconcentratie gelijk aan deze CLI’s wordt beschreven in §14.7.4.3.

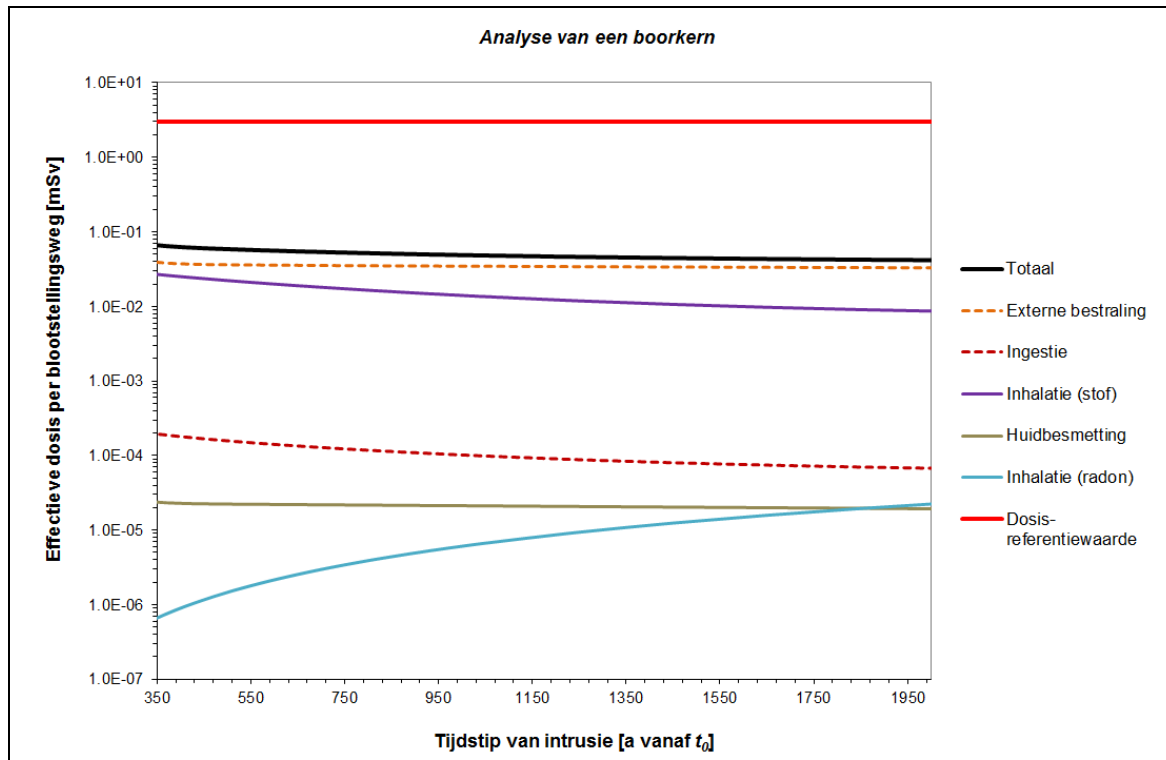
14.7.4.1 Analyse van een ‘gemiddelde’ boorkern

14.7.4.1.1 Effectieve dosis

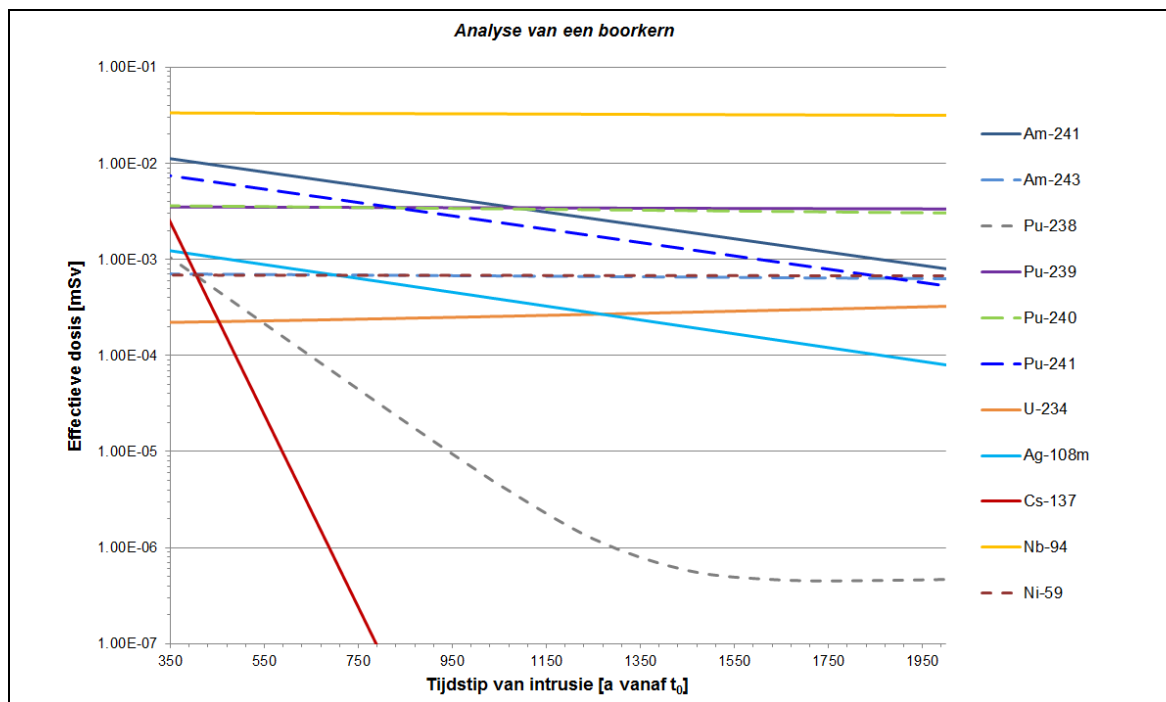
Figuur 14-128 toont de berekende effectieve dosis [mSv] onder analyse van een gemiddelde boorkern voor verschillende intrusietijdstippen, met de afzonderlijke bijdragen van de verschillende blootstellingswegen. Uit deze figuur blijkt dat, ondanks de ingroei van bepaalde dochternucliden, de hoogste *globale* doses worden gegenereerd onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle op 350 a.

De piekimpact van $6,64 \times 10^{-2}$ mSv ligt ver onder de dosisreferentiewaarde van 3 mSv en zal nauwelijks of niet waarneembaar zijn ten in vergelijking met de natuurlijke achtergrond van enkele mSv/a.

Externe bestraling is de belangrijkste blootstellingsweg (op $t_0 + 350$ a goed voor 59,1% van de totale dosis en relatief nog belangrijker in de verdere toekomst) en is grotendeels te wijten aan ^{94}Nb , met aanvankelijk ook kleinere bijdragen van ^{137}Cs en $^{108\text{m}}\text{Ag}$ (Figuur 14-127 en Figuur 14-129). Ongeveer 83% van de impact door externe bestraling kan worden toegeschreven aan het beschouwen van de aanwezigheid van de open kern op een toegankelijke plaats gedurende 1 werkjaar.



Figuur 14-128: Effectieve dosis voor de laborant [mSv] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario 'analyse van een gemiddelde boorkern'.



Figuur 14-129: Effectieve dosis voor de laborant [mSv] uit de belangrijkste radionucliden onder het scenario 'analyse van een gemiddelde boorkern'.

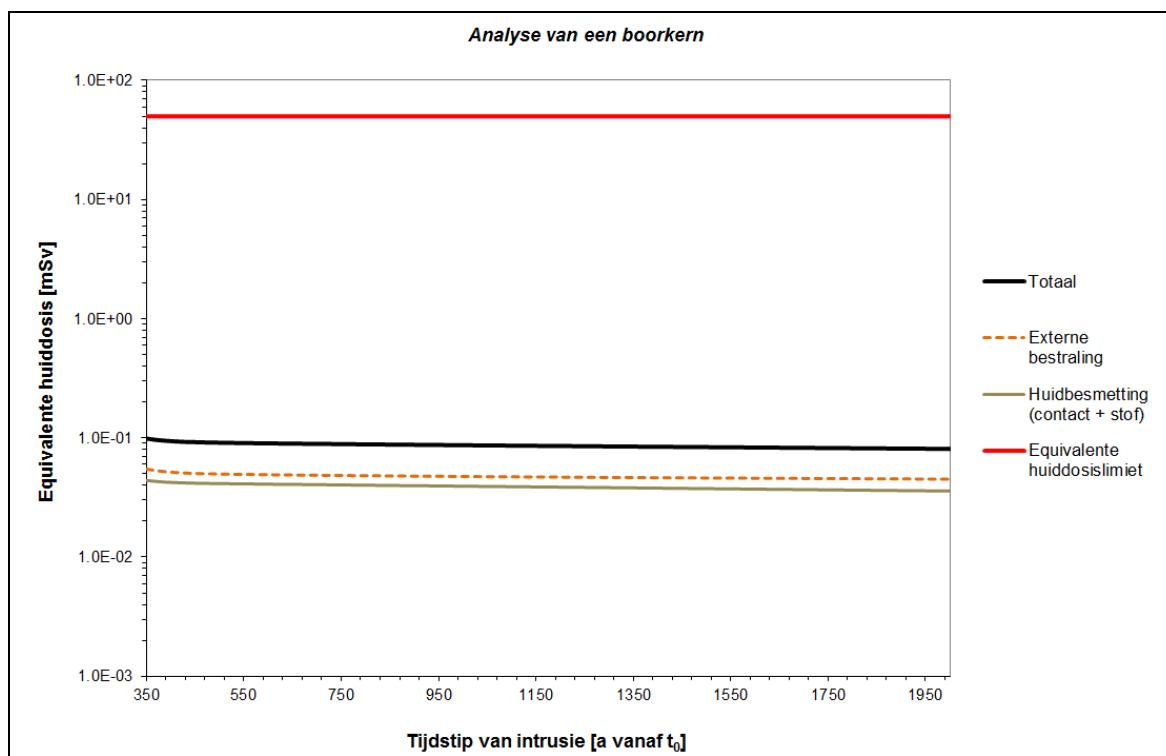
Daarnaast is ook de bijdrage van *inhalatie* van geresuspendeerd stof belangrijk, vooral bij relatief vroege intrusies (tijdschaal van enkele honderden jaren). De afname van (het belang van de) inhalatiedosis is toe te schrijven aan verval van ^{241}Am en ^{241}Pu . In de verdere toekomst leveren ^{239}Pu en ^{240}Pu de belangrijkste bijdrage tot de inhalatiedosis (Figuur 14-127 en Figuur 14-129).

De dosis door *radoninhalatie* is bijna volledig toe te schrijven aan blootstelling aan de open kern gedurende 1 werkjaar na de analyse (blootstellingsduur van 1 800 h tegenover 40 h tijdens analyse van de boorkern). Radoninhalatie draagt onder dit scenario echter op geen enkel ogenblik significant bij tot de totale impact (Figuur 14-128).

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-156 in Bijlage 14-1. Verdere details worden gegeven in §2.1.1 en §3.1 van [OD-274].

14.7.4.1.2 Equivalente huiddosis en equivalente dosis voor de ooglen

Onder het scenario ‘analyse van een gemiddelde boorkern’ leveren de dosis door externe bestraling en huidbesmetting vergelijkbare bijdragen tot de equivalente huiddosis (Figuur 14-130) en vormen ^{94}Nb (voornamelijk externe bestraling) en ^{14}C (huidbesmetting) de dominante radionucliden.



Figuur 14-130: Totale equivalente huiddosis [mSv] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario ‘analyse van een gemiddelde boorkern’.

De bijdrage van *huidbesmetting* is voornamelijk toe te schrijven aan *direct contact* met de boorkern tijdens het verplaatsen ervan: deze bijdrage ligt meer dan drie grootteordes hoger dan de bijdrage van

afzetting van stofdeeltjes. Het relatief hogere belang van de bijdrage van huidbesmetting tot de equivalente huiddosis, in vergelijking met haar bijdrage tot de effectieve dosis (Figuur 14-128), wordt verklaard doordat er in de zin van de equivalente-dosislimiet geen rekening wordt gehouden met

- de *weefselgewichtsfactor voor de huid van 0,01* (wat wel het geval is in de beschouwing van de effectieve dosis [R14-31]);
- de *blootgestelde fractie* van het huidoppervlak (0,054 voor de handen bij direct contact – zie Tabel 14-136 in Bijlage 14-1), daar de equivalente-dosislimiet van toepassing is op ‘elke oppervlakte van 1 cm² huid, welke ook de blootgestelde oppervlakte moge wezen’.

De maximale equivalente huiddosis bedraagt $9,88 \times 10^{-2}$ mSv en treedt, net als de maximale effectieve dosis, op voor een intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle. Gelet op de dominante radionucliden blijft de equivalente huiddosis gedurende de volledige evaluatieperiode op een vergelijkbaar niveau, dat de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge respecteert. Verdere details worden gegeven in §5.1.1 van [OD-274].

De maximale equivalente huiddosis *zonder* de bijdrage van huidbesmetting door direct contact wordt eveneens berekend onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle en bedraagt $5,48 \times 10^{-2}$ mSv, waartoe ⁹⁴Nb de grootste bijdrage (> 80%) levert. De *som* van de effectieve dosis en deze equivalente huiddosis zonder rekening te houden met direct contact, onder analyse van een gemiddelde boorkern, bedraagt dan maximaal 0,121 mSv. Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de equivalente dosis voor de ooglen, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a met een ruime marge gerespecteerd zal worden voor de laborant.

14.7.4.2 Variabiliteit tussen afvalfamilies/variëteiten en individuele colli

14.7.4.2.1 Effectieve dosis

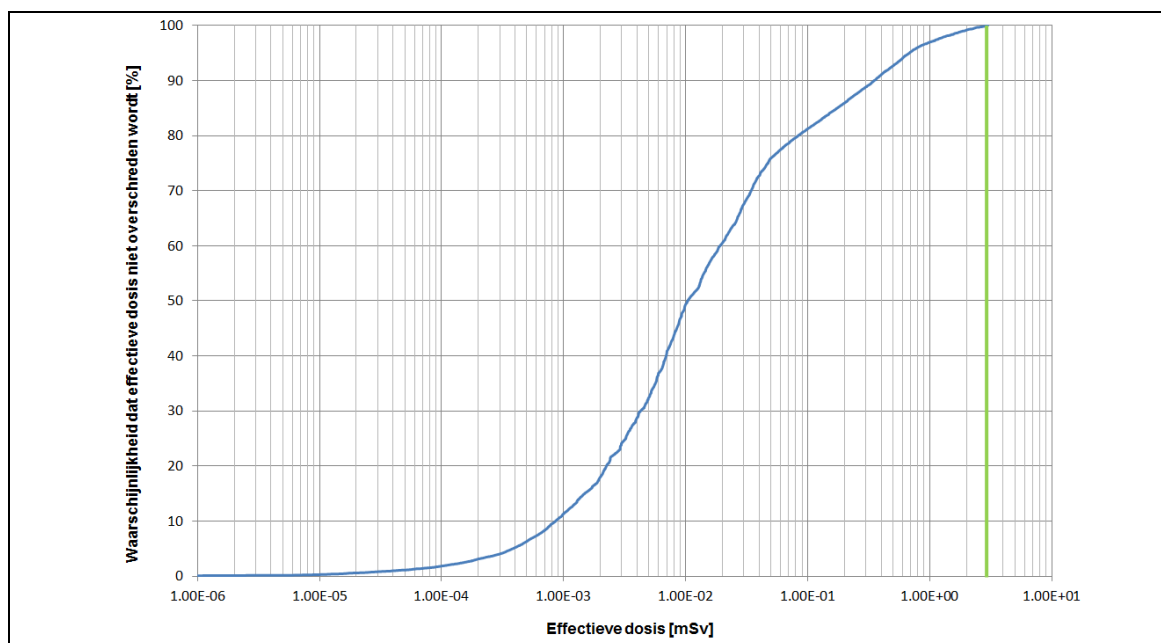
De globale effectieve dosis (inclusief alle relevante radionucliden en blootstellingswegen) werd in eerste instantie per *afvalfamilie/variëteit* geëvalueerd, voor een hypothetisch collo van elke familie/variëteit met een gemiddelde samenstelling. Naar analogie met de analyse van een gemiddelde boorkern worden de hoogste effectieve doses onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle gevonden ($t_0 + 350$ jaar). Uit Tabel 14-69, waarin de totale effectieve dosis van de 20 afvalfamilies/variëteiten met de hoogste gemiddelde impact wordt getoond, blijkt dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv in alle gevallen wordt nageleefd. Verdere details worden gegeven in §2.1.3 van [OD-274].

Tabel 14-69: Effectieve dosis [mSv] voor een analyse van een boorkern met de gemiddelde samenstelling van een afvalfamilie/variëteit voor intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ a).

Afvalfamilie/variëteit	Effectieve dosis [mSv]	Belangrijkste radionuclide
RESIN-KCD-LOW-1000-A (1 000-litercolli)	1,43	⁹⁴ Nb (88,1%)
VARIA-CNT-LOW-1600-A (1 600-litercolli)	1,40	⁹⁴ Nb (95,4%)
FILTR-CNT-LOW-1600-A (1 600-litercolli)	1,25	⁹⁴ Nb (92,0%)
SLUDGE-MEDIUM-B400 (400-litercolli)	1,23	²⁴¹ Am (48,2%)
DECOM-CNT-PELLETSHIGH-CT3 (type III monolieten)	1,09	²⁴¹ Am (36,9%)

Afvalfamilie/variëteit	Effectieve dosis [mSv]	Belangrijkste radionuclide
FILTR-KCD-MEDIUM-400-A (400-litercolli)	0,989	⁹⁴ Nb (89,9%)
RESIN-CNT-LOW-R1600 (400-litercolli)	0,924	⁹⁴ Nb (87,2%)
VARIA-CNT-MEDIUM-400-A (400-litercolli)	0,882	⁹⁴ Nb (91,7%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400V (400-litercolli)	0,792	⁹⁴ Nb (98,7%)
RESIN-CNT-LOW-R1500 (1500-litercolli)	0,763	⁹⁴ Nb (87,6%)
SOLID-MEDIUM-400-A (400-litercolli)	0,714	⁹⁴ Nb (35,0%)
FILTR-CNT-MEDIUM-400-A (400-litercolli)	0,709	⁹⁴ Nb (92,5%)
VARIA-KCD-MEDIUM-400 (400-litercolli)	0,666	⁹⁴ Nb (72,4%)
SLUDGE-LOW-B400 (400-litercolli)	0,609	²⁴¹ Am (38,7%)
RESIN-KCD-MEDIUM-C400-A (400-litercolli)	0,569	⁹⁴ Nb (80,6%)
FILTR-CNT-LOW-1500 (1500-litercolli)	0,473	⁹⁴ Nb (95,4%)
RESIN-CNT-MEDIUM-R400 (400-litercolli)	0,455	⁹⁴ Nb (81,2%)
CONCT-KCD-LOW-220 (200-litercolli)	0,404	⁹⁴ Nb (97,6%)
RESIN-CNT-MEDIUM-C400 (400-litercolli)	0,322	⁹⁴ Nb (84,8%)
DECOM-KCD-PELLETSHIGH-CT3 (type III monolieten)	0,305	⁹⁴ Nb (32,6%)

Op het niveau van *individuele colli* zijn enkel voor de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli radiologische spectra beschikbaar. Er zijn nog geen type III monolieten geproduceerd. Ook hier worden, ondanks de ingroei van bepaalde dochternucliden, de hoogste globale doses gegenereerd onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle. Figuur 14-131 toont de verdeling van effectieve doses voor de bestaande en gekarakteriseerde colli voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.



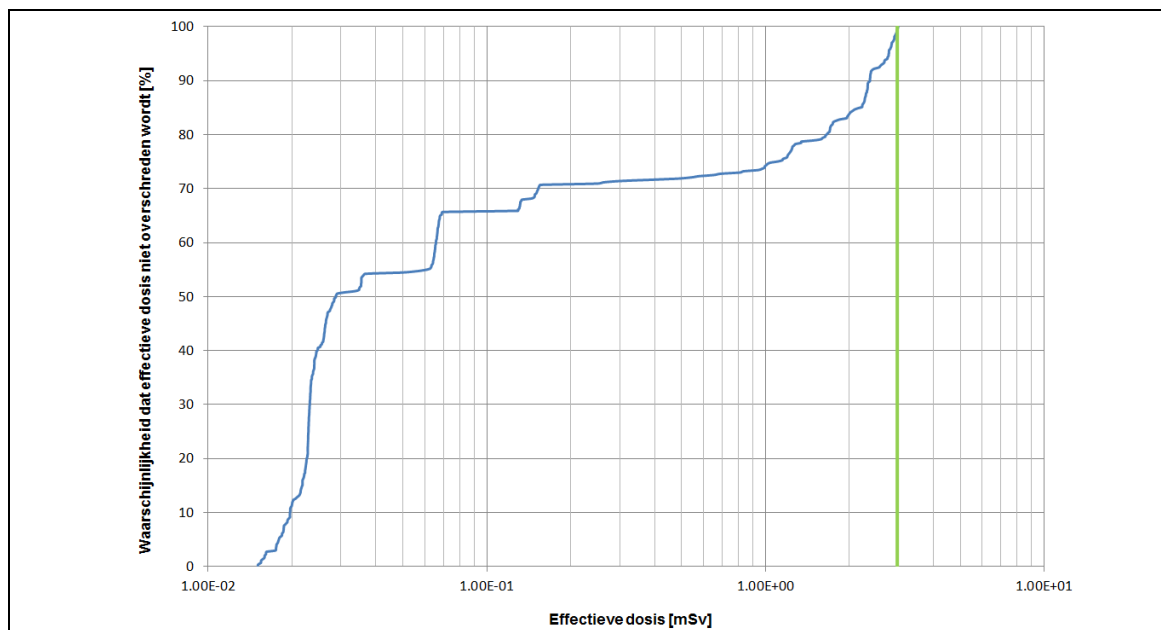
Figuur 14-131: Verdeling van effectieve doses [mSv] onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ voor de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2, voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar. De blauwe curve toont het percentage colli dat zou resulteren in lagere effectieve doses dan de aangegeven waarden; de groene lijn stelt de dosisreferentiewaarde van 3 mSv voor.

De dosisreferentiewaarde van 3 mSv wordt gerespecteerd voor alle individuele colli, wat logisch is gegeven de uitgangspunten voor de samenstelling van de bronterm 2013 V2: colli met een impact > 3 mSv worden uit de bronterm geweerd (§6.4.5.2 [HS-6]). Voor ongeveer twee derde van de colli ligt de impact zelfs meer dan twee grootteordes lager dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv.

De families waaruit de 20 colli die tot de hoogste impact leiden afkomstig zijn, worden geïdentificeerd in Tabel 14-70. Meer dan de helft van deze colli zijn afkomstig uit de familie SLUDGE-LOW-B400, wat enigszins verrassend kan overkomen omdat een gemiddeld collo uit deze familie slechts de veertiende plaats bekleedt qua impactniveau (Tabel 14-69). Figuur 14-132 toont de verdeling van effectieve doses voor de bestaande en gekarakteriseerde colli uit deze familie voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar: hieruit blijkt dat het merendeel van de colli uit deze familie inderdaad tot lagere impacts zal leiden.

Tabel 14-70: Effectieve dosis [mSv] voor analyse van een boorkern uit een individueel collo onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ a).

Afvalfamilie/variëteit	Effectieve dosis [mSv]	Belangrijkste Radionuclide
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,99	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,98	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,97	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,96	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,96	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit VARIA-CNT-MEDIUM-400-A	2,95	⁹⁴ Nb (94,4%)
400-litercollo uit FILTR-CNT-MEDIUM-400-A	2,95	⁹⁴ Nb (98,3%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,95	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,93	²⁴¹ Am (34,5%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,92	²⁴¹ Am (34,5%)
1 000-litercollo uit RESIN-KCD-LOW-1000-A	2,91	⁹⁴ Nb (92,8%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,90	²⁴¹ Am (36,8%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,90	²⁴¹ Am (41,9%)
400-litercollo uit RESIN-CNT-MEDIUM-C400	2,90	⁹⁴ Nb (94,0%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,90	²⁴¹ Am (34,5%)
1 000-litercollo uit RESIN-KCD-LOW-1000-A	2,89	⁹⁴ Nb (92,8%)
400-litercollo uit FILTR-CNT-LOW-400	2,89	⁹⁴ Nb (98,3%)
400-litercollo uit SLUDGE-LOW-B400	2,88	²⁴¹ Am (34,5%)
1600-litercollo uit VARIA-CNT-LOW-1600-A	2,88	⁹⁴ Nb (95,8%)
1 000-litercollo uit RESIN-KCD-LOW-1000-A	2,88	⁹⁴ Nb (92,8%)



Figuur 14-132: Verdeling van effectieve doses [mSv] onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ voor de 437 bestaande en gekarakteriseerde colli uit de familie SLUDGE-LOW-B400 in de bronterm 2013 V2, voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar. De blauwe curve toont het percentage colli dat zou resulteren in lagere effectieve doses dan de aangegeven waarden; de groene lijn stelt de dosisreferentiewaarde van 3 mSv voor.

14.7.4.2.2 Equivalente huiddosis

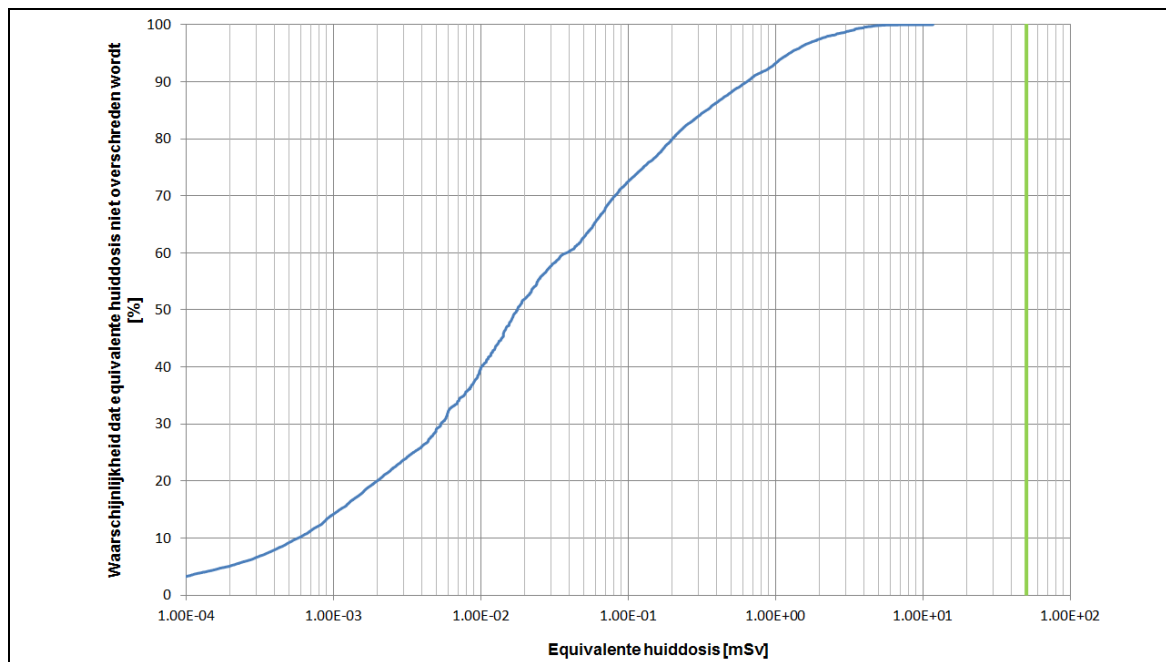
Ook de equivalente huiddosis werd per *afvalfamilie/variëteit* geëvalueerd, voor een hypothetisch collo van elke familie/variëteit met een gemiddelde samenstelling. Naar analogie met de analyse van een gemiddelde boorkern worden de hoogste equivalente huiddoses bekomen onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ jaar). Uit Tabel 14-71, waarin de totale equivalente huiddosis van de 20 afvalfamilies/variëteiten met de hoogste gemiddelde impact wordt getoond, blijkt dat de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv/a voor alle afvalfamilies/variëteiten met marge wordt nageleefd.

Tabel 14-71: Equivalente huiddosis [mSv] voor analyse van een boorkern met de gemiddelde samenstelling van een afvalfamilie/variëteit voor intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ a).

Afvalfamilie/variëteit	Equivalente huiddosis [mSv]	Belangrijkste radionuclide
FILTR-KCD-MEDIUM-400-A	2,69	⁹⁴ Nb (51,7%)
RESIN-KCD-LOW-1000-A	2,54	⁹⁴ Nb (77,7%)
VARIA-CNT-LOW-1600-A	2,28	⁹⁴ Nb (92,2%)
FILTR-CNT-LOW-1600-A	1,93	⁹⁴ Nb (93,0%)
DECOM-KCD-MELTING-CT1	1,87	¹⁴ C (92,3%)
RESIN-KCD-MEDIUM-C400-A	1,56	⁹⁴ Nb (46,2%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400V	1,50	⁹⁴ Nb (81,8%)

Afvalfamilie/variëteit	Equivalente huiddosis [mSv]	Belangrijkste radionuclide
VARIA-CNT-MEDIUM-400-A	1,42	⁹⁴ Nb (89,5%)
RESIN-CNT-LOW-R1600	1,39	⁹⁴ Nb (90,8%)
SOLID-MEDIUM-400-A	1,33	¹⁴ C (47,4%)
VARIA-KCD-MEDIUM-400	1,30	⁹⁴ Nb (58,1%)
FILTR-CNT-MEDIUM-400-A	1,21	⁹⁴ Nb (85,0%)
RESIN-CNT-LOW-R1500	1,15	⁹⁴ Nb (90,9%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400	1,14	¹⁴ C (70,1%)
RESIN-CNT-MEDIUM-R400	0,828	⁹⁴ Nb (69,9%)
FILTR-CNT-LOW-1500	0,769	⁹⁴ Nb (92,0%)
CONCT-KCD-LOW-220	0,665	⁹⁴ Nb (92,7%)
DECOM-CNT-PELLETSHIGH-CT3	0,563	⁹⁴ Nb (54,6%)
RESIN-CNT-MEDIUM-C400	0,555	⁹⁴ Nb (77,0%)
FILTR-KCD-LOW-400	0,496	⁹⁴ Nb (56,2%)

Ook op het niveau van de *individuele colli* worden de hoogste equivalente huiddoses gegenereerd onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ jaar). Figuur 14-133 toont de verdeling van equivalente huiddoses voor de bestaande en gekarakteriseerde colli voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.



Figuur 14-133: Verdeling van equivalente huiddoses [mSv] onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ voor de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2, voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar. De blauwe curve toont het percentage colli dat zou resulteren in lagere equivalente huiddoses dan de aangegeven waarden; de groene lijn stelt de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv voor.

De equivalente huiddosislimiet van 50 mSv wordt ruim gerespecteerd voor alle individuele colli. Voor ongeveer 88% van de colli ligt de impact zelfs meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente huiddosislimiet. Het individuele collo met de hoogste equivalente huiddosis is een 400-litercollo afkomstig uit de familie FILTR-KCD-MEDIUM-400-A en levert een berekende equivalente huiddosis van 11,7 mSv bij intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle.

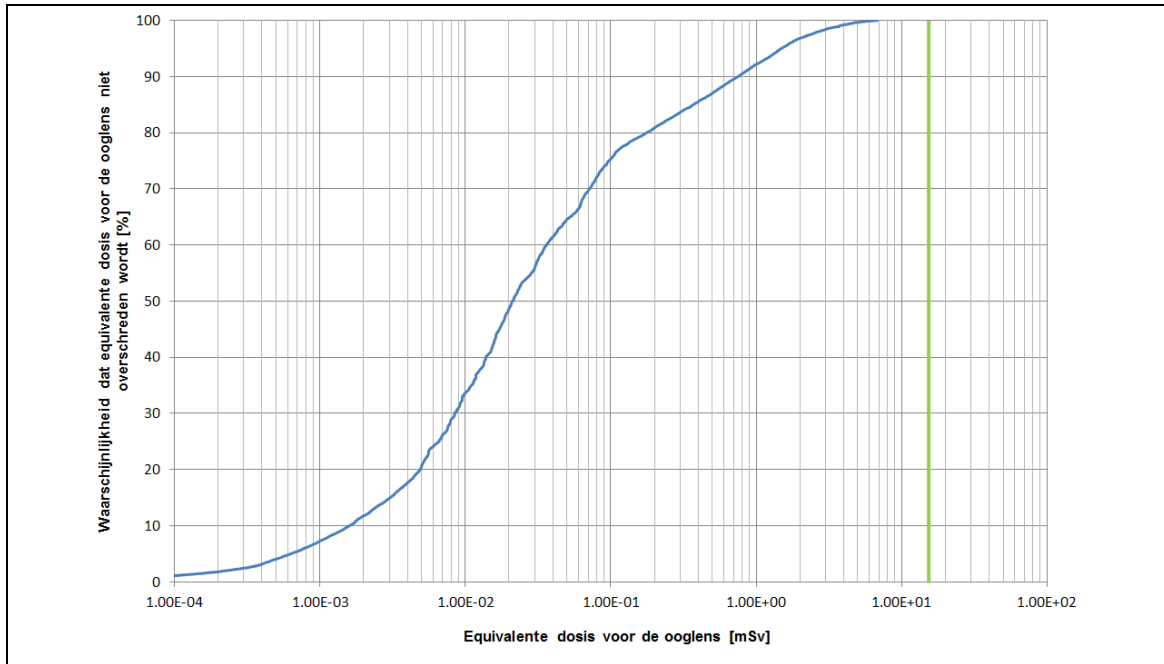
14.7.4.2.3 Equivalente dosis voor de ooglen

Tot slot werd de equivalente dosis voor de ooglen per *afvalfamilie/variëteit* geëvalueerd, voor een hypothetisch collo van elke familie/variëteit met een gemiddelde samenstelling. Aangezien de hoogste effectieve doses en equivalente huiddoses gevonden worden voor een intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle, is dat ook het geval voor de equivalente doses voor de ooglen. Uit Tabel 14-72, waarin de totale equivalente dosis voor de ooglen van de 20 afvalfamilies/variëteiten met de hoogste gemiddelde impact wordt getoond, blijkt dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a voor alle afvalfamilies/variëteiten met marge wordt nageleefd.

Tabel 14-72: Equivalente dosis voor de ooglen [mSv] voor analyse van een boorkern met de gemiddelde samenstelling van een afvalfamilie/variëteit voor intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ a).

Afvalfamilie/variëteit	Equivalente dosis voor de ooglen [mSv]	Belangrijkste radionuclide
RESIN-KCD-LOW-1000-A	3,37	⁹⁴ Nb (86,8%)
VARIA-CNT-LOW-1600-A	3,19	⁹⁴ Nb (97,5%)
FILTR-CNT-LOW-1600-A	2,80	⁹⁴ Nb (95,0%)
FILTR-KCD-MEDIUM-400-A	2,21	⁹⁴ Nb (93,3%)
RESIN-CNT-LOW-R1600	2,03	⁹⁴ Nb (92,0%)
VARIA-CNT-MEDIUM-400-A	1,97	⁹⁴ Nb (95,1%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400V	1,84	⁹⁴ Nb (98,6%)
RESIN-CNT-LOW-R1500	1,68	⁹⁴ Nb (92,3%)
FILTR-CNT-MEDIUM-400-A	1,59	⁹⁴ Nb (95,5%)
DECOM-CNT-PELLETSHIGH-CT3	1,45	⁹⁴ Nb (30,2%)
VARIA-KCD-MEDIUM-400	1,39	⁹⁴ Nb (80,5%)
RESIN-KCD-MEDIUM-C400-A	1,34	⁹⁴ Nb (79,2%)
SLUDGE-MEDIUM-B400	1,33	²⁴¹ Am (48,5%)
SOLID-MEDIUM-400-A	1,28	⁹⁴ Nb (45,2%)
FILTR-CNT-LOW-1500	1,07	⁹⁴ Nb (97,6%)
RESIN-CNT-MEDIUM-R400	1,07	⁹⁴ Nb (80,1%)
CONCT-KCD-LOW-220	0,930	⁹⁴ Nb (98,2%)
RESIN-CNT-MEDIUM-C400	0,750	⁹⁴ Nb (84,5%)
SLUDGE-LOW-B400	0,657	²⁴¹ Am (38,9%)
VARIA-CNT-LOW-1500	0,555	⁹⁴ Nb (97,4%)

Ook op het niveau van de *individuele colli* worden de hoogste equivalente doses voor de oog lens gegeneerd onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ jaar). Figuur 14-134 toont de verdeling van equivalente doses voor de oog lens voor de bestaande en gekarakteriseerde colli voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.



Figuur 14-134: Verdeling van equivalente doses voor de oog lens [mSv] onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ voor de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2, voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar. De blauwe curve toont het percentage colli dat zou resulteren in lagere equivalente doses voor de oog lens dan de aangegeven waarden; de groene lijn stelt de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv voor.

De equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv wordt gerespecteerd voor alle individuele colli. Voor bijna 80% van de colli ligt de impact zelfs meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente-dosislimiet voor de oog lens. Het individuele collo met de hoogste equivalente dosis voor de oog lens is een 400-litercollo afkomstig uit de familie FILTR-KCD-MEDIUM-400-A, dat een berekende equivalente dosis voor de oog lens geeft van 6,82 mSv bij intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle.

14.7.4.3 Absolute concentratielimi ten voor colli

Voor de kritieke radionucliden (§14.16.2) worden absolute concentratielimi ten per collo opgelegd (de zogenaamde CLI’s – zie §6.4.5.4 [HS-6]). Voor een aantal radionucliden werd de CLI naar beneden bijgesteld op basis van de berekende impacts onder ‘analyse van een boorkern’ (zie §14.16.4.1). Tabel 14-73 geeft de berekende effectieve dosis en equivalente huid dosis van de individuele kritieke radionucliden onder ‘analyse van een boorkern’, wanneer hun activiteitsconcentratie gelijk is aan de CLI.

Tabel 14-73: CLI's voor de kritieke radionucliden [Bq/m³] en impact van de CLI's onder het scenario 'analyse van een boorkern' [mSv], voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar. De equivalente dosis voor de ooglen wordt berekend als de som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis zonder de bijdrage van 'huidbesmetting door direct contact'.

Kritieke radionuclide	CLI [Bq/m ³]	Effectieve dosis CLI [mSv]	Equivalente huiddosis CLI [mSv]	Equivalente huiddosis CLI zonder bijdrage direct contact [mSv]	Equivalente dosis ooglen CLI [mSv]
^{108m} Ag	1×10^8	$2,68 \times 10^{-1}$	$3,58 \times 10^{-1}$	$3,49 \times 10^{-1}$	$6,17 \times 10^{-1}$
²⁴¹ Am	2×10^9	$2,06 \times 10^0$	$1,77 \times 10^{-1}$	$1,75 \times 10^{-1}$	$2,23 \times 10^0$
²⁴³ Am	1×10^8	$2,15 \times 10^{-1}$	$3,02 \times 10^{-1}$	$1,34 \times 10^{-1}$	$3,49 \times 10^{-1}$
¹⁴ C	1×10^{11}	$2,14 \times 10^{-2}$	$2,10 \times 10^1$	$4,09 \times 10^{-3}$	$2,55 \times 10^{-2}$
⁴¹ Ca	1×10^9	$1,19 \times 10^{-3}$	$1,18 \times 10^{-3}$	$1,18 \times 10^{-3}$	$2,37 \times 10^{-3}$
³⁶ Cl	1×10^8	$1,06 \times 10^{-4}$	$1,28 \times 10^{-1}$	$4,63 \times 10^{-4}$	$5,69 \times 10^{-4}$
²⁴⁴ Cm	1×10^9	$5,06 \times 10^{-3}$	$1,13 \times 10^{-4}$	$1,13 \times 10^{-4}$	$5,18 \times 10^{-3}$
¹³⁵ Cs	1×10^8	$3,09 \times 10^{-5}$	$3,38 \times 10^{-2}$	$6,58 \times 10^{-6}$	$3,74 \times 10^{-5}$
¹³⁷ Cs	1×10^{12}	$1,51 \times 10^0$	$3,77 \times 10^0$	$2,59 \times 10^0$	$4,09 \times 10^0$
¹²⁹ I	1×10^8	$7,32 \times 10^{-3}$	$4,02 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-2}$	$3,32 \times 10^{-2}$
⁹³ Mo	1×10^8	$3,22 \times 10^{-3}$	$4,47 \times 10^{-2}$	$4,47 \times 10^{-2}$	$4,80 \times 10^{-2}$
⁹⁴ Nb	7×10^8	$2,94 \times 10^0$	$4,61 \times 10^0$	$3,88 \times 10^0$	$6,83 \times 10^0$
⁵⁹ Ni	1×10^{11}	$6,88 \times 10^{-1}$	$6,86 \times 10^{-1}$	$6,86 \times 10^{-1}$	$1,37 \times 10^0$
⁶³ Ni	1×10^{13}	$7,14 \times 10^{-2}$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$7,14 \times 10^{-2}$
²³⁷ Np	1×10^8	$1,55 \times 10^{-1}$	$2,57 \times 10^{-1}$	$1,31 \times 10^{-1}$	$2,87 \times 10^{-1}$
²³⁸ Pu	1×10^9	$1,63 \times 10^{-1}$	$4,58 \times 10^{-3}$	$4,58 \times 10^{-3}$	$1,68 \times 10^{-1}$
²³⁹ Pu	5×10^8	$9,39 \times 10^{-1}$	$5,21 \times 10^{-3}$	$5,21 \times 10^{-3}$	$9,44 \times 10^{-1}$
²⁴⁰ Pu	1×10^9	$1,84 \times 10^0$	$4,10 \times 10^{-2}$	$4,10 \times 10^{-2}$	$1,88 \times 10^0$
²⁴¹ Pu	8×10^{10}	$2,82 \times 10^0$	$2,43 \times 10^{-1}$	$2,40 \times 10^{-1}$	$3,06 \times 10^0$
⁷⁹ Se	1×10^9	$3,40 \times 10^{-4}$	$2,85 \times 10^{-1}$	$5,55 \times 10^{-5}$	$3,96 \times 10^{-4}$
¹²⁶ Sn	1×10^8	$5,46 \times 10^{-1}$	$1,15 \times 10^0$	$9,39 \times 10^{-1}$	$1,48 \times 10^0$
⁹⁰ Sr	1×10^{11}	$3,25 \times 10^{-4}$	$2,03 \times 10^{-1}$	$5,91 \times 10^{-5}$	$3,84 \times 10^{-4}$
⁹⁹ Tc	1×10^{10}	$5,33 \times 10^{-3}$	$6,46 \times 10^0$	$3,07 \times 10^{-3}$	$8,40 \times 10^{-3}$
²³⁴ U	1×10^9	$1,44 \times 10^{-1}$	$3,13 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-2}$	$1,73 \times 10^{-1}$
²³⁵ U	1×10^7	$7,93 \times 10^{-3}$	$1,58 \times 10^{-2}$	$8,57 \times 10^{-3}$	$1,65 \times 10^{-2}$
²³⁶ U	1×10^8	$1,26 \times 10^{-2}$	$3,15 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,56 \times 10^{-2}$
²³⁸ U	1×10^8	$2,00 \times 10^{-2}$	$4,78 \times 10^{-1}$	$2,97 \times 10^{-1}$	$3,17 \times 10^{-1}$
⁹³ Zr	1×10^9	$5,65 \times 10^{-3}$	$7,21 \times 10^{-2}$	$7,21 \times 10^{-2}$	$7,78 \times 10^{-2}$
Totaal [mSv]		$1,44 \times 10^1$	$4,04 \times 10^1$	$9,67 \times 10^0$	$2,41 \times 10^1$

De effectieve dosis corresponderend met het geheel van alle CLI's bedraagt ongeveer 14,4 mSv; de equivalente huiddosis corresponderend met het geheel van alle CLI's is ongeveer 40,4 mSv en voldoet dus aan de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv/a. De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis zonder de bijdrage van direct contact, gebruikt als benadering voor de equivalente dosis voor de ooglen, corresponderend met het geheel van alle CLI's bedraagt ongeveer 24,1 mSv. Aan de equivalente-

huiddosislimiet van 50 mSv wordt dus voldaan door de CLI's; maar niet aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv of de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen van 15 mSv.

Niet alle maatgevende radionucliden zitten echter op hun maximale concentratie in de colli, families en variëteiten uit de bronterm: zoals §14.7.4.2 aangeeft zijn de berekende effectieve dosis en equivalente dosis voor de ooglenzen voor ieder individueel collo / gemiddeld over iedere familie/variëteit respectievelijk lager dan 3 mSv en 15 mSv.

In theorie zouden er in de toekomst colli kunnen zijn die weliswaar voldoen aan alle CLI-waarden maar toch een hogere impact dan 3 mSv (effectieve dosis) / 15 mSv (equivalente dosis voor de ooglenzen) hebben. Daarom is bij opvulling van de berging nog een verificatie van de impacts onder 'analyse van een boorkern' nodig op de schaal 'collo' / 'monoliet' (§14.16.6.1), waarbij wordt nagegaan dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv voor de effectieve dosis gerespecteerd wordt. Op basis hiervan is, gegeven het cijfermateriaal in Tabel 14-73, tevens gegarandeerd is dat er wordt voldaan aan de equivalente-dosislimiet van 15 mSv voor de ooglenzen.

14.7.5 Argumentatie van het omhullende karakter

Voor de meeste radionucliden zijn *externe bestraling* en *inhalatie van stof* de belangrijkste blootstellingswegen (Figuur 14-127). Dit belang wordt bevestigd door de berekening van de impacts voor een gemiddelde boorkern (§14.7.4.1.1), alsook door de radionucliden die het meest bijdragen tot de impact voor de gemiddelde colli uit de afvalfamilies/variëteiten en de individuele colli die tot de hoogste impacts aanleiding geven (§14.7.4.2.1): de effectieve doses van ^{94}Nb en ^{241}Am zijn nagenoeg volledig toe te schrijven aan respectievelijk externe bestraling en inhalatie van stof. Daarnaast is *huidbesmetting door direct contact* een belangrijke blootstellingsweg voor de berekening van de equivalente huiddosis (§14.7.4.1.2). Zo is de equivalente huiddosis van de maatgevende radionuclide ^{14}C uitsluitend een gevolg van huidbesmetting (door direct contact). De argumentatie van het omhullende karakter van het scenario 'analyse van een boorkern' is daarom vooral toegespitst op de drie voornoemde blootstellingswegen.

De aanwezigheid van de boorkern in het laboratorium tijdens en na de analyse geeft aanleiding tot een opgelopen dosis door **externe bestraling** (en radoninhalatie, wat echter niet significant bijdraagt (§14.7.4.1.1)). Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor externe bestraling (§4.2.2 van [OD-116]):

- er wordt een *puntbronconfiguratie* ondersteld, wat tot hogere impacts leidt dan een meer gedetailleerde modellering met een cilindrische geometrie van de boorkern: in Annex 4 van [OD-116] wordt aangetoond dat de externe doses van enkele sleutelnucliden (^{94}Nb , ^{137}Cs) hierdoor met meer dan een factor 5 worden overschat ten opzichte van een berekening met cilindrische geometrie uitgevoerd met MicroShield;
- de kern bevindt zich op een gemiddelde *afstand* van 0,5 m van de bestraalde persoon tijdens analyse en op een afstand van 1,5 m zolang de kern op een toegankelijke plaats in het labo achterblijft. Er wordt geen rekening gehouden met afscherming (bijvoorbeeld door meubilair of andere toestellen / kernen);

- de *blootstellingsduur* voor analyse van de boorkern, die 1 werkweek (40 h) bedraagt, wat omhullend is daar de meeste analyses op stalen die in een laboratorium gebeuren geen continue manipulatie van het staal vergen;
- de *tijd* gedurende dewelke de kern op een *toegankelijke plaats* in het labo achterblijft en dus blootstelling veroorzaakt, die 1 werkjaar (1 800 h) bedraagt, wat zeker in het licht van de beperkte afmetingen van het labo (100 m³) en dus de beperkte stockageruimte weinig waarschijnlijk is. De waarde van 1 800 h is bovendien een bovengrenswaarde voor de huidige gemiddelde werktijd per jaar in België (1 739 h) en de Europese Unie (1 720 h) [R14-132].

De laborant zal stalen uit de boorkern nemen, waarbij stof wordt gevormd en verspreid. Dit leidt tot blootstelling door **inhalatie van stofdeeltjes** (alook ingestie en mogelijke huidbesmetting door stofdeeltjes, die echter niet significant bijdragen (Figuur 14-128 in §14.7.4.1.1)). Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor inhalatie van stof (§4.2.1.3 en §4.2.4 van [OD-116]):

- alle afval wordt verondersteld *gemakkelijk verspreidbaar* te zijn, wat omhullend is voor de onzekerheden rond de fysicochemische vorm van het afval op lange termijn;
- de *stofbelasting* in de lucht van $1,0 \times 10^{-5}$ kg/m³ tijdens de voorbereiding van de stalen (een half uur); en een 10 keer lagere waarde tijdens de inspectie van de stalen zelf. Dit zijn hoge waarden:
 - ▶ de stofbelasting werd overgenomen van het scenario ‘boring’, waarvoor $1,0 \times 10^{-5}$ kg/m³ ook al een zeer hoge waarde is. Veelal wordt bij moderne boortechnieken gebruik gemaakt van water en/of opvangsystemen voor het naar de oppervlakte gebrachte stof (zie ook §14.8.5),
 - ▶ de waarde van $1,0 \times 10^{-5}$ kg/m³ stemt overeen met de in het KB van 11 maart 2002 [R14-133] tijdsgemiddelde limietwaarde per werkdag van 8 uur voor stof van calciumcarbonaat en portlandcement, die als zogenaamd hinderlijk stof (‘nuisance dust’) kunnen worden bestempeld,
 - ▶ naast een tijdsgemiddelde limiet over een werkdag van 8 uur van 10 mg/m³ voor de totale stofbelasting beveelt de American Conference of Governmental Industrial Hygienists een limiet van 3 mg/m³ (3×10^{-6} kg/m³) aan voor de inadembare fractie (gelijk aan 1, zie verder) van ‘nuisance dust’¹⁴⁰,
 - ▶ in een laboratorium heeft men er alle belang bij de stofbelasting zo laag mogelijk te houden om andere monsters niet te contamineren. Vele operaties worden dan ook onder gecontroleerde omstandigheden uitgevoerd;
- de *inadembare fractie* bedraagt 1; en
- het beschouwde *inhalatiedebiet* van 1,69 m³/h, i.e. het referentie-inhalatiedebiet van ICRP voor beroepshalve blootgestelde personen bij zwaar werk [R14-97].

Manipulaties van de boorkern door de laborant tijdens analyse kunnen leiden tot **huidbesmetting door direct contact**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie hiervoor (§4.2.1.6 en §4.2.6 van [OD-116]):

¹⁴⁰ https://www.acgih.org/docs/default-source/presentations/2006/03_tlv-cs-update_aihce06.pdf?sfvrsn=2

- de totale activiteitsinhoud van de boorkern wordt verondersteld als *oppervlaktecontaminatie* aanwezig te zijn;
- alle op de huid van de handen afgezette contaminatie wordt verondersteld geabsorbeerd te worden (100% *absorptie*) en leidt dus tot blootstelling;
- de geïnduceerde contaminatie wordt niet afgespoeld na contact met de boorkern – de laborant loopt dus een dosis op gedurende de volledige tijd die hij aan de analyse besteedt.

De mogelijkheid dat de boorkern *contaminatie in het laboratorium* zou introduceren die slechts geleidelijk zou verdwijnen, is een kleinschalig effect dat impliciet wordt afgedekt door omhullende parameterkeuzes voor andere contaminatie- en blootstellingswegen, in het bijzonder:

- de blootstellingsduur voor analyse van 1 werkweek (zie ook overwegingen bij externe bestraling), die omhullend is ingeval een beperkte contaminatie van de *instrumenten* in het laboratorium zou optreden. Reiniging van het gebruikte materiaal maakt hoe dan ook deel uit van een goede laboratoriumpraktijk;
- de voorzichtige evaluatie van de blootstelling aan een achtergelaten open kern op een toegankelijke plaats (blootstellingsduur van 1 werkjaar – zie ook overwegingen bij externe bestraling), waardoor blootstelling aan enige contaminatie die zou *achterblijven*, bijvoorbeeld stofdeeltjes op de vloer, ondervangen wordt. Reiniging van laboratoriumuitrusting maakt deel uit van een goede laboratoriumpraktijk, teneinde contaminatie van nieuw binnengebrachte stalen te voorkomen;
- de hoge stofbelasting in de lucht, zoals beargumenteerd voor inhalatie hierboven.

Voor het scenario ‘analyse van een boorkern’ zijn ‘collo’ (type I/II monolieten) en ‘monoliet’ (type III monolieten) de enige relevante schalen. Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothesen en parameterwaarden, wordt de potentiële radiologische impact onder dit scenario dan ook conservatief geschat op de met het scenario geassocieerde schalen.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.8 Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): direct-effectscenario's waarbij meerdere colli betrokken zijn

14.8.1 Inleiding en doelstellingen

Gegeven de inherente onzekerheid met betrekking tot toekomstige menselijke acties en menselijk gedrag wordt een beperkt aantal *gestileerde* intrusiescenario's beschouwd, die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke *schalen* van intrusie en de verschillende mogelijke *acties* van de indringer (§14.2.1.1.1.3 en §14.2.3.3.3).

In deze paragraaf wordt ingegaan op de direct-effectscenario's 'boring' en 'constructie-uitgraving' in de *veiligheidsanalyse*.

Het *kleinschalige* scenario 'boring' heeft in fine betrekking op *één stapel* monolieten. In dit licht vormen 'collo' en 'monoliet' de relevante *schalen* voor dit scenario (Tabel 14-2):

- in geval van doorboring van een stapel type I monolieten, worden zes colli doorboord;
- in geval van doorboring van een stapel type II monolieten, worden vijf colli doorboord.
- in geval van doorboring van een stapel type III monolieten, worden vijf monolieten doorboord.

Het *grootschalige* scenario 'constructie-uitgraving' heeft dan weer essentieel betrekking op (een gedeelte van) de *modules* over de lengte van een tumulus. In dit licht vormen 'module', 'groep van vier aangrenzende modules' en 'tumulus' de relevante *schalen* voor dit scenario (Tabel 14-2).

Voor beide scenario's wordt de radiologische impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 (§14.2.2.1) beschreven in termen van (§14.8.4)

- de *effectieve dosis* [mSv], die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv en 15 mSv.

Hierbij wordt ook ingegaan op de aanwezige *heterogeniteit* in activiteitsconcentratie op de voor de scenario's relevante schalen.

De *argumentatie van het omhullende karakter* van de scenario's 'boring' en 'constructie-uitgraving' (§14.8.5) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hiertoe bijdragen en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van de onderliggende modellen.

14.8.2 Algemene beschrijving van de scenario's en onderliggende hypothesen

14.8.2.1 Boring

Wanneer de kennis over de aard van de bergingssite verloren gaat, kan niet worden uitgesloten dat er geologische of hydrogeologische prospecties worden uitgevoerd op de site. Het scenario 'boring' betreft de boring van een gat doorheen een tumulus tot in de aquifer, dwars doorheen het afval in een stapel monolieten.

De *representatieve persoon* is de werknemer die de boring uitvoert. Tijdens de boring wordt materiaal naar de oppervlakte gebracht, waarbij stof wordt gegenereerd en rondom het boorgat verspreid. Na de boring wordt het boorgat verder uitgerust met een piëzometer. Intussen wordt de uitvoerder van de boring blootgesteld aan straling uit het aan de oppervlakte gebrachte materiaal.

Het feit dat de uitvoerder van de boring bovenop de tumulus staat, waarbij het *afval dat nog in de installatie aanwezig is* wordt afgeschermd door dikke lagen beton (moduledak en ondoorlatende topplaat) en grond (aarden afdekking), justifieert het niet beschouwen van externe bestraling door dit afval. De bijdrage van een dergelijke blootstelling tot de totale dosis zal immers verwaarloosbaar zijn. Deze stelling wordt onderbouwd door de evaluatie van het scenario ‘constructie van een huis’ (§4.4 van [OD-116] en §4.1 van [OD-274]). De impact onder het scenario ‘boring’ wordt dus bepaald door het materiaal dat effectief bij de boring betrokken is.

De uitgangspunten zoals beschouwd in §14.2.3.3.3 blijven van toepassing.

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS ‘boring’ zijn dat

- de uitvoerder van de boring geen *beschermende uitrusting* draagt, zoals een stofmasker of handschoenen (§14.2.3.3.3);
- alle doorboorde afval *gemakkelijk verspreidbaar* is, met een hoge stofbelasting tot gevolg;
- het bij de boring aan de oppervlakte gebrachte materiaal in de *onmiddellijke omgeving* van het boorgat verspreid wordt; en
- de uitvoerder van de boring tijdens een jaar verondersteld wordt bij *één intrusie* betrokken te zijn, i.e. één boring uitvoert en een piëzometer installeert ter hoogte van een tumulus.

14.8.2.2 Constructie-uitgraving

Het scenario ‘constructie-uitgraving’ onderstelt de uitgraving van een strook uit de oostelijke tumulus. De uitgestrektheid van de uitgraving is in principe afhankelijk van het doel van de graafwerken / beoogde constructie.

De *representatieve personen* zijn de bouwvakkers die de uitgraving en verdere constructie op de werf uitvoeren. Zij beginnen met het afgraven van de aarden afdekking en de betonlagen (ondoorlatende topplaat, moduledak) boven het afval en worden hierbij blootgesteld aan straling en radon uit *afgeschermd afval*. De hierbij opgelopen dosis zal verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de opgelopen dosis tijdens verdere uitgravingen in de afvalzone en wordt daarom niet verder beschouwd. Deze stelling wordt onderbouwd door de evaluatie van het scenario ‘constructie – ontdekking’ (§4.5 van [OD-116] en §4.2 van [OD-274]).

Bij de uitgraving in de afvalzone wordt de inhoud van de monolieten niet herkend; de aangetroffen monolieten worden verbrijzeld en gedeeltelijk uitgegraven, terwijl de constructiewerkzaamheden worden voortgezet. Hierbij wordt stof gegenereerd en verspreid. Tegelijk worden de bouwvakkers blootgesteld aan straling en radon uit het resterende afval in de modules, onder het uitgegraven gedeelte.

De uitgangspunten zoals beschouwd in §14.2.3.3.3 blijven van toepassing.

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS ‘constructie-uitgraving’ zijn dat

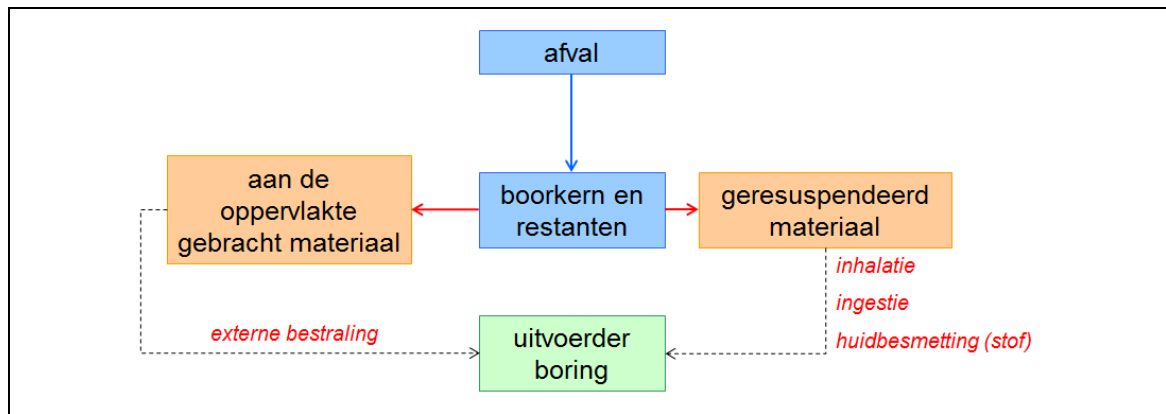
- de bouwvakkers geen *beschermende uitrusting* dragen, zoals een stofmasker of handschoenen (§14.2.3.3.3);
- geen rekening wordt gehouden met *afscherming* door zwaar materieel;
- de uitgraving van een 18 m brede strook, *parallel* met de lengtes van de tumulus en over de volledige lengte, wordt beschouwd;
- een *uitgravingsdiepte* van in totaal 7 m wordt beschouwd, wat betekent dat een ongeveer 1 m dikke laag in de afvalzone (i.e. het inwendige volume van de modules) bij de uitgraving betrokken is. Zowel het nog in de installatie aanwezige afval onder de uitgegraven laag als het afval dat rechtstreeks bij de uitgraving betrokken is vormen een bron van blootstelling, zij het door verschillende blootstellingswegen;
- de bouwvakkers tijdens een jaar verondersteld worden bij *één intrusie* betrokken te zijn, i.e. een gedeelte van één tumulus uitgraven.

14.8.3 Formulering en implementatie van modellen

14.8.3.1 Conceptuele modellen en blootstellingswegen

14.8.3.1.1 Boring

Het conceptuele model voor het scenario ‘boring’, met identificatie van de beschouwde blootstellingswegen, wordt getoond in Figuur 14-135.



Figuur 14-135: Conceptueel model voor het scenario ‘boring’.

De mogelijke blootstelling valt uiteen in twee aspecten:

- stofgerelateerde wegen (geresuspendeerd materiaal), in casu:
 - ▶ inhalatie van stofdeeltjes,
 - ▶ huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes op de huid,

- ▶ ingestie van sporen van stof;
- aan de oppervlakte gebracht en verspreid materiaal, dat tijdens de uitrusting van het boorgat aanleiding geeft tot externe bestraling.

Een eventuele externe dosis door *submersie* (stof) zal, gelet op de beperkte hoeveelheid materiaal, niet significant zijn in vergelijking met de interne dosis (inhalatie / ingestie) ten gevolge van stof. Daarom wordt deze blootstellingsweg niet beschouwd.

Direct contact met aan de oppervlakte gebracht materiaal is weinig waarschijnlijk en niet compatibel met de veronderstelling dat het aan de oppervlakte gebrachte materiaal in de omgeving van de boring wordt verspreid – wat eerder tot blootstelling van de huid zou kunnen leiden door afzetting van stofdeeltjes (dergelijke huidbesmetting wordt beschouwd, zoals hoger vermeld).

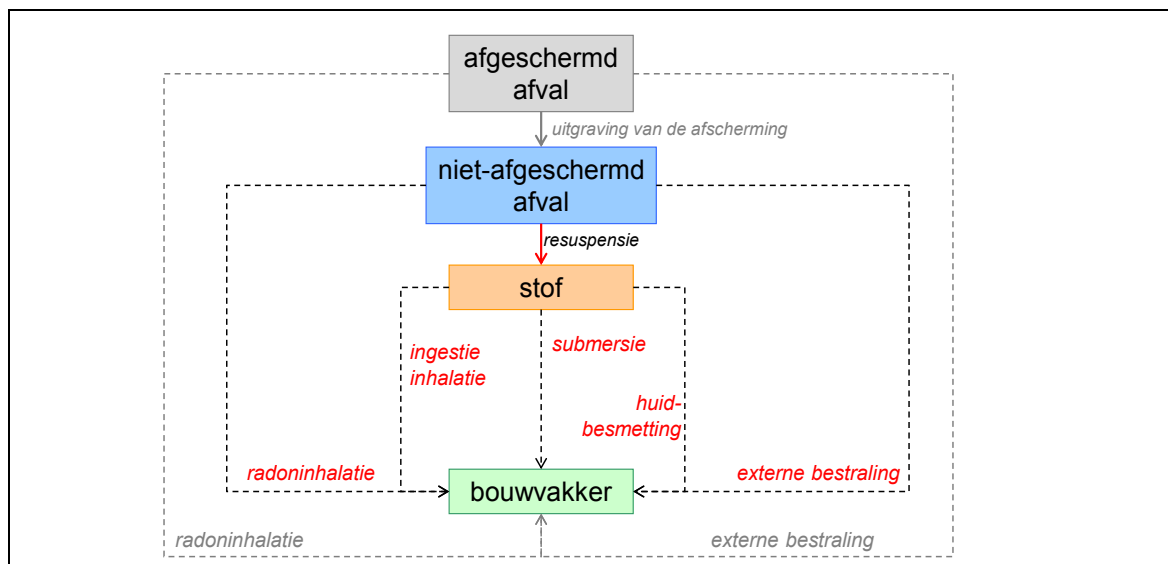
Voor *radoninhalatie* kan gesteld worden dat de bijdrage tot de totale dosis verwaarloosbaar zal zijn, gelet op de sterke dilutie van radongas in open lucht, en de beperkte blootstellingsduur.

De *equivalente huiddosis* opgelopen door de uitvoerder van de boring bestaat uit twee componenten:

- externe bestraling vanuit het aan de oppervlakte gebrachte en verspreide materiaal;
- huidbesmetting, door afzetting van stofdeeltjes.

14.8.3.1.2 Constructie-uitgraving

Het conceptuele model voor het scenario ‘constructie-uitgraving’, met identificatie van de beschouwde blootstellingswegen, wordt getoond in Figuur 14-136.



Figuur 14-136: Conceptueel model voor het scenario ‘constructie-uitgraving’. De blootstellingswegen in het grijs worden niet gemodelleerd wegens niet significant.

De beschouwde blootstelling, tijdens uitgravingen in de afvalzone (zie §14.8.2.2), valt uiteen in twee aspecten:

- blootstelling aan het bij de uitgraving betrokken materiaal, via *stofgerelateerde wegen*, in casu
 - ▶ inhalatie van stofdeeltjes,
 - ▶ ingestie van sporen van stof,
 - ▶ externe bestraling door submersie in een stofwolk,
 - ▶ huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes op de huid;
- blootstelling aan het *niet-afgeschermd afval* in de installatie onder de uitgraving, door
 - ▶ externe bestraling,
 - ▶ radoninhalatie.

Direct contact door manipulatie van brokstukken is weinig waarschijnlijk daar, gegeven de grootte van de werf, ook zware machinerie (graafmachine,...) zal worden aangewend bij de intrusie. Daarom wordt deze blootstellingsweg niet beschouwd.

De *equivalente huiddosis* opgelopen door de bouwvakker bestaat uit drie componenten:

- externe bestraling vanuit het niet-afgeschermd afval in de installatie;
- externe bestraling door submersie in een stofwolk;
- huidbesmetting, door afzetting van stofdeeltjes.

14.8.3.2 Wiskundige modellen

De bepaling van de activiteit of activiteitsconcentratie van elke radionuclide C_i [Bq/m³] op verschillende tijdstippen gebeurt aan de hand van de Bateman-vergelijkingen voor radioactief verval [R14-131]. Ten behoeve van de berekeningen wordt aangenomen dat de activiteitsniveaus in de bronterm (Tabel 14-4) de niveaus zijn op het einde van de exploitatiefase Ia ($t_0 + 50a$).

De wiskundige voorstellingen van relevante transfer- en blootstellingswegen worden beschreven in §4.1 ('boring'), §4.3 ('constructie-uitgraving') en annex 6 (equivalente huiddoses) van [OD-116]. Ze zijn vergelijkbaar met, of equivalent aan, de internationaal gebruikte vergelijkingen voor soortgelijke evaluaties met betrekking tot menselijke intrusie.

De effectieve dosisberekeningen kunnen generiek worden weergegeven volgens

$$E_{exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF \times Q \times DF_{exp,i} \quad \text{Vergelijking 32}$$

waarbij

- $E_{exp,i}$ = effectieve dosis toe te schrijven aan radionuclide i voor de blootstellingsweg exp [Sv];
- C_i = activiteitsconcentratie van radionuclide i in het afval [Bq/m³];
- V_{corr} = volumereductiefactor voor de concentratie van radionuclide i in de berging;
- SCF = scenariocorrectiefactor die rekening houdt met verspreiding / transfer van activiteit van radionucliden vanuit het afval naar het medium (lucht,...) waaraan de blootstelling optreedt;

- Q = mate of maat van blootstelling (mogelijks een combinatie van parameters); en
- $DF_{exp,i}$ = de dosiscoëfficiënt van radionuclide i voor blootstellingsweg exp (eenheden hangen af van de betrokken blootstellingsweg).

Op dezelfde manier kan de equivalente huiddosis voor elke blootstellingsweg in volgende generieke vorm gezet worden:

$$H_{skin,exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF \times Q \times HF_{skin,exp,i} \quad \text{Vergelijking 33}$$

waarbij $HF_{skin,exp,i}$ de equivalente huiddosiscoëfficiënt is van radionuclide i voor blootstellingsweg exp .

Voor intrusiescenario's met een effect op meer dan één collo tot meerdere modules, wordt in de impactberekeningen rekening gehouden met de aanwezigheid van *niet-gecontamineerde materialen* (de kunstmatige barrières rondom het afval) in het bergingssysteem via de volumereductiefactor V_{corr} , die aanleiding geeft tot een uitmiddeling van de restactiviteitsconcentraties in het afval op het ogenblik van intrusie. In dit geval wordt deze factor gelijkgesteld aan de verhouding van het volume geconditioneerd afval in de bronterm 2013 V2 tot het *interne* volume van de 29 modules die a priori nodig zijn voor de berging van dit afval (§14.3.1).

Een overzicht van de gebruikte radionuclideonafhankelijke parameters wordt gegeven in Tabel 14-137 en Tabel 14-138 in Bijlage 14-1, respectievelijk voor 'boring' en 'constructie-uitgraving'. De effectieve en equivalente dosiscoëfficiënten worden gegeven in Tabel 14-141 en Tabel 14-142 in Bijlage 14-1. Het omhullende karakter van de belangrijkste parameterkeuzes wordt verder beargumenteerd in §14.8.5.

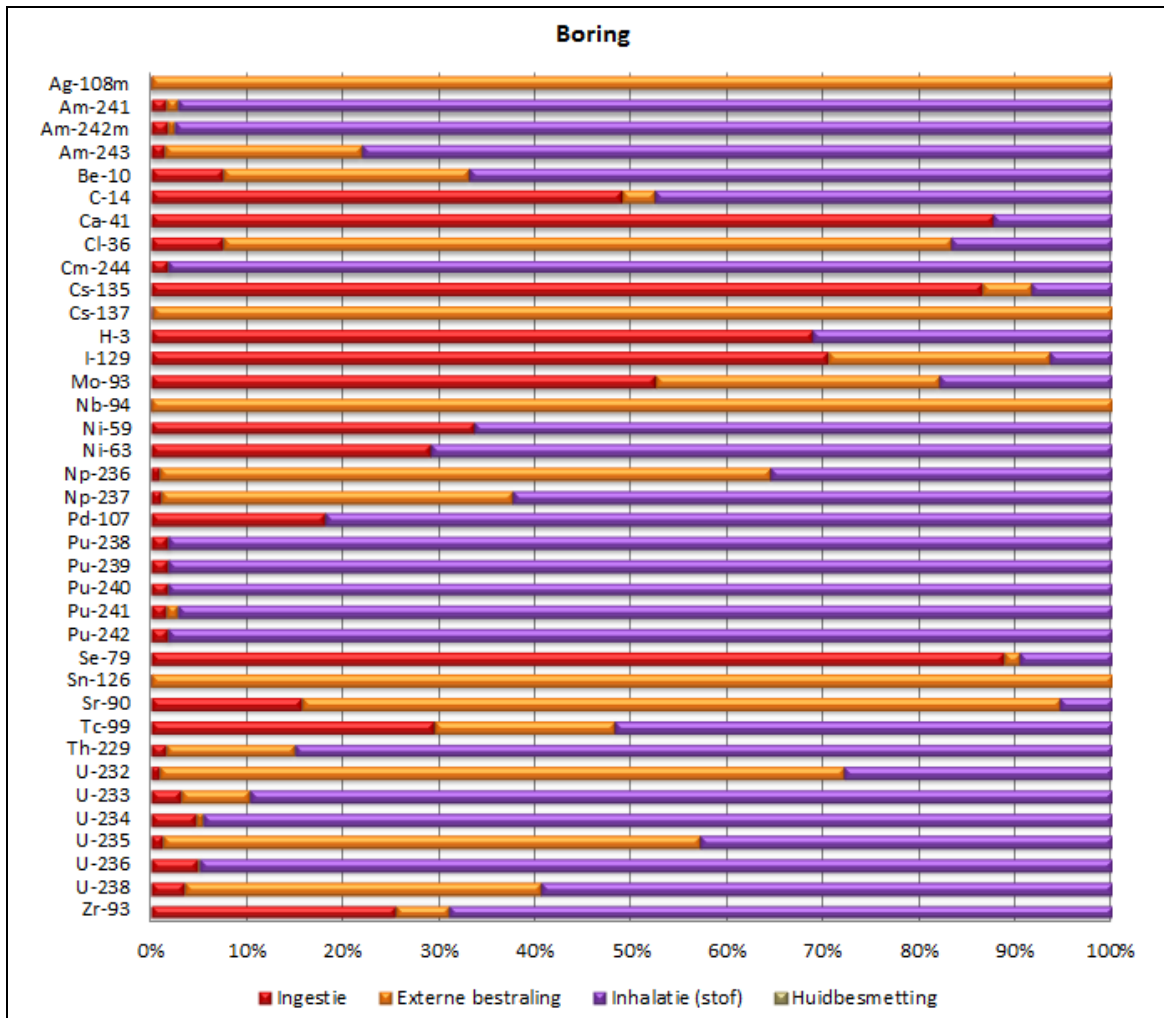
14.8.3.3 Computermodel

Net als voor het scenario 'analyse van een boorkern' werden de modellen geïmplementeerd in HIAM (zie §14.7.3.3 en §14.20.7 in Bijlage 14-2).

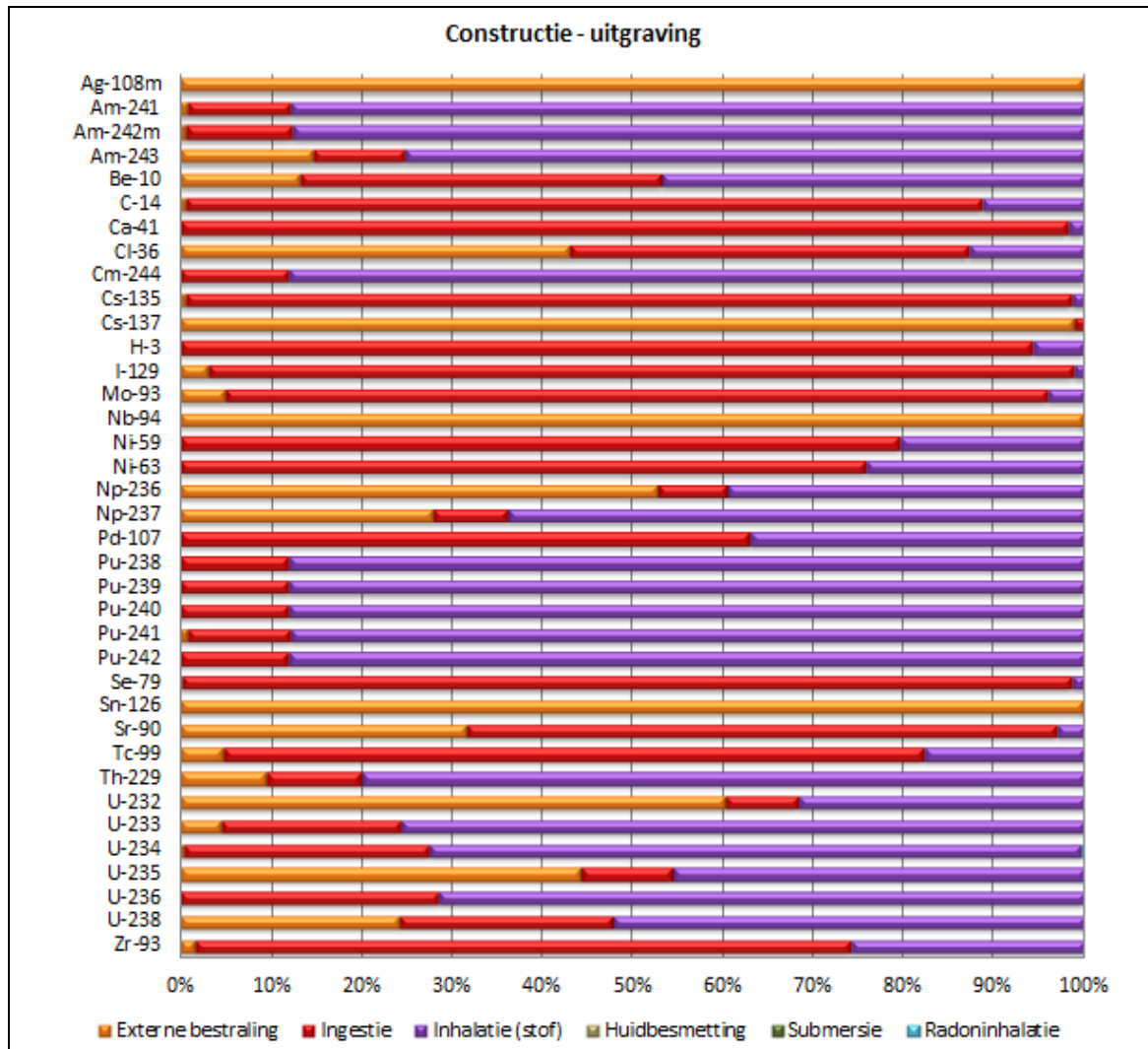
Er wordt een totale impact [Sv] per eenheidsconcentratie in de berging [Bq/m³] berekend voor iedere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide, waarbij de bijdragen van de expliciet gemodelleerde dochternucliden op ieder tijdstip bij de moedernuclide geteld worden.

Figuur 14-137 en Figuur 14-138 geven een overzicht van de relatieve bijdrage van verschillende blootstellingswegen tot de impact van iedere radionuclide onder respectievelijk het scenario 'boring' en het scenario 'constructie-uitgraving' voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.

Onder beide scenario's vormen 'externe bestraling' (oranje) en 'inhalatie van stof' (paars) veelal de belangrijkste blootstellingswegen, maar ook 'ingestie' (rood) draagt voor een aantal radionucliden significant bij tot de impact. De bijdragen van 'huidbesmetting' ('boring' en 'constructie-uitgraving'), 'submersie' en 'radoninhalatie' ('constructie-uitgraving') blijken niet significant te zijn.



Figuur 14-137: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de effectieve dosis van individuele radionucliden voor de uitvoerder van de boring onder het scenario 'boring' bij intrusie op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld.



Figuur 14-138: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de effectieve dosis van individuele radionucliden voor een bouwvakker onder het scenario ‘constructie-uitgraving’ bij intrusie op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld.

14.8.4 Radiologische impact

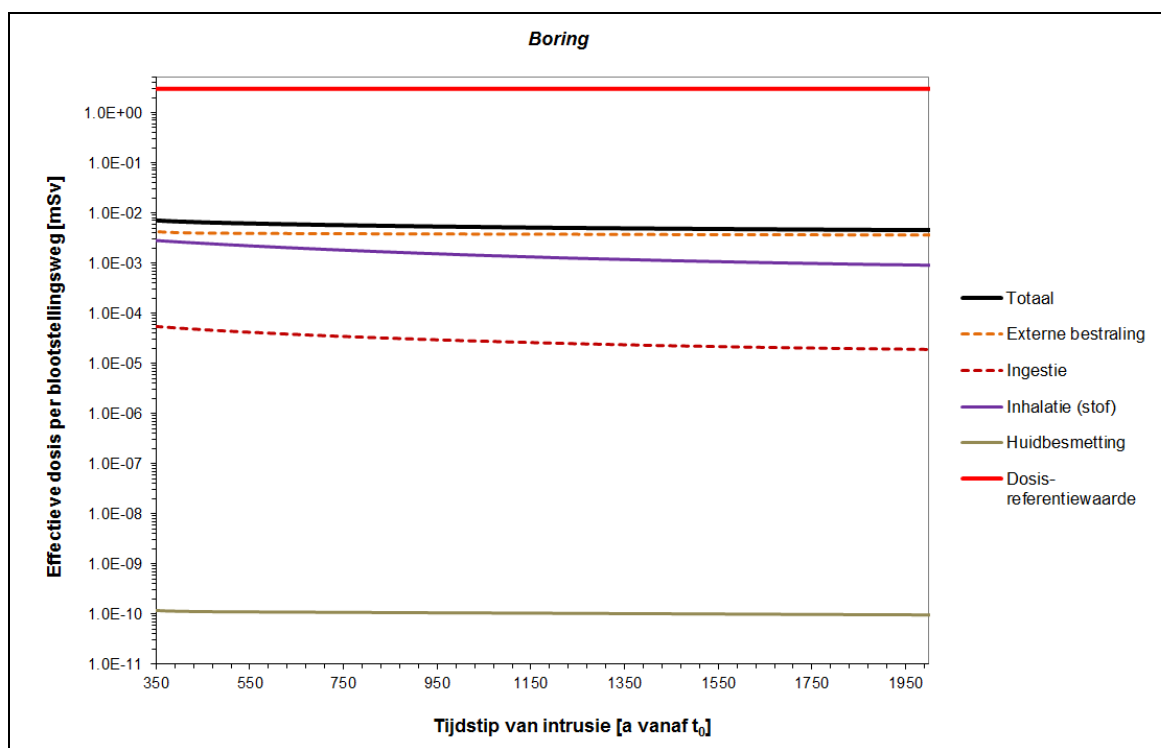
Voor de berekening van de impacts wordt in eerste instantie uitgegaan van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules¹⁴¹; waarna de invloed van mogelijke heterogeniteiten wordt toegelicht.

¹⁴¹ De berekening van de radiologische impact gebeurt op basis van de bronterm 2013 V2, waarvan de activiteitsniveaus voor de kritieke radionucliden overeenstemmen met de theoretische totale OLI's (§14.3.1.5, §14.16.3). De OLI's van de oostelijke tumulus van 20 modules bedragen $20/29^{th}$ van de totale theoretische OLI's. Een homogene verdeling van de totale activiteit van de bronterm over het inwendige volume van 29 modules stemt dus overeen met een homogene verdeling van de OLI's van de oostelijke tumulus over 20 modules in termen van activiteitsconcentratie.

14.8.4.1 Boring

14.8.4.1.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

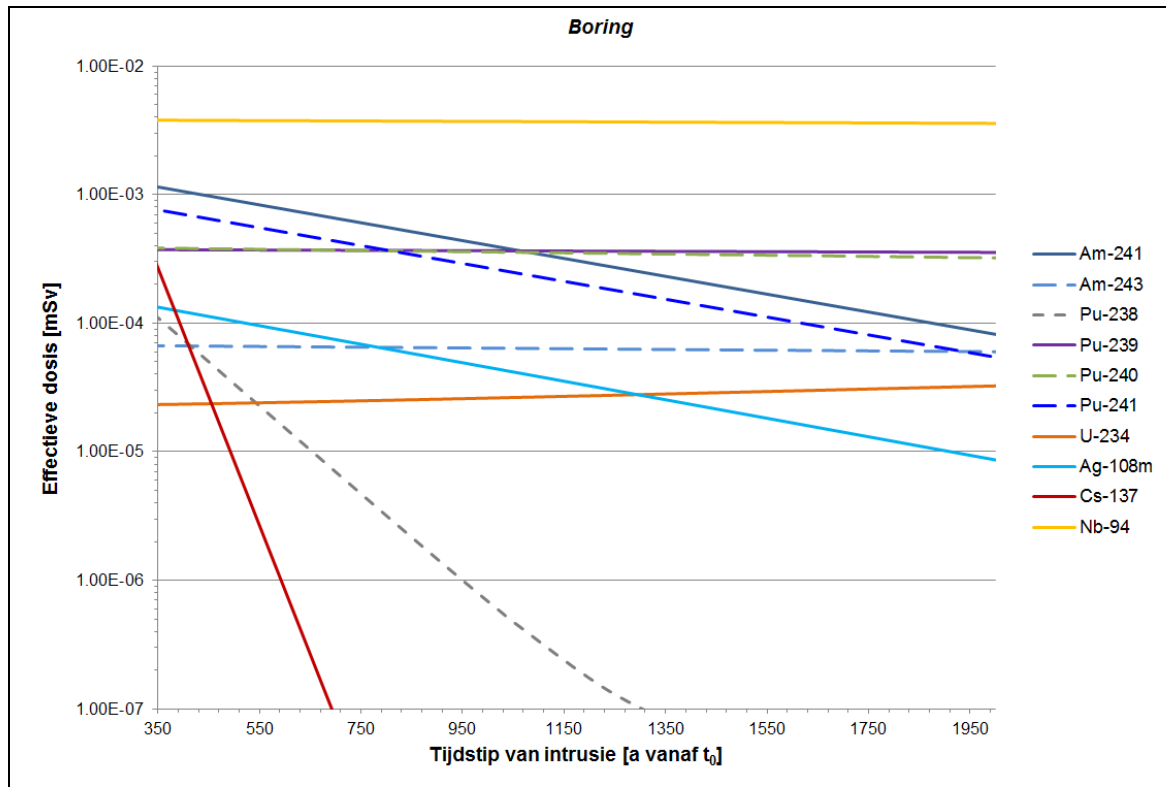
De berekende impact bij een homogene activiteitsverdeling stemt overeen met de gemiddelde impact van een boring op een willekeurige locatie. De hoogste totale *effectieve dosis* wordt bereikt voor een boring direct na opheffing van de nucleaire reglementaire controle op 350 a (Figuur 14-139). Deze maximale impact bedraagt $7,14 \times 10^{-3}$ mSv en ligt ver onder de dosisreferentiewaarde van 3 mSv.



Figuur 14-139: Effectieve dosis [mSv] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario ‘boring’.

Net als onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ vertegenwoordigt *externe bestraling* – hoofdzakelijk uit ^{94}Nb , met initieel ook een beperkte bijdrage van $^{108\text{m}}\text{Ag}$ en ^{137}Cs (Figuur 14-137 en Figuur 14-140) – het grootste aandeel in de dosis. De blootstelling via *inhalatie* is ook significant omwille van de beschouwde hoge stofbelasting in de lucht ($1,0 \times 10^{-5} \text{ kg/m}^3$). Het grootste deel van de inhalatiedosis kan worden toegeschreven aan de bijdragen van ^{239}Pu , ^{240}Pu en ^{241}Am (als moeder en door ingroei uit ^{241}Pu). De bijdrage van *huidbesmetting* is niet significant.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-157 in Bijlage 14-1. Verdere details worden gegeven in §2.2.1 en §3.2 van [OD-274].



Figuur 14-140: Effectieve dosis [mSv] van de belangrijkste radionucliden onder het scenario 'boring'.

Ook de piekwaarde van de *equivalente huiddosis* wordt gevonden voor een boring onmiddellijk na opheffing van de nucleaire reglementaire controle. Deze bedraagt $5,29 \times 10^{-3}$ mSv en is nagenoeg integraal toe te schrijven aan externe bestraling, hoofdzakelijk uit ^{94}Nb . De equivalente huiddosis blijft dan ook gedurende de volledige evaluatieperiode op een vergelijkbaar niveau, dat de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge respecteert. Verdere details worden gegeven in §5.1.2.1 van [OD-274].

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor de uitvoerder van de boring bedraagt $1,24 \times 10^{-2}$ mSv. Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglens*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglens van 15 mSv/a met een ruime marge gerespecteerd zal worden voor de uitvoerder van de boring.

14.8.4.1.2 Maximale impact uitgaande van de CL's op colloniveau

De schatting van de radiologische impact uitgaande van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules is niet omhullend voor een boring op *eender welke locatie* in een tumulus. Het meeste afval (GA) wordt naar boven gehaald bij boring dwars doorheen colli in een stapel type I/II monolieten of het inwendige volume van type III monolieten.

Tabel 14-74 geeft de berekende impacts voor een boring op $t_0 + 350$ jaar doorheen 400-litercolli in type I monolieten¹⁴² of doorheen type III monolieten¹⁴³, waarbij de radionuclidenconcentraties gelijk zijn aan de CLI's. In beide gevallen is de aldus berekende (*theoretische*) totale impact aanvaardbaar ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv. Voor type II monolieten zouden de resultaten gelijkaardig zijn.

Tabel 14-74: CLI's voor de kritieke radionucliden [Bq/m³] en impact van de CLI's onder het scenario 'boring' [mSv] doorheen colli in een stapel type I monolieten of type III monolieten, voor een intrusie op $t_0 + 350$ a.

Kritieke radionuclide	CLI [Bq/m ³]	Effectieve dosis CLI [mSv]	
		Type I monolieten (zes 400-litercolli)	Type III monolieten (vijf monolieten)
^{108m} Ag	1×10^8	$6,75 \times 10^{-2}$	$7,04 \times 10^{-2}$
²⁴¹ Am	2×10^9	$4,91 \times 10^{-1}$	$5,12 \times 10^{-1}$
²⁴³ Am	1×10^8	$4,73 \times 10^{-2}$	$4,94 \times 10^{-2}$
¹⁴ C	1×10^{11}	$3,72 \times 10^{-3}$	$3,88 \times 10^{-3}$
⁴¹ Ca	1×10^9	$7,05 \times 10^{-6}$	$7,35 \times 10^{-6}$
³⁶ Cl	1×10^8	$4,02 \times 10^{-5}$	$4,20 \times 10^{-5}$
²⁴⁴ Cm	1×10^9	$1,25 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-3}$
¹³⁵ Cs	1×10^8	$7,54 \times 10^{-6}$	$7,87 \times 10^{-6}$
¹³⁷ Cs	1×10^{12}	$3,87 \times 10^{-1}$	$4,04 \times 10^{-1}$
¹²⁹ I	1×10^8	$5,09 \times 10^{-4}$	$5,31 \times 10^{-4}$
⁹³ Mo	1×10^8	$1,89 \times 10^{-5}$	$1,97 \times 10^{-5}$
⁹⁴ Nb	7×10^8	$7,76 \times 10^{-1}$	$8,09 \times 10^{-1}$
⁵⁹ Ni	1×10^{11}	$6,07 \times 10^{-4}$	$6,34 \times 10^{-4}$
⁶³ Ni	1×10^{13}	$2,13 \times 10^{-2}$	$2,22 \times 10^{-2}$
²³⁷ Np	1×10^8	$3,39 \times 10^{-2}$	$3,54 \times 10^{-2}$
²³⁸ Pu	1×10^9	$4,01 \times 10^{-2}$	$4,19 \times 10^{-2}$
²³⁹ Pu	5×10^8	$2,32 \times 10^{-1}$	$2,42 \times 10^{-1}$
²⁴⁰ Pu	1×10^9	$4,52 \times 10^{-1}$	$4,72 \times 10^{-1}$
²⁴¹ Pu	8×10^{10}	$6,72 \times 10^{-1}$	$7,01 \times 10^{-1}$
⁷⁹ Se	1×10^9	$1,06 \times 10^{-4}$	$1,11 \times 10^{-4}$
¹²⁶ Sn	1×10^8	$1,36 \times 10^{-1}$	$1,42 \times 10^{-1}$
⁹⁰ Sr	1×10^{11}	$4,64 \times 10^{-4}$	$4,84 \times 10^{-4}$
⁹⁹ Tc	1×10^{10}	$7,08 \times 10^{-4}$	$7,39 \times 10^{-4}$
²³⁴ U	1×10^9	$3,51 \times 10^{-2}$	$3,66 \times 10^{-2}$
²³⁵ U	1×10^7	$1,54 \times 10^{-3}$	$1,61 \times 10^{-3}$
²³⁶ U	1×10^8	$3,09 \times 10^{-3}$	$3,23 \times 10^{-3}$

¹⁴² Hierbij werd de concentratie in de colli gelijkgesteld aan de CLI. Voor de berekening van de concentratie in de afvalzone (totale stapel van 6 type I monolieten met een hoogte h_{wz} van 8,106 m – zie Tabel 14-137 in Bijlage 14-1) werd een collohoogte h_{collo} van 1,071 m beschouwd (i.e. de hoogte van een standaard 400-litercollo). De concentratie in de afvalzone gebruikt als input voor de berekening is dan $CLI \times (6 \times h_{collo}) / h_{wz}$.

¹⁴³ Hierbij werd de concentratie in het inwendige van de monoliet gelijkgesteld aan de CLI. Voor de berekening van de concentratie in de afvalzone (totale stapel van 5 type III monolieten met een hoogte h_{wz} van 8,106 m – zie Tabel 14-137 in Bijlage 14-1) werd een inwendige monoliethoogte h_{collo} van 1,341 m ondersteld. De concentratie in de afvalzone gebruikt als input voor de berekening is dan $CLI \times (5 \times h_{collo}) / h_{wz}$.

Kritieke radionuclide	CLI [Bq/m ³]	Effectieve dosis CLI [mSv]	
		Type I monolieten (zes 400-litercolli)	Type III monolieten (vijf monolieten)
²³⁸ U	1 × 10 ⁸	4,50 × 10 ⁻³	4,70 × 10 ⁻³
⁹³ Zr	1 × 10 ⁹	1,56 × 10 ⁻⁴	1,63 × 10 ⁻⁴
Totaal [mSv]		3,41 × 10⁰	3,56 × 10⁰

De *reële* maximaal mogelijke impact van boring doorheen een stapel monolieten in berging zal steeds lager zijn dan de waarden uit Tabel 14-74, omdat niet alle maatgevende radionucliden (⁹⁴Nb, ²⁴¹Pu, ²⁴¹Am en ²⁴⁰Pu) op hun maximaal toegelaten concentratie kunnen zitten in dezelfde colli. In de praktijk is de CLI van ⁹⁴Nb onverenigbaar met een significante activiteitsinhoud van ²⁴¹Pu en ²⁴¹Am, omdat de impact onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ de dosisreferentiewaarde van 3 mSv dan zou overschrijden (zie Tabel 14-73 in §14.7.4.3). De impact onder het scenario ‘boring’ op eender welke locatie in de berging zal dan ook lager zijn dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv.

De *equivalente huiddoses* overeenstemmend met het geheel van de CLI's bedragen:

- 1,79 mSv voor boring doorheen een stapel type I monolieten; en
- 1,87 mSv voor boring doorheen een stapel type III monolieten.

De equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a wordt dus ruim gerespecteerd. Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de equivalente dosis voor de ooglenzen, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden voor boring op eender welke locatie in de berging.

14.8.4.2 Constructie-uitgraving

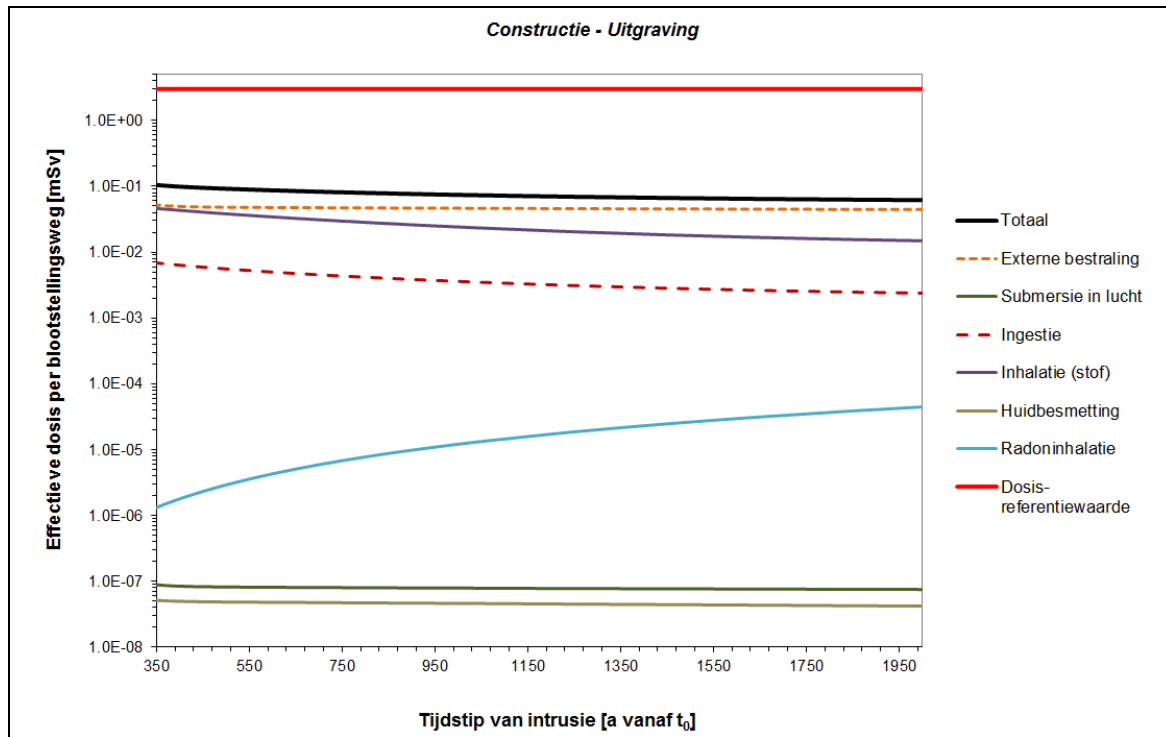
14.8.4.2.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

De *effectieve dosis* onder het scenario ‘constructie-uitgraving’, bij een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules, wordt getoond in Figuur 14-141. Deze neemt af naarmate het tijdstip van intrusie opschuift in de tijd en blijft steeds ver onder de dosisreferentiewaarde van 3 mSv, met een maximale waarde van $1,05 \times 10^{-1}$ mSv onmiddellijk na opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ a).

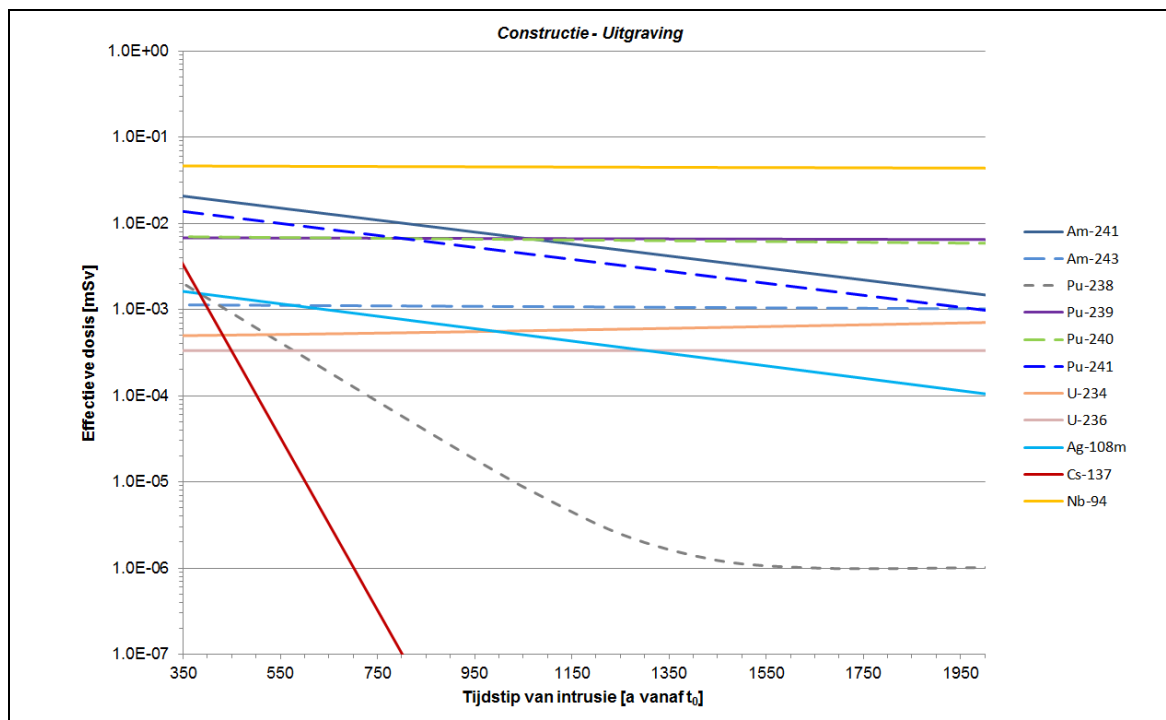
Ook hier is *externe bestraling* (vooral door ⁹⁴Nb – Figuur 14-138 en Figuur 14-142) de dominante blootstellingsweg. Initieel is de bijdrage van *inhalatie* van stof tot de totale dosis vergelijkbaar; deze bijdrage neemt af door het verval van ²⁴¹Am en ²⁴¹Pu. De bijdrage van *ingestie* van stof, die ongeveer een grootteorde lager ligt, volgt het patroon van de inhalatiebijdrage.

De bijdragen van radoninhalatie, externe blootstelling aan gecontamineerde lucht (submersie) en huidbesmetting zijn op geen enkel ogenblik significant (Figuur 14-141). Wel neemt de bijdrage van radoninhalatie toe in de tijd door ingroei vanuit, voornamelijk, ²³⁴U.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-158 in Bijlage 14-1. Verdere details worden gegeven in §2.2.2 en §3.3 van [OD-274].



Figuur 14-141: Effectieve dosis [mSv] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario ‘constructie-uitgraving’.



Figuur 14-142: Effectieve dosis [mSv] van de belangrijkste radionucliden onder het scenario ‘constructie-uitgraving’.

De piekwaarde van de *equivalente huiddosis* wordt opnieuw tegelijk met de maximale effectieve dosis gevonden. Deze bedraagt $6,45 \times 10^{-2}$ mSv en is nagenoeg integraal toe te schrijven aan externe bestraling, hoofdzakelijk uit ^{94}Nb . De equivalente huiddosis blijft dan ook gedurende de volledige evaluatieperiode op een vergelijkbaar niveau, dat de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge respecteert. Verdere details worden gegeven in §5.1.2.2 van [OD-274].

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor de bouwvakker bedraagt maximaal $1,70 \times 10^{-1}$ mSv. Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, kan gesteld worden dat de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a met een ruime marge gerespecteerd zal worden voor de bouwvakker.

14.8.4.2.2 Mogelijke heterogeniteiten

Voor de volledige oostelijke ‘tumulus’, bestaande uit 20 modules, is de gemiddelde concentratie waaraan de bouwvakker wordt blootgesteld, gelijk aan de concentratie beschouwd bij een homogene verdeling van de activiteit over 29 modules.

Een ‘module’ uit de oostelijke tumulus kan (onafhankelijk van eventuele bijkomende activiteits- en heterogeniteitsbeperkingen – zie §14.16.5) niet meer dan een heterogeniteitsfactor 20 hebben voor iedere radionuclide ten opzichte van de gemiddelde concentratie bij homogene verdeling. Bij een dergelijke theoretisch mogelijke heterogeniteitsfactor op moduleniveau zal de impact onder ‘constructie-uitgraving’ nog steeds lager liggen dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv.

De heterogeniteit op een ‘groep van vier aangrenzende modules’ bedraagt maximaal 5. Bij een dergelijke theoretisch mogelijke heterogeniteitsfactor zal de impact dus a fortiori lager liggen dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv.

14.8.5 Argumentatie van het omhullende karakter

14.8.5.1 Boring

Voor de meeste radionucliden zijn externe bestraling en inhalatie van stof de belangrijkste blootstellingswegen (Figuur 14-137). Dit belang wordt bevestigd door de berekende impacts (Figuur 14-139). Ingestie van stofdeeltjes is voor een aantal radionucliden ook bepalend, maar deze zijn op zich minder bepalend voor de impact. De argumentatie van het omhullende karakter van het scenario ‘boring’ is daarom vooral toegespitst op inhalatie van stof en externe bestraling.

Een eerste omhullende aanname bestaat erin dat de persoon die de boring uitvoert, *geen beschermende kledij* (masker, handschoenen) draagt (§14.8.2.1).

Tijdens de boring wordt stof gegenereerd (geresuspendeerd materiaal) en verspreid. Dit leidt tot blootstelling door **inhalatie van stofdeeltjes** (alook ingestie en mogelijke huidbesmetting door stofdeeltjes, die niet significant bijdragen (Figuur 14-139 in §14.8.4.1.1)). Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor inhalatie (§4.1.1.3 en §4.1.2 van [OD-116]):

- alle afval wordt verondersteld *gemakkelijk verspreidbaar* te zijn, wat omhullend is voor de onzekerheden rond de fysicochemische vorm van het afval op lange termijn;
- de onderstelde *stofbelasting* in de lucht van $1,0 \times 10^{-5}$ kg/m³ tijdens de boring, wat een hoge waarde is;

- ▶ tijdens boringen is de stofbelasting doorgaans niet excessief, omdat moderne boortechnieken veelal gebruik maken van water en/of opvangsystemen voor het naar de oppervlakte gebrachte stof, waardoor de stofcontaminatie van de lucht door resuspensie sterk beperkt wordt,
- ▶ deze waarde stemt overeen met de in het KB van 11 maart 2002 [R14-133] tijdsgemiddelde limiet per werkdag van 8 uur voor calciumcarbonaat en portlandcement, die als zogenaamd hinderlijk stof kunnen worden bestempeld; en is hoger dan de aanbevolen limiet van 3 mg/m³ voor de inadembare fractie (zie §14.7.5);
- de *blootstellingsduur* aan deze stofbelasting van 3 h, i.e. de volledige duurtijd van de boring;
- de *inadembare fractie* van 1; en
- het beschouwde *inhalatiedebiet* van 1,69 m³/h, i.e. het referentie-inhalatiedebiet van ICRP voor beroepshalve blootgestelde personen bij zwaar werk [R14-97].

Terwijl hij het boorgat verder uitrust, is de uitvoerder van de boring onderhevig aan **externe bestraling** door het aan de oppervlakte gebrachte materiaal. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor externe bestraling (§4.1.1.1 en §4.1.5 van [OD-116]):

- boorgat met een *diameter* van 30 cm, waardoor de fractie afval die aan de oppervlakte gebracht wordt en straling afgeeft, relatief groot is;
- aan de oppervlakte gebracht materiaal wordt in de *onmiddellijke omgeving* van het boorgat verspreid;
- de *blootstellingsduur* aan het aan de oppervlakte gebracht materiaal, i.e. een volledige werkweek (40 h), wat omhullend is voor de nodige tijd om een boorgat uit te rusten als piëzometer, drinkwaterput...

De schatting van de radiologische impact uitgaande van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules is niet omhullend voor boring op eender welke locatie. De berekening van de impact uitgaande van de CLI's op colloniveau leidt echter wel tot een omhullende impact, die de dosisreferentiewaarde van 3 mSv respecteert (zie §14.8.4.1.2). Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothesen en parameterwaarden wordt de hoogste potentiële radiologische impact onder dit scenario conservatief geschat op de relevante schalen 'collo' en 'monoliet'.

14.8.5.2 Constructie-uitgraving

Het uitgraven van een deel van de installatie is *inherent pessimistisch/omhullend* voor zware kunstmatige structuren zoals de oppervlakteberging in Dessel. In de Verenigde Staten acht de NRC dergelijke scenario's niet geloofwaardig voor gecementeerd afval of afval geborgen in gewapende betonstructuren, behalve op zeer lange termijn (duizenden jaren na sluiting) wanneer het afval en de betonbarrières tot losse brokstukken verworpen zijn (§4.2.2.4 en §4.2.3 van [R14-134]). Ook het NEA onderschrijft de stelling dat een dergelijk scenario weinig waarschijnlijk is (§3.3.3 van [R14-135]), vooral in de onderstelling dat toekomstige generaties beschikken over dezelfde technologieën als vandaag.

De uitgraving wordt *parallel met de lengteas* van de tumulus uitgevoerd en dit over de *volledige lengte* (320 m), wat aanleiding geeft tot een langere blootstellingsduur dan een beperkte uitgraving, bijvoorbeeld loodrecht op de lengteas of boven slechts enkele modules. In die zin is de beschouwde *blootstellingsduur* omhullend voor mogelijk verschillende geometrieën van de uitgraving.

Voor de meeste radionucliden zijn externe bestraling en inhalatie van stof de belangrijkste blootstellingswegen (Figuur 14-138). Dit belang wordt bevestigd door de berekening van de impacts onder ‘constructie-uitgraving’ (Figuur 14-141). Ook ingestie van stofdeeltjes is voor een aantal radionucliden bepalend en draagt significant bij tot de impact. De argumentatie van het omhullende karakter van het scenario ‘constructie-uitgraving’ is daarom vooral toegespitst op de drie voornoemde blootstellingswegen.

Tijdens de uitgraving in de afvalzone veroorzaakt het werk bovenop het nog in de resten van de bergingsinstallatie aanwezige afval blootstelling via **externe bestraling** (en radoninhalatie, wat echter niet significant bijdraagt (Figuur 14-141 in §14.8.4.2.1)). Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor externe bestraling (§4.3.6 van [OD-116]):

- de *blootstellingsduur* in de afvalzone, die 160 uur (4 werkweken) bedraagt, wat hoog is in vergelijking met aannames in buitenlandse evaluaties (Tabel 33 in §4.3.1.2 van [OD-116]);
- het feit dat er geen rekening wordt gehouden met *afscherming* door gebruik van zwaar materieel.

Tijdens de uitgraving wordt ook stof gegenereerd en verspreid. Dit leidt tot blootstelling door **inhalatie en ingestie van stofdeeltjes** (alsook mogelijke huidbesmetting door stofdeeltjes en externe bestraling door submersie in een stofwolk, die echter niet significant bijdragen (Figuur 14-141 in §14.8.4.2.1)). Naast de *blootstellingsduur* dragen volgende elementen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor inhalatie (§4.3.1.4 en §4.3.2 van [OD-116]):

- bij de berekening van de *concentratie in de lucht* wordt de concentratie in de afvalzone¹⁴⁴ als basis gebruikt en wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van niet-gecontamineerd materiaal¹⁴⁵, wat tot een lagere concentratie zou leiden;
- de *inadembare fractie* bedraagt 1.

Verder draagt volgend element bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor ingestie (§4.3.5 van [OD-116]):

- het *ingestiedebiet* van stof van 480 mg/d is een waarde voor hand-mondcontact tijdens het tuinieren (§4.4 van [R14-95]). Tijdens uitgravings- en constructiewerkzaamheden is het potentieel voor hand-mondcontact lager.

Het scenario ‘constructie-uitgraving’ heeft essentieel betrekking op (een gedeelte van) de modules over de lengte van een tumulus. Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothesen en parameterwaarden wordt de potentiële radiologische impact onder dit scenario dan ook conservatief geschat.

De overweging dat de impact op de schaal ‘module’ / ‘groep van vier aangrenzende modules’ voldoet aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv is a fortiori gestoeld op conservatieve aannames in termen van *blootstellingsduur*. De blootstellingsduur werd immers bepaald voor een uitgraving over de volledige lengte van de tumulus (overeenstemmend met 20 modules voor de oostelijke tumulus), wat omhullend is aan de lengte van slechts één (schaal ‘module’) of twee (‘groep van vier aangrenzende modules’) modules.

¹⁴⁴ i.e. het inwendige volume van de modules

¹⁴⁵ modulewanden, zand tussen de modules,...

14.9 Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): uitgesteld-effectscenario's door aantasting van de afzonderingscapaciteit

14.9.1 Inleiding en doelstellingen

Gegeven de inherente onzekerheid met betrekking tot toekomstige menselijke acties en menselijk gedrag wordt een beperkt aantal *gestileerde* intrusiescenario's beschouwd, die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke *schalen* van intrusie en de verschillende mogelijke *acties* van de indringer (§14.2.1.1.1.3 en §14.2.3.3.3).

In deze paragraaf wordt ingegaan op de uitgesteld-effectscenario's ten gevolge van aantasting van de *afzonderingscapaciteit*, 'residentie na boring' (kleinschalig) en 'residentie na uitgraving' (grootschalig) in de *veiligheidsanalyse*. Deze scenario's zijn conceptueel vergelijkbaar; het uitgangspunt is contaminatie van de grond via respectievelijk boorgruis en uitgegraven materiaal.

In het licht van het schaalverschil zijn ook de *relevante schalen* voor beide scenario's verschillend (Tabel 14-2):

- de impact onder 'residentie na boring' is toe te schrijven aan de activiteit in de bij de boring betrokken stapel monolieten, waardoor 'collo' (type I/II monolieten) en 'monoliet' de relevante schalen vormen;
- het scenario 'residentie na uitgraving' heeft betrekking op de activiteit uit (een gedeelte van) de modules over de lengte van een tumulus. Bijgevolg vormen 'module', 'groep van vier aangrenzende modules' en 'tumulus' de relevante schalen voor dit scenario.

Voor beide scenario's wordt de radiologische impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 (§14.2.2.1) beschreven in termen van (§14.9.4)

- de *effectieve dosis* [mSv/a], die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a.

Hierbij wordt ook ingegaan op de aanwezige *heterogeniteit* in activiteitsconcentratie op de voor de scenario's relevante schalen.

De *argumentatie van het omhullende karakter* van de scenario's 'residentie na boring' en 'residentie na uitgraving' (§14.9.5) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hiertoe bijdragen en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van de onderliggende modellen.

14.9.2 Algemene beschrijving van de scenario's en onderliggende hypothesen

14.9.2.1 Residentie na boring

Onder het HIS 'residentie na boring' wordt boorgruis, afkomstig uit een stapel monolieten, verspreid waardoor contaminatie geïntroduceerd wordt over een zekere oppervlakte.

De *representatieve personen* zijn mensen (volwassenen, kinderen en jonge kinderen – zie §14.2.4.1) die op de gecontamineerde grond leven, in een huis met buitenspeelruimte, een tuin waar gewassen verbouwd worden en een drinkwaterput, die gecontamineerd wordt door uitloging vanuit de gecontamineerde grond.

Een onderstelling van zelfvoorziening uit de gecontamineerde zone is in wezen onverenigbaar met de *beperkte* hoeveelheid gecontamineerd materiaal die onder dit scenario aanleiding geeft tot uitgestelde effecten. Het is in deze dan ook meer aangewezen de contaminatie over een kleinere oppervlakte te verspreiden, waardoor de concentratie in de grond hoger is.

De uitgangspunten zoals beschouwd in §14.2.3.3.3 blijven van toepassing.

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS ‘residentie na boring’ zijn dat

- de hoeveelheid aan de oppervlakte gebracht materiaal na een boring doorheen een stapel monolieten verspreid wordt over een *oppervlakte* van 500 m² tot op de bewerkingsdiepte;
- hierbij, gelet op de beperkte hoeveelheid gecontamineerd materiaal, *verduunning* in schone grond optreedt;
- een familie zich in de gecontamineerde zone *vestigt* en bij de woning een moestuin en een drinkwaterput aanlegt;
- de moestuin *een kwart* van de jaarlijkse inname aan groenten en fruit van het gezin oplevert;
- de activiteit in de gecontamineerde grond onderhevig is aan verliezen door *uitloging* naar de onderliggende aquifer;
- het *oogsten* van gewassen uit de moestuin geen verliesmechanisme vormt voor de activiteitsconcentratie in de tuingrond.

14.9.2.2 Residentie na uitgraving

Onder het HIS ‘residentie na uitgraving’ wordt uitgegraven materiaal, afkomstig uit een tumulus (over een diepte van 7 m onder het hypothetische scenario ‘constructie-uitgraving’ uit §14.8.2.2), verspreid waardoor contaminatie geïntroduceerd wordt over een zekere oppervlakte.

De *representatieve personen* zijn mensen (volwassenen, kinderen en jonge kinderen – zie §14.2.4.1) die in *zelfvoorziening* op de gecontamineerde grond leven, in een huis met buitenspeelruimte, een grote tuin waar gewassen en graan verbouwd worden en een drinkwaterput, die gecontamineerd wordt door uitloging vanuit de gecontamineerde grond. Tevens wordt rundvee gehouden.

De uitgangspunten zoals beschouwd in §14.2.3.3.3 blijven van toepassing.

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS ‘residentie na uitgraving’ zijn dat

- contaminatie over een *oppervlakte* van 20 000 m² beschouwd¹⁴⁶ wordt, waarover materiaal afkomstig uit een tumulus verspreid wordt tot op de bewerkingsdiepte;
- hierbij, gelet op de grote hoeveelheid gecontamineerd materiaal, geen *verduunning* in schone grond optreedt – wel wordt de aldus gevormde bodem voorbereid voor landbouw door toevoeging van een kleine fractie compost/mest... (§14.9.5.2.1.3);

¹⁴⁶ wat voldoende is voor duurzame *zelfvoorziening*, met inbegrip van dierlijke producten, voor een gezin van vier ([R14-123], geciteerd in [R14-124])

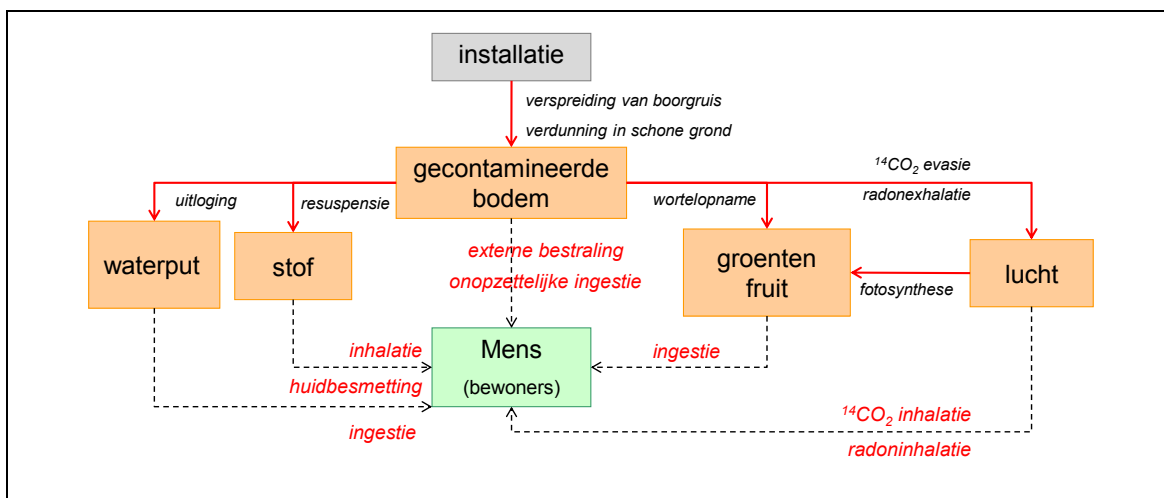
- een familie zich in de gecontamineerde zone *vestigt* en bij de woning een moestuin, akkers, weiland en een drinkwaterput aanlegt;
- deze familie in *zelfvoorziening* leeft;
- de activiteit in de gecontamineerde grond onderhevig is aan verliezen door *uitloging* naar de onderliggende aquifer;
- het *oogsten* van gewassen uit de moestuin niet als verliesmechanisme beschouwd wordt voor de activiteitenconcentratie in de tuingrond.

14.9.3 Formulering en implementatie van modellen

14.9.3.1 Conceptuele modellen en blootstellingswegen

14.9.3.1.1 Residentie na boring

Het conceptuele model voor dit scenario, met identificatie van de relevante blootstellingswegen, wordt getoond in Figuur 14-143. De *blootstelling* geschiedt langs diverse wegen in drie verschillende ‘blootstellingssituaties’ (Tabel 14-75). De externe dosis door *submersie* (stof) zal, gelet op de lage stofbelasting in de lucht, geen significante bijdrage leveren tot de totale impact en wordt daarom niet beschouwd.



Figuur 14-143: Conceptueel model voor het scenario ‘residentie na boring’.

Tabel 14-75: Blootstellingssituaties. Afhankelijk van de blootstellingssituatie worden andere parameterwaarden aangenomen (Tabel 14-140 in Bijlage 14-1).

Verblijf buitenshuis	Activiteit buitenshuis: tuinieren (volwassenen) / spel (kinderen & jonge kinderen)	Verblijf binnenshuis
Inhalatie van stof	Inhalatie van stof	Inhalatie van stof
Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Inhalatie van ¹⁴ CO ₂

Verblijf buitenshuis	Activiteit buitenshuis: tuinieren (volwassenen) / spel (kinderen & jonge kinderen)	Verblijf binnenshuis
Radoninhalatie (concentratie buitenshuis)	Radoninhalatie (concentratie buitenshuis)	Radoninhalatie (concentratie binnenshuis)
Huidbesmetting door stof		
Externe bestraling (gecontamineerde grond)	Externe bestraling (gecontamineerde grond)	Externe bestraling (gecontamineerde grond, afscherming door woning)

Daarnaast is er blootstelling door *ingestie* van

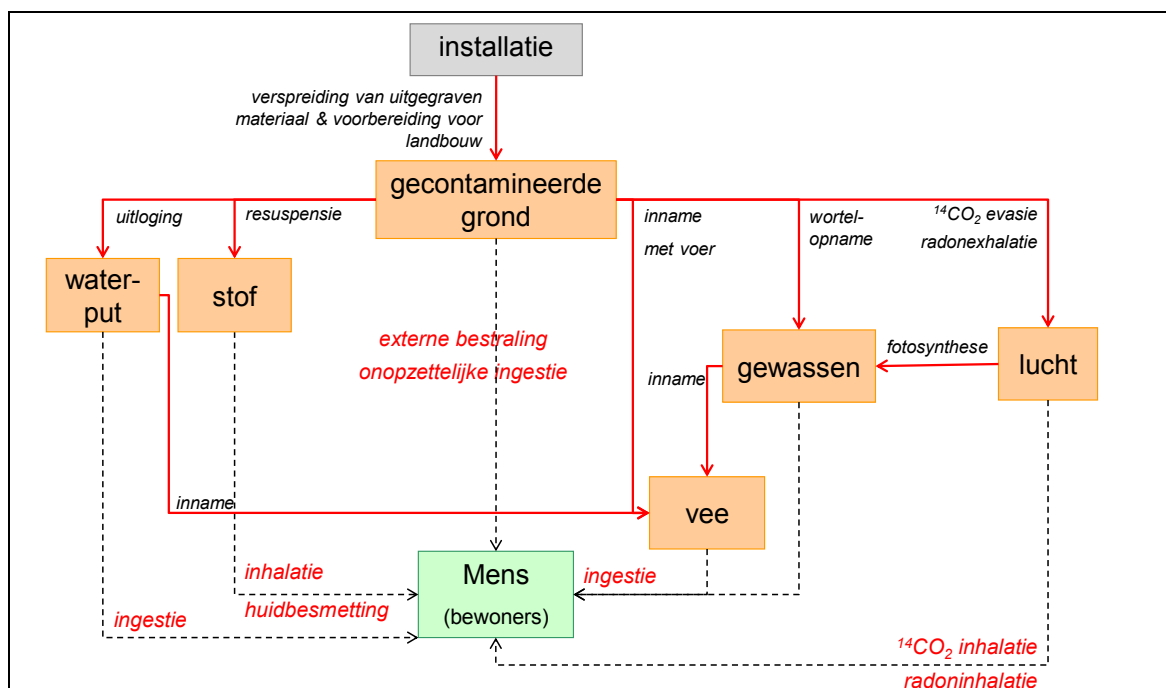
- gecontamineerde grond (onopzettelijk);
- groenten en fruit, gecontamineerd via wortelopname uit gecontamineerde grond of fotosynthese (^{14}C);
- drinkwater uit een lokale waterput, gecontamineerd door uitloging uit de bodem.

De *equivalente huiddosis* bestaat uit twee componenten:

- externe bestraling vanuit de ondergrond;
- huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes.

14.9.3.1.2 Residentie na uitgraving

Het conceptuele model voor dit scenario, met identificatie van de relevante blootstellingswegen, wordt getoond in Figuur 14-144.



Figuur 14-144: Conceptueel model voor het scenario 'residentie na uitgraving'.

De beschouwde blootstelling is vergelijkbaar met die onder het scenario ‘residentie na boring’ zoals beschreven in §14.9.3.1.1. Bijkomende blootstellingswegen voor de bepaling van de effectieve dosis, die de *zelfvoorziening* van de beschouwde representatieve personen, zoals gevraagd in §6.2.8 van de leidraad menselijke intrusie [R14-13], garanderen, omvatten:

- ingestie van *granen* (naast enkel groenten en fruit) die contaminatie hebben opgenomen uit de bodem;
- ingestie van lokaal geproduceerde *dierlijke producten* (melk en vlees van rundvee¹⁴⁷), die gecontamineerd zijn door inname van gecontamineerd gras (met aangehechte grond) en water door het vee.

14.9.3.2 Wiskundige modellen

De bepaling van de activiteit of activiteitsconcentratie van elke radionuclide C_i [Bq/m³] op verschillende tijdstippen gebeurt aan de hand van de Bateman-vergelijkingen voor radioactief verval [R14-131]. Ten behoeve van de berekeningen wordt aangenomen dat de activiteitsniveaus in de bronterm (Tabel 14-4) de niveaus zijn op het einde van de exploitatiefase Ia ($t_0 + 50a$).

De wiskundige voorstellingen van relevante transfer- en blootstellingswegen worden beschreven in §5.1 (‘residentie na boring’), §5.2 (‘residentie na uitgraving’) en Annex 6 (equivalente huiddoses) van [OD-116]. Ze zijn vergelijkbaar met, of equivalent aan, de internationaal gebruikte vergelijkingen voor soortgelijke evaluaties met betrekking tot menselijke intrusie.

De effectieve dosisberekeningen kunnen generiek worden weergegeven volgens

$$E_{exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF_i \times Q \times DF_{exp,i} \quad \text{Vergelijking 34}$$

waarbij

- $E_{exp,i}$ = effectieve dosis toe te schrijven aan radionuclide i voor de blootstellingsweg exp [Sv/a];
- C_i = activiteitsconcentratie van radionuclide i in afval [Bq/m³];
- V_{corr} = volumereductiefactor voor de concentratie van radionuclide i in de berging;
- SCF_i = scenariocorrectiefactor die rekening houdt met verspreiding / transfer van activiteit van radionucliden vanuit het afval naar het medium (lucht,...) waaraan de blootstelling optreedt;
- Q = mate of maat van blootstelling (mogelijks een combinatie van parameters); en
- $DF_{exp,i}$ = de dosiscoëfficiënt van radionuclide i voor blootstellingsweg exp (eenheden hangen af van de betrokken blootstellingsweg).

Op dezelfde manier kan de equivalente huiddosis voor elke blootstellingsweg in volgende generieke vorm gezet worden:

$$H_{skin,exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF_i \times Q \times HF_{skin,exp,i} \quad \text{Vergelijking 35}$$

waarbij $HF_{skin,exp,i}$ de equivalente huiddosiscoëfficiënt is van radionuclide i voor blootstellingsweg exp .

¹⁴⁷ Voor de radionucliden waar ‘ingestie van dierlijke producten’ significant bijdraagt tot de impact, leveren producten afkomstig van rundvee in de biosfeermodellen de belangrijkste bijdrage (§8.1.4 en Annex 5 van [OD-030]).

Voor intrusiescenario's met een effect op meer dan één collo tot meerdere modules, wordt in de impactberekening rekening gehouden met de aanwezigheid van niet-gecontamineerde materialen (de kunstmatige barrières rondom het afval) in het bergingssysteem via de volumereductiefactor V_{corr} , die aanleiding geeft tot een uitmiddeling van de restactiviteitsconcentraties in het afval op het ogenblik van intrusie. In dit geval wordt deze factor gelijkgesteld aan de verhouding van het volume geconditioneerd afval in de bronterm 2013 V2 tot het interne volume van de 29 modules die a priori nodig zijn voor de berging van dit afval (§14.3.1).

Voor de residentiescenario's kan de factor SCF_i elementafhankelijk zijn, omdat

- de concentratie in de bodem in de loop der tijd verandert als gevolg van twee mechanismen: radioactief verval (en ingroei) en *uitloging* naar de onderliggende aquifer, die een bron van drinkwater vormt. Uitloging wordt gekenmerkt door elementafhankelijke *distributiecoëfficiënten* [kg/m^3] (de beste schattingswaarden voor zandgrond uit Tabel 14-112 in Bijlage 14-1 worden aangewend);
- de concentratie in voedingsgewassen gerelateerd is met de concentratie in gecontamineerde grond via elementafhankelijke *bodem-planttransferfactoren* [$\text{kg}_{\text{dw(grond)}}/\text{kg}_{\text{dw(plant)}}$] (de beste schattingswaarden uit Tabel 14-117 in Bijlage 14-1 worden aangewend);
- de concentratie in dierlijke producten gerelateerd is met de concentraties in voer, water en grond via elementafhankelijke *transferfactoren voor dierlijke producten* [d/L of d/kg] (de waarden voor melk en vlees van runderen uit Tabel 14-123 in Bijlage 14-1 worden aangewend).

Een overzicht van de gebruikte radionuclideonafhankelijke parameters wordt gegeven in Tabel 14-139 en Tabel 14-140 in Bijlage 14-1. Daarnaast werden volgende elementonafhankelijke parameters overgenomen uit het biosfeermodel:

- fractie drooggewicht DW_v van gewassen (beste schattingswaarden uit Tabel 14-114 in Bijlage 14-1);
- consumptiehoeveelheden voor water, gewassen, melk¹⁴⁸ en vlees¹⁴⁹ en onopzettelijke ingestie van grond (gemiddelde waarden uit Tabel 14-110 in Bijlage 14-1);
- inname van water, voer en grond door rundvee (beste schattingswaarden uit Tabel 14-120, Tabel 14-121 en Tabel 14-122 in Bijlage 14-1).

De effectieve en equivalente dosiscoëfficiënten worden gegeven in Tabel 14-141 en Tabel 14-142 in Bijlage 14-1. Het omhullende karakter van de belangrijkste parameterkeuzes wordt verder beargumenteerd in §14.9.5.

14.9.3.3 Computermodel

Net als voor het scenario 'analyse van een boorkern' werden de modellen geïmplementeerd in HIAM (zie §14.7.3.3 en §14.20.7 in Bijlage 14-2). Er wordt een totale impact [Sv] per eenheidsconcentratie in de berging [Bq/m^3] berekend voor iedere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide,

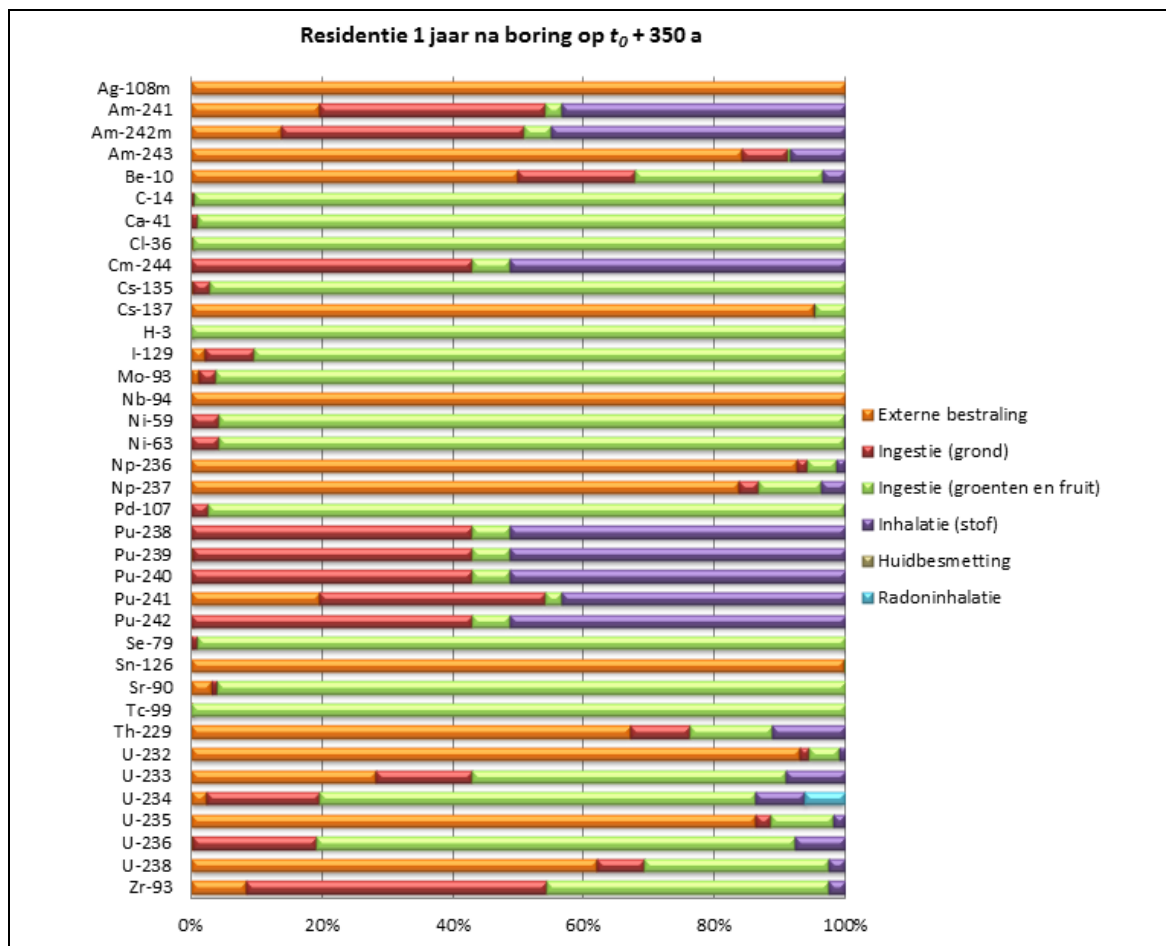
¹⁴⁸ Hoewel enkel inname van koemelk beschouwd wordt onder het scenario 'residentie na uitgraving', is de beschouwde ingestiehoeveelheid gelijk aan de totale inname van koemelk, schapenmelk en geitenmelk beschouwd in de biosfeer.

¹⁴⁹ Hoewel enkel inname van rundvlees beschouwd wordt, is de beschouwde ingestiehoeveelheid gelijk aan de totale inname van rundvlees, gevogelte, varkensvlees, schapenvlees en geitenvlees beschouwd in de biosfeer.

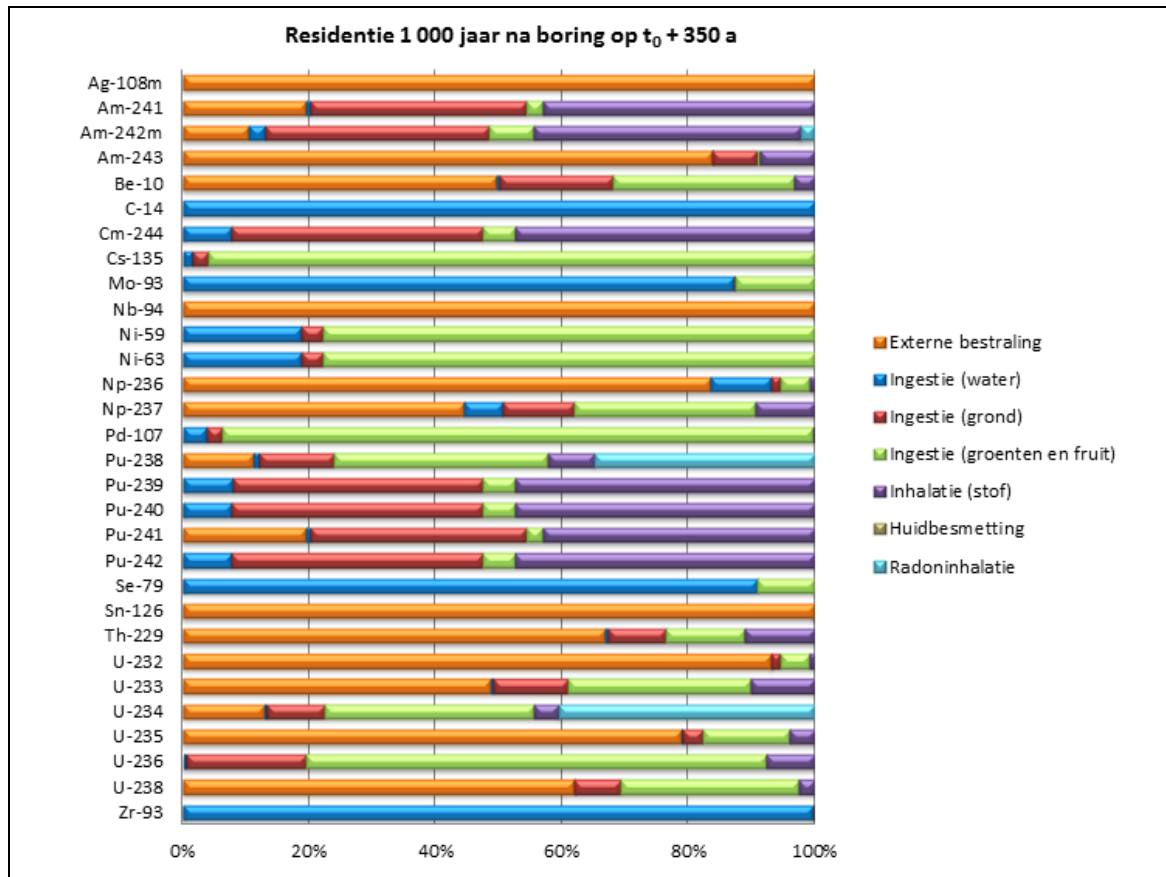
waarbij de bijdragen van de expliciet gemodelleerde dochternucliden op ieder tijdstip bij de moedernuclide geteld worden.

Figuur 14-145 en Figuur 14-146 geven een overzicht van de relatieve bijdrage van verschillende blootstellingswegen tot de impact van iedere radionuclide onder ‘residentie na boring’ 1 jaar en 1 000 jaar na boring op $t_0 + 350$ jaar.

- In het eerste jaar is de uitlogging naar het grondwater nog zeer beperkt, waardoor ‘ingestie van water’ op dit ogenblik geen bijdrage levert en niet wordt getoond in Figuur 14-145.
- Voor 12 radionucliden is ‘externe bestraling’ (oranje) initieel de belangrijkste blootstellingsweg; voor 16 radionucliden is dat ‘ingestie van groenten en fruit’ (groen) en voor 8 radionucliden (isotopen van Pu, Am en Cm) is dat ‘inhalatie van stof’ (paars). Enkel voor ^{93}Zr levert de (onopzettelijke) ‘ingestie van grond’ (rood) de belangrijkste bijdrage tot de impact.



Figuur 14-145: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de effectieve dosis voor volwassenen van individuele radionucliden onder het scenario ‘residentie na boring’ voor residentie 1 jaar na boring op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld.



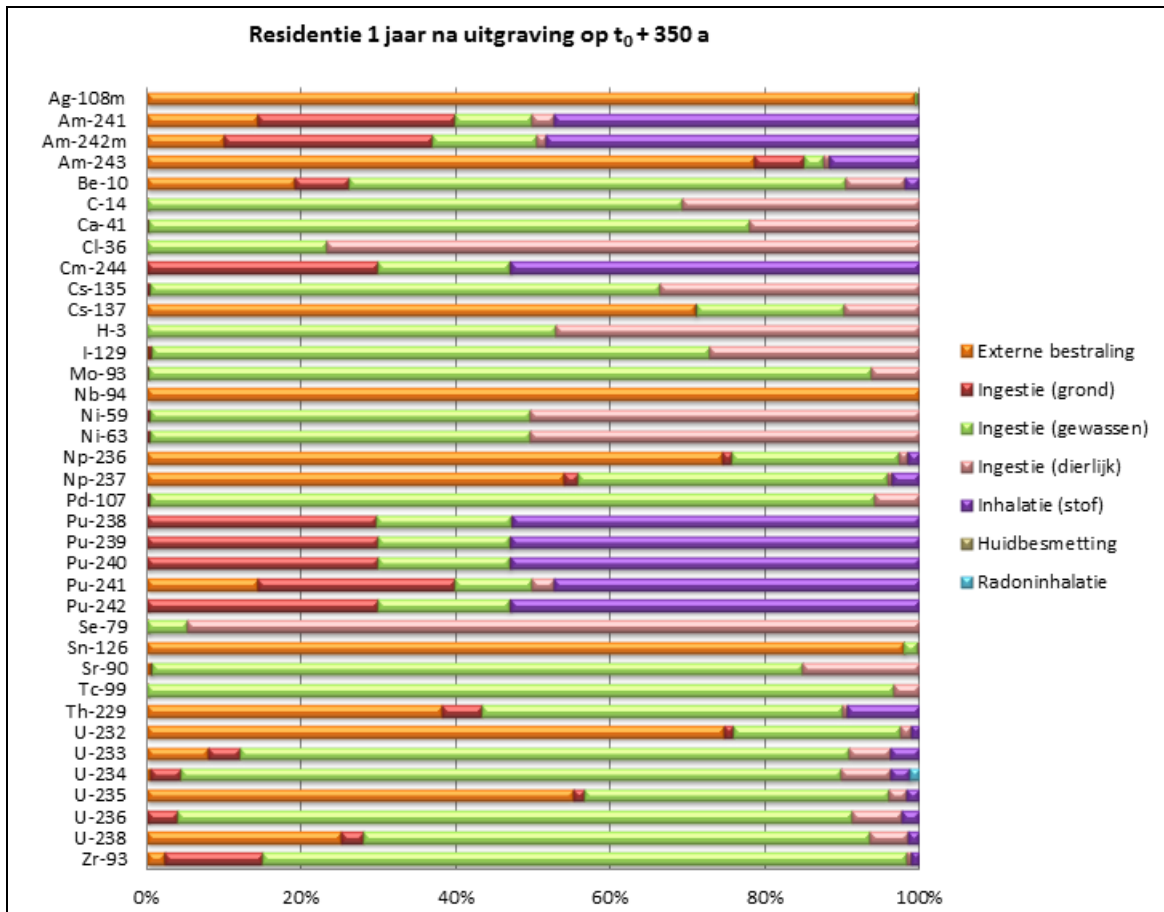
Figuur 14-146: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de dosis van individuele radionucliden voor volwassenen onder het scenario ‘residentie na boring’ voor residentie 1 000 jaar na boring op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld. Bijdragen van minder dan 1×10^{-16} Sv/a per Bq/m³ worden niet getoond.

- Enkele radionucliden veroorzaken 1 000 jaar na boring geen significante impact meer door radioactief verval (³H, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) of uitloging (³⁶Cl, ⁴¹Ca, ¹²⁹I, ⁹⁹Tc) en worden daarom niet meer getoond in Figuur 14-146.
- Als gevolg van de uitloging van radionucliden naar de aquifer en radioactief verval wijzigt het *relatieve belang* van blootstellingswegen mettertijd. 1 000 jaar na boring is ‘ingestie van water’ (donkerblauw) de belangrijkste blootstellingsweg voor 4 radionucliden (¹⁴C, ⁹³Mo, ⁷⁹Se en ⁹³Zr); ‘radoninhalatie’ (lichtblauw) voor 2 radionucliden (²³⁸Pu, ²³⁴U), ten gevolge van ingroei van ²²⁶Ra.

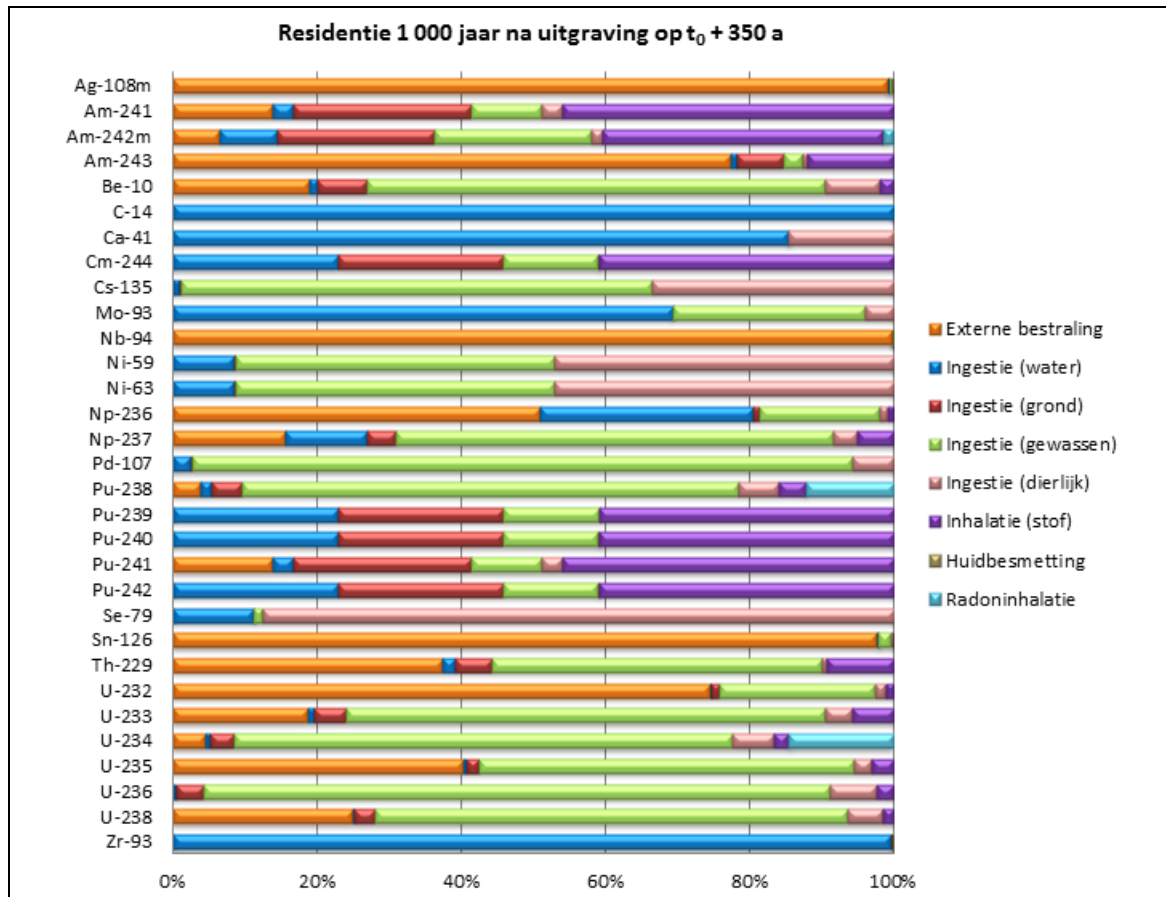
Figuur 14-147 en Figuur 14-148 geven een overzicht van de relatieve bijdrage van verschillende blootstellingswegen tot de impact van iedere radionuclide onder het scenario ‘residentie na uitgraving’ 1 jaar en 1 000 jaar na uitgraving op $t_0 + 350$ jaar.

- In het eerste jaar is de uitloging naar het grondwater nog zeer beperkt, waardoor ‘ingestie van water’ op dit ogenblik geen bijdrage levert en niet wordt getoond in Figuur 14-147.

- Voor 9 radionucliden is ‘externe bestraling’ (oranje) initieel de belangrijkste blootstellingsweg; voor 16 radionucliden is dat ‘ingestie van gewassen’ (groen); voor 4 radionucliden ‘ingestie van dierlijke producten’ (^{36}Cl , ^{59}Ni en ^{63}Ni , ^{79}Se – roze) en voor 8 radionucliden (isotopen van Pu, Am en Cm) is dat ‘inhalatie van stof’ (paars).
- Enkele radionucliden veroorzaken 1 000 jaar na boring geen significante impact meer door radioactief verval (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr) of uitloging (^{36}Cl , ^{129}I , ^{99}Tc) en worden daarom niet meer getoond in Figuur 14-148.
- Als gevolg van de uitloging van radionucliden naar de aquifer en radioactief verval wijzigt het relatieve belang van blootstellingswegen mettertijd. 1 000 jaar na boring is ‘ingestie van water’ de (donkerblauw) belangrijkste blootstellingsweg voor 4 radionucliden (^{14}C , ^{41}Ca , ^{93}Mo en ^{93}Zr).



Figuur 14-147: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de dosis van individuele radionucliden voor volwassenen onder het scenario ‘residentie na uitgraving’ voor residentie 1 jaar na uitgraving op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld.



Figuur 14-148: Relatieve bijdrage [%] van de verschillende blootstellingswegen tot de dosis van individuele radionucliden voor volwassenen onder het scenario ‘residentie na uitgraving’ voor residentie 1 000 jaar na uitgraving op $t_0 + 350$ a. De impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld. Bijdragen van minder dan 1×10^{-16} Sv/a per Bq/m³ worden niet getoond.

14.9.4 Radiologische impact

De impacts onder de scenario’s ‘residentie na boring’ en ‘residentie na uitgraving’ werden berekend voor verschillende intrusietijdstippen (zie §2.2.3 en §2.2.4 van [OD-274]), waarbij residentie na intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ($t_0 + 350$ jaar) in de hoogste doses resulteert. Ook het relatieve belang van de blootstellingswegen verandert nauwelijks met het tijdstip van intrusie. Daarom worden enkel de impacts voor residentie na een intrusie op $t_0 + 350$ jaar hier besproken.

Voor de berekening van de impacts wordt in eerste instantie uitgegaan van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules¹⁵⁰; waarna de invloed van mogelijke heterogeniteiten wordt toegelicht.

¹⁵⁰ De berekening van de radiologische impact gebeurt op basis van de bronterm 2013 V2, waarvan de activiteitsniveaus voor de kritieke radionucliden overeenstemmen met de theoretische OLI’s (§14.3.1.5, §14.16.3). De OLI’s van de oostelijke tumulus van 20 modules bedragen 20/29^{ste} van de totale theoretische OLI’s. Een homogene verdeling van de totale activiteit van de bronterm over het inwendige volume van 29 modules stemt dus overeen met een homogene verdeling van de OLI’s van de oostelijke tumulus over 20 modules in termen van activiteitsconcentratie.

14.9.4.1 Residentie na boring

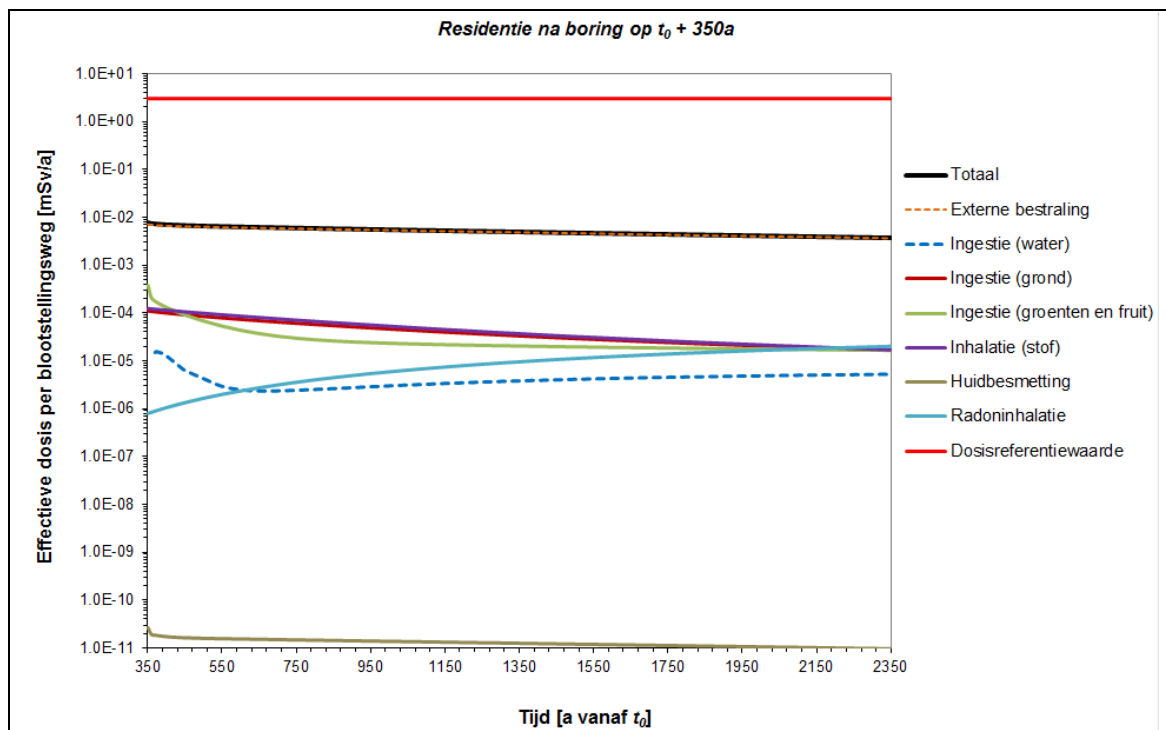
14.9.4.1.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

Figuur 14-149 toont de berekende *effectieve dosis* voor volwassenen over tijdschalen tot 2 000 jaar na de intrusie. De maximale totale effectieve dosis van $7,71 \times 10^{-3}$ mSv/a treedt op in het jaar volgend op de boring en ligt ver onder de referentiewaarde van 3 mSv/a. Net zoals onder het direct-effectscenario ‘boring’ (§14.8.4.1.1) is *externe bestraling* ook hier de belangrijkste blootstellingsweg, met ^{94}Nb als dominante radionuclide (Figuur 14-150).

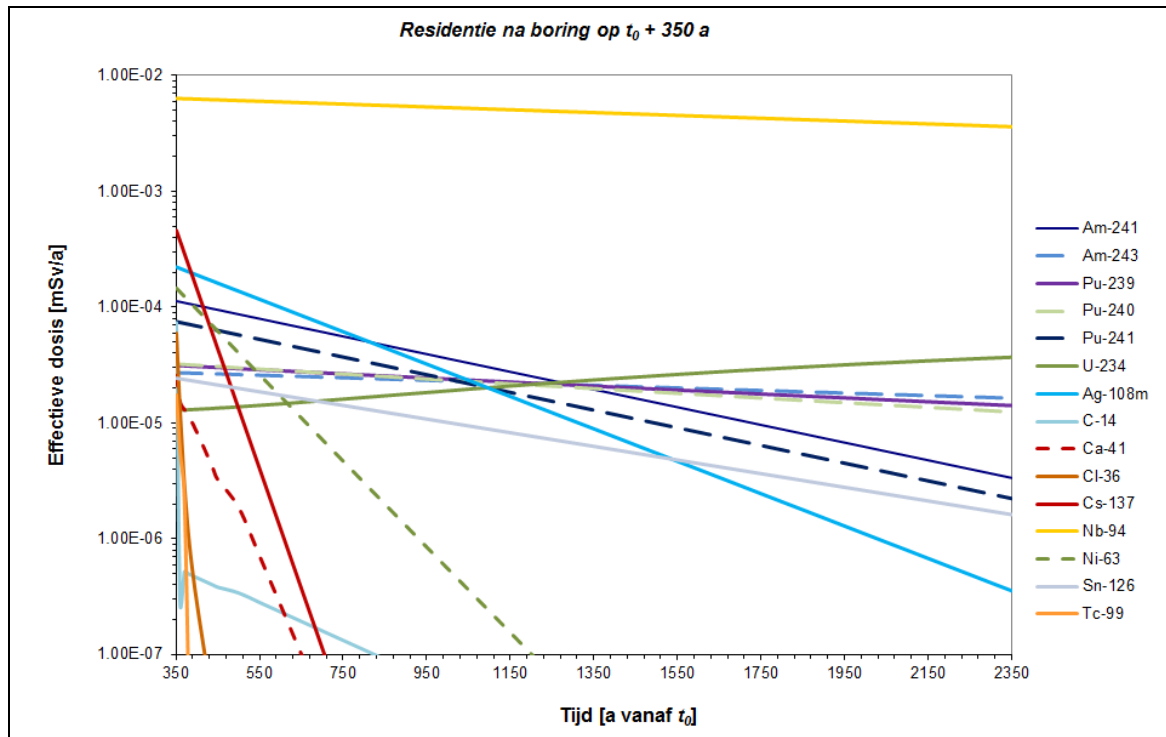
De *ingestie van groenten en fruit* is aanvankelijk de op één belangrijkste blootstellingsweg, maar de bijdrage blijft beperkt tot enkele procenten van de totale dosis. ^{63}Ni maar ook in mindere mate ^{14}C en ^{36}Cl dragen initieel bij tot deze blootstellingsweg, maar hun belang neemt snel af: van ^{14}C door evasie, van ^{36}Cl door uitloging en van ^{63}Ni door radioactief verval. In een latere fase zijn ^{234}U en ^{236}U de belangrijkste radionucliden met betrekking tot ingestie van gewassen.

De bijdrage van *radoninhalatie* neemt toe in de tijd (door ingroei uit voornamelijk ^{234}U) en wordt over tijdschalen van enkele duizenden jaren vergelijkbaar met de bijdragen van inhalatie van stof en ingestie van grond. Deze bijdragen blijven, net als de dosis door ingestie van drinkwater, beperkt. De bijdrage van *huidbesmetting* is nooit significant.

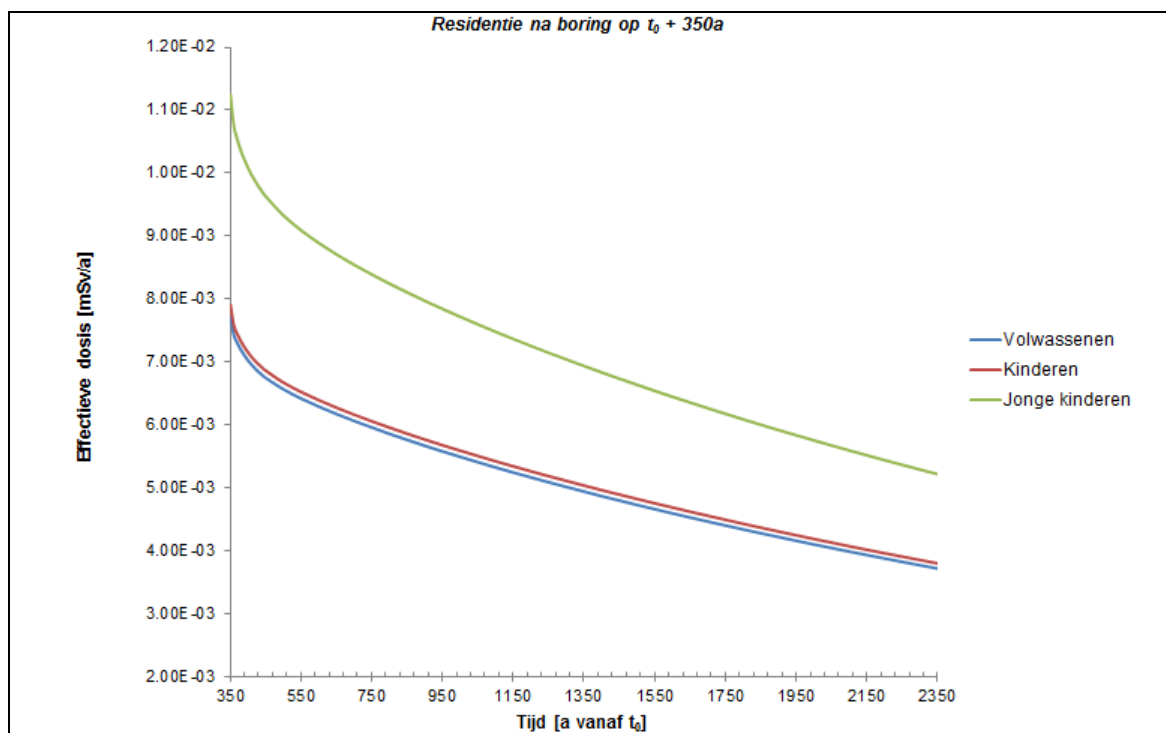
Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-159 in Bijlage 14-1.



Figuur 14-149: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario ‘residentie na boring op tijdstip $t_0 + 350$ jaar’.



Figuur 14-150: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de belangrijkste radionucliden onder het scenario 'residentie na boring op tijdstip $t_0 + 350$ jaar'.



Figuur 14-151: Effectieve dosis [mSv/a] voor verschillende leeftijdsgroepen onder het scenario 'residentie na boring op tijdstip $t_0 + 350$ jaar'.

In Figuur 14-151 wordt een vergelijking gegeven van de impacts voor de verschillende leeftijdsgroepen. De dosis voor *kinderen* is zeer vergelijkbaar met deze voor volwassenen; met een piekimpact van $7,91 \times 10^{-3}$ mSv/a (+ 2,6% ten opzichte van de impact voor volwassenen) in het jaar volgend op de boring. De impact voor *jonge kinderen* is iets hoger, met een maximale impact van $1,12 \times 10^{-2}$ mSv/a (+ 45,9% ten opzichte van de impact voor volwassenen) in het jaar volgend op de boring. Ook hier blijft externe bestraling de dominante blootstellingsweg.

Verdere details worden gegeven in §2.2.3 en §3.4 van [OD-274].

De piekwaarden voor de *equivalente huiddoses* worden eveneens gevonden in het eerste jaar van residentie na de boring:

- $8,82 \times 10^{-3}$ mSv/a voor volwassenen;
- $8,73 \times 10^{-3}$ mSv/a voor kinderen;
- $1,19 \times 10^{-2}$ mSv/a voor jonge kinderen.

Deze equivalente doses zijn nagenoeg integraal toe te schrijven aan externe bestraling, voornamelijk uit ^{94}Nb . De equivalente huiddosis daalt licht in de tijd en respecteert de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge. Verdere details worden gegeven in §5.1.2.3 van [OD-274].

De *som* van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor residentie in het jaar na boring op $t_0 + 350$ a bedraagt

- $1,65 \times 10^{-2}$ mSv/a voor volwassenen;
- $1,66 \times 10^{-2}$ mSv/a voor kinderen;
- $2,31 \times 10^{-2}$ mSv/a voor jonge kinderen.

Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de equivalente dosis voor de ooglenzen, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden voor alle leeftijdsgroepen.

14.9.4.1.2 Maximale impact uitgaande van de CLI's op colloniveau

De schatting van de radiologische impact onder 'residentie na boring' uitgaande van een homogene activiteitenverdeling over het inwendige volume van 29 modules is niet omhullend voor residentie na boring met verspreiding van boorgruis afkomstig van iedere willekeurige locatie. Het meeste afval wordt naar boven gehaald bij boring dwars doorheen colli in een stapel type I/II monolieten, of doorheen het inwendige volume van type III monolieten.

Tabel 14-76 geeft de berekende impacts voor volwassenen onder residentie na boring op $t_0 + 350$ jaar, met verspreiding van boorgruis afkomstig uit 400-litercolli in type I monolieten¹⁵¹ of uit het inwendige volume van type III monolieten¹⁵², waarbij de radionuclidenconcentraties gelijk zijn aan de CLI's. In beide

¹⁵¹ Hierbij werd de concentratie in de colli gelijkgesteld aan de CLI. Voor de berekening van de concentratie in de afvalzone (totale stapel van 6 type I monolieten met een hoogte h_{wz} van 8,106 m) werd een collohoogte h_{collo} van 1,071m ondersteld (i.e. de hoogte van een standaard 400-litercollo). De concentratie in de afvalzone gebruikt als input voor de berekening is dan $CLI \times 6 \times h_{collo} / h_{wz}$.

¹⁵² Hierbij werd de concentratie in het inwendige van de monoliet gelijkgesteld aan de CLI. Voor de berekening van de concentratie in de afvalzone (totale stapel van 5 type III monolieten met een hoogte h_{wz} van 8,106m) werd een inwendige monoliethoogte h_{collo} van 1,341m ondersteld. De concentratie in de afvalzone gebruikt als input voor de berekening is dan $CLI \times 5 \times h_{collo} / h_{wz}$.

gevallen is de aldus berekende (*theoretische*) totale impact aanvaardbaar ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv. Voor type II monolieten zouden de resultaten gelijkaardig zijn.

Tabel 14-76: CLI's voor kritieke radionucliden [Bq/m³] en impact van de CLI's onder het scenario 'residentie na boring' [mSv/a] met verspreiding van boorgruis uit een stapel type I monolieten of type III monolieten, voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.

Kritieke radionuclide	CLI [Bq/m ³]	Effectieve dosis volwassenen CLI [mSv/a]	
		Type I monolieten (zes 400-litercolli)	Type III monolieten (vijf monolieten)
^{108m} Ag	1×10^8	$1,12 \times 10^{-1}$	$1,17 \times 10^{-1}$
²⁴¹ Am	2×10^9	$4,83 \times 10^{-2}$	$5,04 \times 10^{-2}$
²⁴³ Am	1×10^8	$1,93 \times 10^{-2}$	$2,01 \times 10^{-2}$
¹⁴ C	1×10^{11}	$1,17 \times 10^{-1}$	$1,22 \times 10^{-1}$
⁴¹ Ca	1×10^9	$1,29 \times 10^{-3}$	$1,35 \times 10^{-3}$
³⁶ Cl	1×10^8	$3,43 \times 10^{-2}$	$3,58 \times 10^{-2}$
²⁴⁴ Cm	1×10^9	$1,05 \times 10^{-4}$	$1,09 \times 10^{-4}$
¹³⁵ Cs	1×10^8	$5,11 \times 10^{-4}$	$5,34 \times 10^{-4}$
¹³⁷ Cs	1×10^{12}	$6,62 \times 10^{-1}$	$6,91 \times 10^{-1}$
¹²⁹ I	1×10^8	$8,70 \times 10^{-3}$	$9,08 \times 10^{-3}$
⁹³ Mo	1×10^8	$8,04 \times 10^{-4}$	$8,39 \times 10^{-4}$
⁹⁴ Nb	7×10^8	$1,30 \times 10^0$	$1,35 \times 10^0$
⁵⁹ Ni	1×10^{11}	$1,04 \times 10^{-2}$	$1,08 \times 10^{-2}$
⁶³ Ni	1×10^{13}	$3,12 \times 10^{-1}$	$3,26 \times 10^{-1}$
²³⁷ Np	1×10^8	$2,38 \times 10^{-2}$	$2,48 \times 10^{-2}$
²³⁸ Pu	1×10^9	$3,36 \times 10^{-3}$	$3,50 \times 10^{-3}$
²³⁹ Pu	5×10^8	$1,95 \times 10^{-2}$	$2,03 \times 10^{-2}$
²⁴⁰ Pu	1×10^9	$3,81 \times 10^{-2}$	$3,97 \times 10^{-2}$
²⁴¹ Pu	8×10^{10}	$6,61 \times 10^{-2}$	$6,90 \times 10^{-2}$
⁷⁹ Se	1×10^9	$2,24 \times 10^{-2}$	$2,34 \times 10^{-2}$
¹²⁶ Sn	1×10^8	$2,28 \times 10^{-1}$	$2,37 \times 10^{-1}$
⁹⁰ Sr	1×10^{11}	$1,87 \times 10^{-2}$	$1,95 \times 10^{-2}$
⁹⁹ Tc	1×10^{10}	$2,71 \times 10^{-1}$	$2,83 \times 10^{-1}$
²³⁴ U	1×10^9	$1,94 \times 10^{-2}$	$2,02 \times 10^{-2}$
²³⁵ U	1×10^7	$1,67 \times 10^{-3}$	$1,74 \times 10^{-3}$
²³⁶ U	1×10^8	$1,68 \times 10^{-3}$	$1,75 \times 10^{-3}$
²³⁸ U	1×10^8	$4,51 \times 10^{-3}$	$4,70 \times 10^{-3}$
⁹³ Zr	1×10^9	$1,77 \times 10^{-5}$	$1,85 \times 10^{-5}$
Totaal [mSv]		$3,34 \times 10^0$	$3,49 \times 10^0$

De *reële* impact van residentie na boring met verspreiding van boorgruis uit een stapel monolieten zal steeds lager zijn, omdat niet alle maatgevende radionucliden (⁹⁴Nb, ¹³⁷Cs en ⁶³Ni) op hun maximaal toegelaten concentratie zitten in dezelfde colli. In de praktijk is de CLI van ⁹⁴Nb onverenigbaar met een

activiteitsconcentratie van meer dan 4% van de CLI van ^{137}Cs , daar de impact onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ de dosisreferentiewaarde van 3 mSv dan zou overschrijden (zie Tabel 14-73 in §14.7.4.3). De impact onder het scenario ‘residentie na boring’ bij verspreiding van boorgruis afkomstig van eender welke locatie zal dan ook lager zijn dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

De met het geheel van de CLI’s corresponderende *equivalente huiddoses* bedragen:

- 2,96 mSv/a voor residentie op boorgruis uit een stapel type I monolieten;
- 3,09 mSv/a voor residentie op boorgruis uit een stapel type III monolieten.

De equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a wordt dus ruim gerespecteerd. Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de oog lens*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden voor residentie na boring met verspreiding van boorgruis afkomstig van eender welke locatie in de berging.

14.9.4.2 Residentie na uitgraving

Als gevolg van het schaalverschil tussen de scenario’s ‘residentie na boring’ en ‘residentie na uitgraving’ – dat zich uit in een hogere concentratie in de grond, extra blootstellingswegen (ingestie van granen en dierlijke producten) én een hoger plaatselijk gecultiveerd aandeel in de jaarlijkse inname door de residenten (100% tegenover 25%) onder ‘residentie na uitgraving’ – zijn de *effectieve doses* opgelopen onder ‘residentie na uitgraving’ meer dan een grootteorde hoger dan onder ‘residentie na boring’.

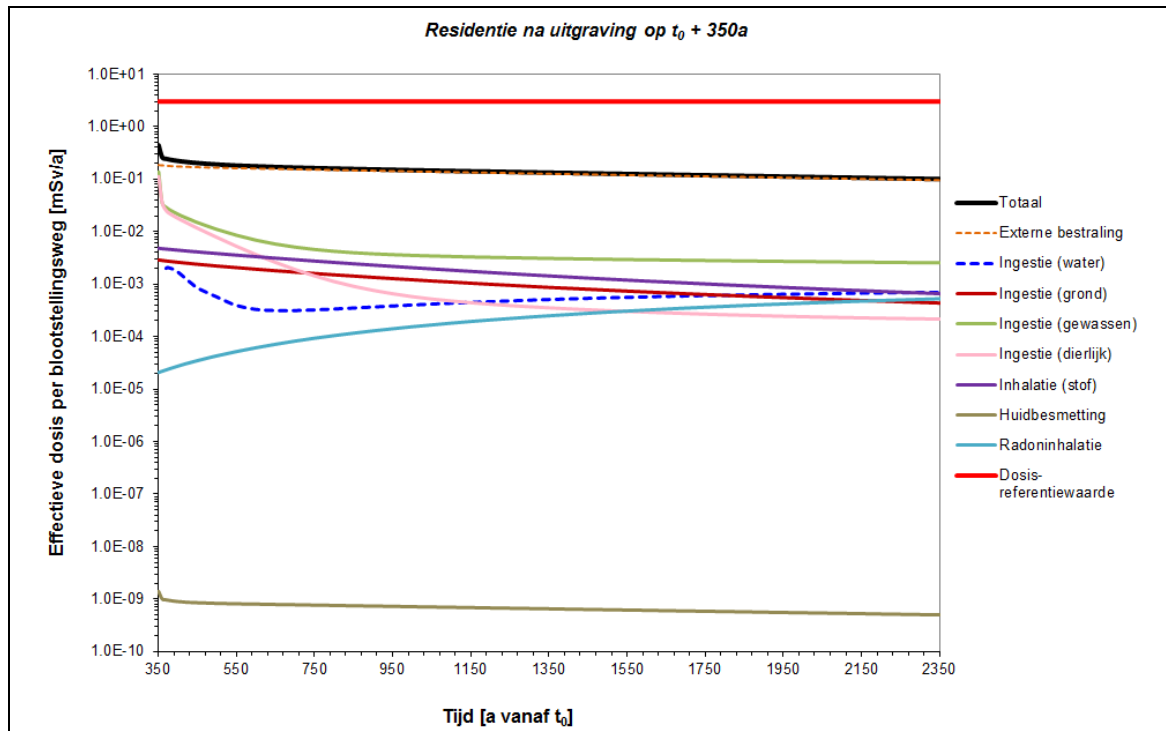
14.9.4.2.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

De maximale *effectieve dosis* van 0,44 mSv/a voor volwassenen wordt berekend in het jaar na uitgraving en blijft significant lager dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Figuur 14-152). De radionucliden die de belangrijkste bijdrage leveren tot de globale impact zijn zeer gelijkaardig aan het scenario ‘residentie na boring’ (Figuur 14-153).

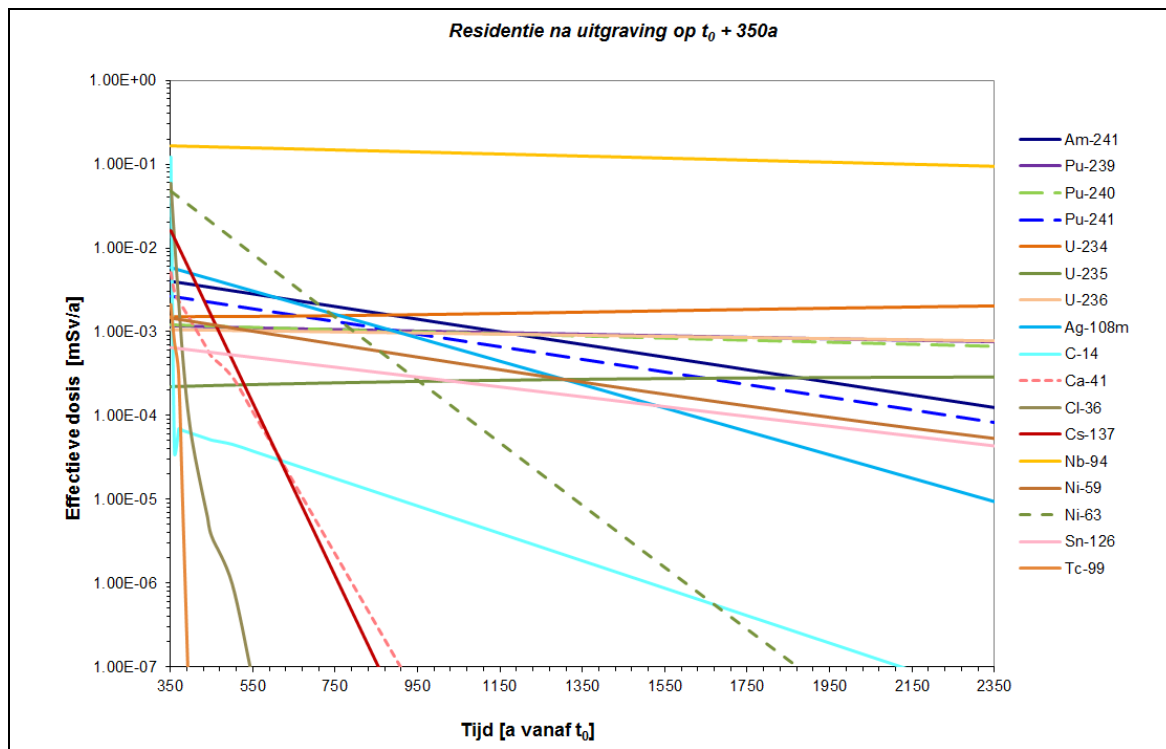
De gecombineerde bijdrage van *ingestie* van gewassen en dierlijke producten (0,25 mSv/a of 56% van de globale piekimpact) tot de totale dosis is initieel groter dan die van *externe bestraling* (0,19 mSv/a), wat de verschillende veronderstellingen met betrekking tot de graad van zelfvoorziening ten opzichte van de situatie na boring weerspiegelt (Figuur 14-152).

Globaal levert ^{94}Nb door externe bestraling wel de hoogste bijdrage tot de piekdosis, namelijk 37,5%; ten opzichte van 27,6% voor ^{14}C ; 13,4% voor ^{63}Cl en 10,8% voor ^{63}Ni .

Naar analogie met het scenario ‘residentie na boring’ (§14.9.4.1.1) dragen ^{14}C , ^{36}Cl en ^{63}Ni initieel het meeste bij tot de *ingestie* van gewassen (en dierlijke producten). Het aandeel in de dosis van ^{14}C is initieel veel groter dan onder ‘residentie na boring’: ^{14}C is goed voor 61,5% van de dosis door ingestie van voedingsgewassen en 33,5% van de dosis door ingestie van dierlijke producten in het eerste jaar na intrusie. Voor ^{36}Cl is dat respectievelijk 10,0% en 40,7%. In de daaropvolgende jaren wordt de bijdrage van ^{14}C insignificant (evasie). Ook ^{36}Cl verdwijnt al snel uit de bodem (uitloging), waardoor het relatieve belang van ^{63}Ni toeneemt. Over tijdschalen van honderden jaren is ^{63}Ni onderhevig aan radioactief verval (en uitloging) en komen de belangrijkste bijdragen tot ingestie van voedingsgewassen en dierlijke producten van ^{234}U en ^{236}U .



Figuur 14-152: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario 'residentie na uitgraving op tijdstip $t_0 + 350$ jaar'.



Figuur 14-153: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de belangrijkste radionucliden onder het scenario 'residentie na uitgraving op tijdstip $t_0 + 350$ jaar'.

Met het verdwijnen van ^{14}C , ^{36}Cl en ^{63}Ni uit de bodem wordt externe bestraling (voornamelijk uit ^{94}Nb) dominant over de gecombineerde bijdragen van ingestie.

Het karakteristieke verloop van de dosis door *ingestie van water*, met een snelle piek, vervolgens een afname en een langzame toename over tijdschalen van meerdere honderden tot duizenden jaren, wordt als volgt verklaard: de snelle piek is toe te schrijven aan de uitloging van mobiele radionucliden (type ^{36}Cl en ^{99}Tc – Figuur 14-153), die snel uit de bodem verdwijnen en dus al snel niet meer verantwoordelijk zijn voor contaminatie van grondwater (daling van de impact). Over tijdschalen van meerdere honderden jaren wordt ook de uitloging van minder mobiele radionucliden belangrijk, waardoor het relatieve belang van deze blootstellingsweg toeneemt. De bijdrage tot de globale impact blijft echter te allen tijde lager dan 1%.

Ook de bijdrage van *radoninhalatie* neemt toe in de tijd, als gevolg van ingroei uit voornamelijk ^{234}U . Ingestie van grond en inhalatie van stof leveren op lange termijn gelijkaardige bijdragen. De bijdrage van *huidbesmetting* is niet significant.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-160 in Bijlage 14-1.

Figuur 14-154 vergelijkt de impacts voor de verschillende leeftijdsgroepen.

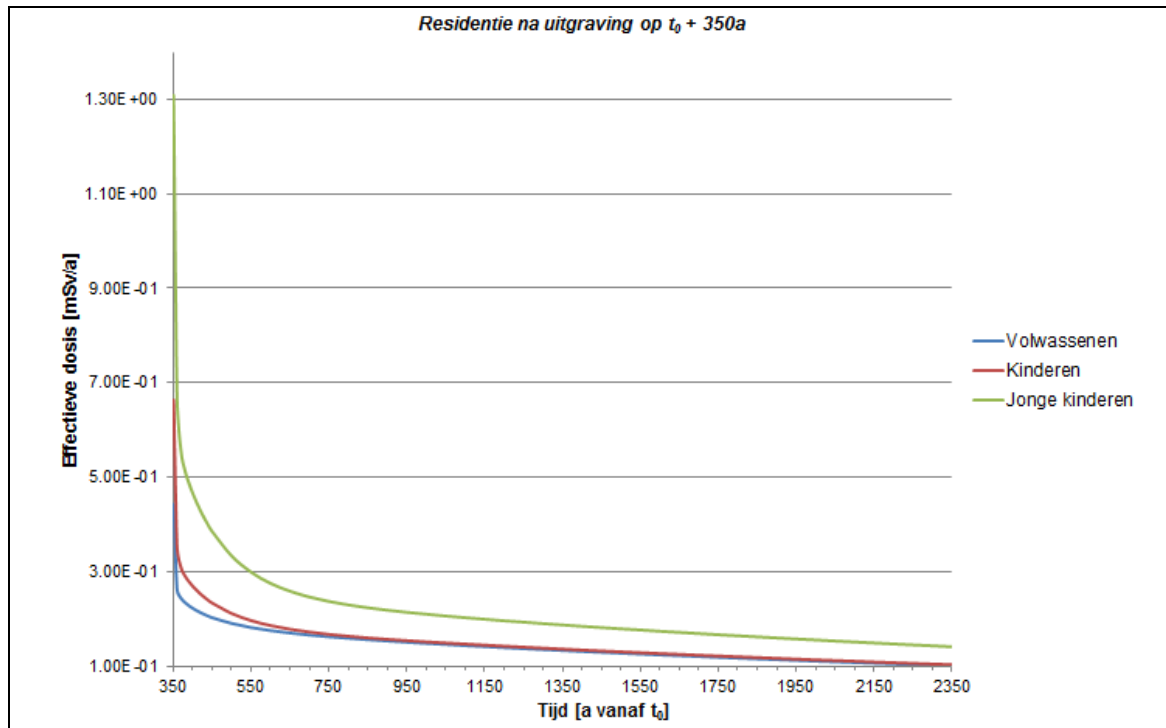
- Voor *kinderen* is de piekimpact in het jaar volgend op de uitgraving (0,66 mSv/a) ongeveer de helft hoger dan voor volwassenen, maar de residuele impact over tijdschalen van enkele honderden jaren is zeer vergelijkbaar. De hogere piek is toe te schrijven aan *ingestie van dierlijke producten*, dat initieel de belangrijkste blootstellingsweg vertegenwoordigt voor kinderen, voornamelijk via ^{36}Cl , ^{63}Ni en ^{14}C . De combinatie van een hogere melkconsumptie en hogere ingestiedosiscoëfficiënten is verantwoordelijk voor de verhoging van de impact.
- Dit effect is nog meer uitgesproken voor *jonge kinderen*, waar een piekimpact van 1,31 mSv/a (i.e. drie keer zo hoog als de piekimpact voor volwassenen) wordt berekend in het jaar volgend op de uitgraving. Ingestie van dierlijke producten is verantwoordelijk voor 0,79 mSv/a of 60% van deze impact.

De effectieve doses voor kinderen en jonge kinderen blijven echter merkbaar lager dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. Verdere details worden gegeven in §2.2.4 en §3.5 van [OD-274].

Ook de piekwaarden voor de *equivalente huiddoses* worden gevonden in het eerste jaar van residentie na de uitgraving:

- 0,23 mSv/a voor volwassenen;
- 0,24 mSv/a voor kinderen;
- 0,32 mSv/a voor jonge kinderen.

Deze equivalente doses zijn nagenoeg integraal toe te schrijven aan externe bestraling, voornamelijk uit ^{94}Nb . De equivalente huiddosis daalt in de tijd en respecteert de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge. Verdere details worden gegeven in §5.1.2.3 van [OD-274].



Figuur 14-154: Effectieve dosis [mSv/a] voor verschillende leeftijdsgroepen onder het scenario 'residentie na uitgraving op tijdstip $t_0 + 350$ jaar'.

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor residentie in het jaar na uitgraving op $t_0 + 350$ a bedraagt

- 0,67 mSv/a voor volwassenen;
- 0,90 mSv/a voor kinderen;
- 1,63 mSv/a voor jonge kinderen.

Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de oog lens*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden voor alle leeftijdsgroepen.

14.9.4.2.2 Mogelijke heterogeniteiten

Om te waarborgen dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a gerespecteerd wordt bij een eventuele heterogene verdeling van activiteit over modules, groepen van modules en de tumulus, wordt een absolute concentratiebeperking (CLI) op moduleniveau opgelegd aan de maatgevende radionucliden (^{94}Nb , ^{14}C , ^{36}Cl en ^{63}Ni – zie §14.16.4.2).

Tabel 14-77 geeft een overzicht van de impacts voor deze CLI's op moduleniveau. De som van de impacts van deze vier radionucliden bij activiteitsconcentraties gelijk aan de CLI op moduleniveau bedraagt ongeveer 2,4 mSv/a.

Tabel 14-77: CLI's voor kritieke radionucliden op moduleniveau [Bq/m³] en impact CLI op moduleniveau onder het scenario 'residentie na uitgraving' [mSv/a], voor een intrusie op $t_0 + 350$ jaar.

Kritieke radionuclide	Voorstel CLI op moduleniveau [Bq/m ³]	Piekimpact CLI onder 'residentie na uitgraving' [mSv/a]
¹⁴ C	$8,86 \times 10^8$	$7,32 \times 10^{-1}$
³⁶ Cl	$2,46 \times 10^6$	$3,56 \times 10^{-1}$
⁹⁴ Nb	$4,85 \times 10^7$	$9,95 \times 10^{-1}$
⁶³ Ni	$6,62 \times 10^{10}$	$2,87 \times 10^{-1}$

14.9.5 Argumentatie van het omhullende karakter

14.9.5.1 Residentie na boring

Het scenario 'residentie na boring' is op zich niet omhullend voor een residentie op gecontamineerd materiaal, maar wordt in de impactevaluatie beschouwd teneinde rekening te houden met de uitgestelde effecten van een *kleinschalige* intrusie, waarbij ook de effecten van heterogeniteiten beschouwd worden.

De bijdrage van de verschillende *blootstellingswegen* is zowel radionuclide- als tijdsafhankelijk (Figuur 14-145 en Figuur 14-146 in §14.9.3.3); enkel de bijdrage van huidbesmetting is nooit significant (Figuur 14-149 in §14.9.4.1.1). De argumentatie van het omhullende karakter van het scenario 'residentie na boring' betreft daarom alle blootstellingswegen met uitzondering van huidbesmetting.

Residentie in een woning/tuin op gecontamineerde grond leidt tot blootstelling door **externe bestraling**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.1.8 van [OD-116]):

- het boorgruis wordt verspreid over een *oppervlakte van 500 m²*; verspreiding over een veel grotere oppervlakte zou de bodemconcentraties sterk verlagen;
- de representatieve personen brengen *meer dan driekwart van het jaar* door in hun huis/tuin op gecontamineerde grond (Tabel 14-140 in Bijlage 14-1);
- mogelijke *afscherming*
 - ▶ door topografie, vegetatie en eventuele toestellen (speeltoestellen, tuinmeubilair,...) wordt niet in rekening gebracht voor blootstelling *buitenshuis*;
 - ▶ door gebouwen wordt beschouwd voor de blootstelling *binnenshuis*. De afschermingsfactor van 0,4 (Tabel 14-140 in Bijlage 14-1) die wordt aangewend voor alle radionucliden is een waarde voor hoogenergetische gammastralers en lichte constructies, met dunne wanden en vloeren (§6.6 van [R14-136]).

Het omhullende karakter van de *evolutie van de concentratie in de bodem* wordt mede gewaarborgd door een lage waarde te kiezen voor de *infiltratiesnelheid* (0,1 m/a terwijl de regionale infiltratie onder toekomstige Cs-klimaatomstandigheden volgens het 'hoge' CCI-HYDR klimaatscenario 0,21 m/a bedraagt (zie §14.3.6.3.1)). Hierdoor wordt de uitloging beperkt en blijven de bodemconcentraties hoger (§5.1.3 van [OD-116]). Dit draagt bij tot het omhullende karakter van de evaluatie van de externe bestraling, maar ook van

- **ingestie van groenten en fruit** geteeld in gecontamineerde grond (grotere fractie radionucliden beschikbaar voor wortelopname);
- **onopzettelijke ingestie** van bodem, voornamelijk tijdens het tuinieren (door stof) en voor (jonge) kinderen tijdens hun spel;
- **inhalatie van stofdeeltjes** (en mogelijke huidbesmetting door stofdeeltjes, wat echter niet significant bijdraagt (Figuur 14-149 in §14.9.4.1.1)), daar de concentratie in de lucht recht evenredig is met de concentratie in de bodem.

Uit de gecontamineerde bodem ontsnappen $^{14}\text{CO}_2$ en radon, die aanleiding geven tot blootstelling door **inhalatie**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.1.4.5, §5.1.4.6, §5.1.5.2, §5.1.5.3, §5.1.6.2 en §5.1.6.3 van [OD-116]):

- de *radonconcentraties* worden bepaald op basis van een evenwichtsmodel, dat in wezen uitgaat van een oneindig uitgestrekte bron;
- de $^{14}\text{CO}_2$ -concentratie in de lucht wordt bepaald uitgaande van een boxmodel, waarbij $^{14}\text{CO}_2$ ingesloten wordt in een laag van 2 m dik boven de gecontamineerde zone.

Door uitloging uit de gecontamineerde grond komen radionucliden in de aquifer terecht. Gebruik van water uit een in deze aquifer geboorde put als drinkwater, leidt tot blootstelling door **ingestie van drinkwater**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.1.3.3 en §5.1.4.7 van [OD-116]):

- het *volumetrische debiet* van de aquifer, dat tussenkomen in de berekening van de concentratie, wordt laag geschat wat tot hogere concentraties leidt (zie verder §14.9.5.3);
- water uit de put wordt *niet behandeld* vóór consumptie.

Evenwel zijn bepaalde conservatieve keuzes in de modellering van de (evolutie van de) concentratie in de bodem en de daarmee geassocieerde blootstellingswegen, *niet conservatief* voor de concentratie in de aquifer en de daarmee geassocieerde blootstelling door ingestie van drinkwater. In §14.9.5.3 wordt daarom aangetoond dat deze keuzes het globale omhullende karakter van het scenario niet in het gedrang brengen.

De schatting van de radiologische impact uitgaande van een *homogene* activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules is niet omhullend voor residentie na boring met verspreiding van boorgruis afkomstig van eender welke locatie. De berekening van de impact uitgaande van de CLI's op colloniveau leidt echter wel tot een omhullende impact, die de dosisreferentiewaarde van 3 mSv respecteert (zie §14.9.4.1.2). Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothese en parameterwaarden wordt de hoogste potentiële radiologische impact onder dit scenario conservatief geschat op de relevante schalen 'collo' en 'monoliet'.

14.9.5.2 Residentie na uitgraving

Net zoals het scenario 'constructie-uitgraving' is dit residentiescenario *inherent omhullend*. Dit wordt enerzijds beargumenteerd in termen van de fractie afval in gecontamineerde grond (§14.9.5.2.1), anderzijds in termen van andere elementen die tussenkomen bij de modellering van de verschillende relevante blootstellingswegen (§14.9.5.2.2).

14.9.5.2.1 Fractie afval in gecontamineerde grond

Onder het scenario ‘constructie-uitgraving’ dat het scenario ‘residentie na uitgraving’ voorafgaat (§14.8.2.2), wordt een 18 m brede strook uitgegraven uit de oostelijke tumulus, parallel aan de lengteas van de tumulus (i.e. over een lengte van 320 m). Dit stemt overeen met een volume aan materiaal van 40 320 m³. Een dergelijk volume materiaal zou onder hedendaagse standaarden aangewend worden binnen de landschapsarchitectuur. Gegeven de aanwezigheid van restanten van beton zou het waarschijnlijk een bestemming krijgen als steenslag/ophoging (eventueel op de werf zelf) of worden afgevoerd (door ongeschiktheid als bodem – zie verder).

Typisch wordt bij de voorbereiding van een tuin of veld enkele tientallen cm grond afgevoerd en vervangen – het is theoretisch mogelijk dat het gecontamineerde materiaal (al dan niet bij vergissing) hiervoor wordt aangewend. Onderstellen we dat het materiaal wordt verspreid tot een diepte van 30 cm (een typische ploegdiepte), dan kan met het materiaal dat wordt afgegraven een *gecontamineerde zone* van ongeveer 134 400 m² gecreëerd worden zonder dat extra grond moet worden aangevoerd. De hoeveelheid uitgegraven materiaal is dus voldoende om aanleiding te geven tot contaminatie van een oppervlakte die toereikend is voor een gezin van vier om in *zelfvoorziening* te leven op deze site (minimaal 0,5 ha per persoon, zie [R14-123] in [R14-124]).

Van het volume uitgegraven materiaal bestaat slechts een zekere fractie f_w [-] uit afval¹⁵³ (§5.2.1.1 van [OD-116]):

$$f_w = \frac{d_w}{d_{tot}} \times F_r \quad \text{Vergelijking 36}$$

waarin

- d_w [m] de diepte van de uitgraving in het afval voorstelt, i.e. 1,09 m (7 m – 4,45 m aarden afdekking – 1,46 m ondoorlatende topplaat, structurele topplaat en afschermingsplaten);
- d_{tot} [m] de totale diepte van de uitgraving (7 m); en
- F_r [-] een reductiefactor die de aanwezigheid van de modulewanden en het opvulmateriaal (zand) tussen de modules beschouwt ter hoogte van de afvalzone (0,712).

Het uitgegraven materiaal bevat dus een fractie van 11% afval (Tabel 14-139 in Bijlage 14-1).

14.9.5.2.1.1 Geschiktheid van het uitgegraven materiaal als bodem

Om de verspreiding van bodemverontreiniging te verhinderen, zijn op Vlaams niveau regels opgesteld voor het (her)gebruik van uitgegraven bodem, beschreven in Hoofdstuk XIII van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (het VLAREBO [R14-137]). Uitgegraven bodem kan worden gebruikt als bodem, maar ook als grondstof in bouwwerken of producten (bouwkundig bodemgebruik of gebruik in een vormvast product – bijvoorbeeld als funderingszand of voor aanmaak van beton).

¹⁵³ Hierbij wordt het afvalvolume beschouwd als het interne volume van de 29 modules nodig om alle afval te kunnen bergen (§14.3.1).

Artikel 162 van het VLAREBO [R14-137] stelt dat uitgegraven bodem *algemeen* als bodem kan worden gebruikt indien voldaan is aan drie voorwaarden (naast de voorwaarden van Artikel 161 met betrekking tot de aanwezige concentraties van verontreinigende stoffen¹⁵⁴):

- 1) het *gehalte* aan *stenen* die niet van nature aanwezig zijn, bedraagt maximaal vijf massaprocent;
- 2) de *afmeting* van de *stenen* die niet van nature aanwezig zijn, is niet groter dan vijftig millimeter; en
- 3) het *gehalte* aan andere *bodemvreemde* materialen bedraagt maximaal één massa- en volumepercent.

Op basis van de derde voorwaarde mag het uitgegraven materiaal met een volumefractie van 11% afval (= bodemvreemd materiaal) op basis van de regelgeving vandaag in principe niet worden aangewend als bodem.

Naast afval bevat het uitgegraven materiaal ook een niet-verwaarloosbare fractie betonpuin afkomstig van de ondoorlatende topplaat, het moduledak en de modulewanden. Ook het *gehalte* aan *stenen* die niet van nature aanwezig zijn (eerste voorwaarde) zal dus hoger liggen dan vijf massaprocent. Een dergelijke stroom moet nog worden uitgezeefd¹⁵⁵ vooraleer als bodem te kunnen worden aangewend.

Voor gebruik van uitgegraven bodem als bodem binnen *eenzelfde kadastrale werkzone* (Artikel 165 van het VLAREBO [R14-137]) blijft de voorwaarde met betrekking tot het *gehalte* aan bodemvreemde materialen van toepassing. Evenwel wordt in dit geval geen maximaal *gehalte* aan *stenen* opgelegd.

14.9.5.2.1.2 *Geschiktheid van het uitgegraven materiaal voor teelt van gewassen*

Bodemkwaliteit is het geïntegreerde geheel van biologische, chemische en fysische eigenschappen en processen in een bodem en zijn omgeving [R14-138]. Het onderscheid tussen bodemkwaliteit en landbouwkundige geschiktheid is vaag. Op blz. 35 van [R14-138] worden vier hoofdcriteria afgebakend die samen de mate van *geschiktheid* uitmaken:

- 1) goede bewerkbaarheid onder veel omstandigheden;
- 2) efficiënte nutriënten- en waterbenutting;
- 3) lage ziekte-, plaag- en onkruiddruk; en
- 4) optimale economische output.

Bodem eigenschappen en –processen kunnen die *geschiktheid* rechtstreeks of onrechtstreeks beïnvloeden. Het is onmogelijk voorspellingen te maken met betrekking tot het gros van de bodemkarakteristieken van het uitgegraven materiaal betrokken bij dit scenario. Daarom wordt hier, op basis van informatie uit [R14-138], ingezoomd op enkele generieke aspecten.

- 1) Een hoge *stenigheid* (zie ook overwegingen hierboven rond *geschiktheid* als bodem) kan de bewerkbaarheid van de bodem sterk bemoeilijken.
- 2) De belangrijkste essentiële *nutriënten* voor akkerbouw zijn stikstof (N), fosfor (P), kalium (K), magnesium (Mg) en calcium (Ca).

¹⁵⁴ Bij Besluit van de Vlaamse regering van 4 mei 2012 tot wijziging van het VLAREBO werd in bijlage V, waar toegelaten concentraties aan verontreinigende stoffen worden bepaald, een bijkomende vereiste opgenomen met betrekking tot de zuurtegraad van de grond ($3 \leq \text{pH-KCl} \leq 9$).

¹⁵⁵ In de praktijk probeert men selectief te werken, zodat fracties (uitgegraven bodem en stenen) gescheiden van elkaar worden verzameld.

Nutriëntenlevering is de capaciteit van de bodem om nutriënten vrij te maken en door te geven aan het gewas. Onder andere volgende factoren en processen spelen hierin een rol:

- a) de aanwezigheid en aard van organisch materiaal, dat een bron is van nutriënten;
- b) pH, bepalend voor de oplosbaarheid en daardoor de beschikbaarheid van nutriënten;
- c) nutriëntenverhoudingen, aangezien een onevenwicht de opname van bepaalde elementen tegenwerkt.

Veel nutriënten worden aangevoerd in de vorm van minerale en organische mest. *Compost* is een bron van stabiele organische stof en speelt een belangrijke rol om de bodemvruchtbaarheid in stand te houden. Voorafgaand aan de ontwikkeling van landbouwactiviteiten zal de grond met compost worden bewerkt. Voor schrale, zware grond wordt typisch ongeveer 20 kg/m² aangewend¹⁵⁶. Met een dichtheid¹⁵⁷ van 750 kg/m³ betekent dit dat ongeveer 0,03 m³ compost wordt aangewend per m² (of per 0,3 m³ uitgegraven materiaal dat als bodem wordt aangewend, gelet op de beschouwde contaminatiediepte van 0,3 m – zie Tabel 14-139 in Bijlage 14-1).

Men kan verwachten dat uitgegraven materiaal waarin restanten van gecementeerd afval en beton zitten, een schrale bodem vormt met een hoge pH (> 9), waardoor deze niet geschikt is voor de teelt van gewassen. De zuurtegraad van de grond heeft onder andere invloed op de opname van nutriënten door de gewassen en de biologische activiteit in de bodem. De meeste planten en landbouwgewassen in het bijzonder verkiezen¹⁵⁸ een neutrale tot licht zure bodem. Het is mogelijk om de pH van de grond te verlagen door toevoeging van turf, zwavel en gedroogde koemest. Evenwel zijn grote hoeveelheden nodig en is het effect pas na enkele jaren zichtbaar.

- 3) De *ziektewerendheid* van een bodem wordt in eerste instantie bepaald door het functioneren van het bodemvoedselweb. Het is onmogelijk om hierover uitspraken te doen voor het uitgegraven materiaal. Plaag- en onkruidwerendheid worden in belangrijke mate bepaald door teelttechnische eigenschappen (teeltkeuze en –rotatie, bewerking, bemesting,...).
- 4) Wat de bodemgerelateerde aspecten betreft kan een *optimale economische output* in principe beschouwd worden als het resultaat van een goede score op de voorgaande criteria.

14.9.5.2.1.3 Beschouwde fractie afval in bodem

Onder de gestileerde aannames van intrusiemodellering onderstellen we dat het beschouwde materiaal,

- met een fractie van 11% afval;
- met een belangrijke fractie bodemvreemde stenen / betonpuin; en
- dat eigenlijk ongeschikt is voor de teelt van gewassen (§14.9.5.2.1.2);

toch als bodem wordt aangewend.

Rekening houdende met de bodemvereisten en dan in het bijzonder de beschikbaarheid van nutriënten, is het dan in ieder geval nodig de grond voor te bereiden voor landbouw. Hiertoe wordt 10%

¹⁵⁶ <https://www.mijntuin.org/articles/hoeveel-compost-heeft-je-tuin-nodig>

¹⁵⁷ <http://www.ivarem.be/compost.html>

¹⁵⁸ https://www.vasteplant.be/index.cfm?fuseaction=art&art_id=2216

compost/grond/mest/... toegevoegd. Daarnaast is er ook nood aan andere bodemverbeteraars (bijvoorbeeld om de pH te verlagen) en meststoffen en wordt op diverse zaadsoorten nog een fijn laagje grond toegevoegd om het kiemen te bevorderen.

In het licht van deze overwegingen is het omhullende karakter van het scenario 'residentie na uitgraving' meer dan gewaarborgd door een *opmengingsfactor* van 0,9 (90% uitgegraven materiaal / 10% andere stoffen) te beschouwen (Tabel 14-139 in Bijlage 14-1; §5.2.1.2 van [OD-116]).

Gegeven de beschouwde grootte van de gecontamineerde zone van 20 000 m² en de contaminatiediepte van 0,3 m (Tabel 14-139 in Bijlage 14-1) is een gecontamineerd volume van 6 000 m³ betrokken bij de residentie. Hiervan is 90% uitgegraven materiaal, waaronder ongeveer 11% afval. Concreet betekent dit een volume afval van 598,7 m³ of ongeveer 10% van het totale betrokken gecontamineerde volume.

Dit is een vrij hoge waarde in vergelijking met buitenlandse evaluaties; zo wordt voor LLWR in het Verenigd Koninkrijk ondersteld dat 250 m³ afgegraven materiaal, waarvan 100 m³ afval, verspreid wordt over een oppervlakte van 7 500 m² en een diepte van 30 cm. Dit stemt overeen met een afvalfractie in het betrokken gecontamineerde volume van 4,4% (zie §6.2.6 van [R14-139]).

14.9.5.2.2 Andere overwegingen

De bijdrage van de verschillende *blootstellingswegen* is zowel radionuclide- als tijdsafhankelijk (Figuur 14-147 en Figuur 14-148 in §14.9.3.3); enkel de bijdrage van huidbesmetting is nooit significant (Figuur 14-152 in §14.9.4.2.1). De argumentatie van het omhullende karakter van het scenario 'residentie na uitgraving' betreft daarom alle blootstellingswegen met uitzondering van huidbesmetting.

Residentie in een woning/tuin op gecontamineerde grond leidt tot blootstelling door **externe bestraling**. Naast de fractie afval in de gecontamineerde grond, dragen volgende elementen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.2.8 van [OD-116]):

- de representatieve personen brengen *meer dan driekwart van het jaar* door in hun huis/tuin op gecontamineerde grond (Tabel 14-140 in Bijlage 14-1);
- mogelijke *afscherming*
 - ▶ door topografie, vegetatie en eventuele toestellen (speeltoestellen, tuinmeubilair, landbouwhulpmiddelen...) wordt niet in rekening gebracht voor de blootstelling *buitenshuis*;
 - ▶ door gebouwen wordt beschouwd voor de blootstelling *binnenshuis*. De afschermingsfactor van 0,4 (Tabel 14-140 in Bijlage 14-1) die wordt aangewend voor alle radionucliden is een waarde voor hoogenergetische gammastralers en lichte constructies, met dunne wanden en vloeren (§6.6 van [R14-136]).

Het omhullende karakter van de *evolutie van de concentratie in de bodem* wordt mede gewaarborgd door een lage waarde te kiezen voor de *infiltratiesnelheid* (0,1 m/a terwijl de regionale infiltratie onder toekomstige Cs-klimaatomstandigheden volgens het 'hoge' CCI-HYDR klimaatscenario 0,21 m/a bedraagt (zie §14.3.6.3.1)). Hierdoor wordt de uitloging beperkt en blijven de bodemconcentraties hoger (§5.2.3 van [OD-116]). Dit draagt bij tot het omhullende karakter van de evaluatie van de externe bestraling, maar ook van

- **ingestie van gewassen** geteeld in gecontamineerde grond (grotere fractie radionucliden beschikbaar voor wortelopname);

- **onopzettelijke ingestie** van bodem, voornamelijk tijdens het tuinieren (door stof) en voor (jonge) kinderen tijdens hun spel;
- **inhalatie van stofdeeltjes** (en mogelijke huidbesmetting door stofdeeltjes, wat echter niet significant bijdraagt (Figuur 14-152 in §14.9.4.2.1)), daar de concentratie in de lucht recht evenredig is met de concentratie in de bodem.

Het omhullende karakter van de **ingestie van gewassen** wordt verder gewaarborgd door de hypothese van *volledige zelfvoorziening* (§5.2.7.2 van [OD-116]), die logischerwijs ook het omhullende karakter waarborgt van de evaluatie van de **ingestie van dierlijke producten** (§5.2.7.3 van [OD-116]).

Uit de gecontamineerde bodem ontsnappen $^{14}\text{CO}_2$ en radon, die aanleiding geven tot blootstelling door **inhalatie**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.2.4.8, §5.2.4.9, §5.2.5.2, §5.2.5.3, §5.2.6.2 en §5.2.6.3 van [OD-116]):

- de *radonconcentraties* worden bepaald op basis van een evenwichtsmodel, dat in wezen uitgaat van een oneindig uitgestrekte bron;
- de $^{14}\text{CO}_2$ -concentratie in de lucht wordt bepaald uitgaande van een boxmodel, waarbij $^{14}\text{CO}_2$ ingesloten wordt in een laag van 2m dik boven de gecontamineerde zone.

Door uitloging uit de gecontamineerde grond komen radionucliden in de aquifer terecht. Gebruik van water uit een in deze aquifer geboorde put als drinkwater, leidt tot blootstelling door **ingestie van drinkwater**. Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg (§5.2.3.3 en §5.2.4.2 van [OD-116]):

- het *volumetrische debiet* van de aquifer, dat tussenkomen in de berekening van de concentratie, wordt laag geschat wat tot hogere concentraties leidt (zie verder §14.9.5.3);
- water uit de put wordt *niet behandeld* vóór consumptie.

Evenwel zijn bepaalde conservatieve keuzes in de modellering van de (evolutie van de) concentratie in de bodem en de daarmee geassocieerde blootstellingswegen, *niet conservatief* voor de concentratie in de aquifer en de daarmee geassocieerde blootstelling door ingestie van drinkwater. In §14.9.5.3 wordt daarom aangetoond dat deze keuzes het globale omhullende karakter van het scenario niet in het gedrang brengen.

Het scenario 'residentie na uitgraving' heeft essentieel betrekking op een laag van monolieten in de modules over de lengte van een tumulus. Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothese en parameterwaarden (in het bijzonder de fractie afval van 11%) en het feit dat de concentratie in een gemiddelde laag monolieten overeenstemt met de gemiddelde concentratie in een module, waardoor het scenario elke mogelijke afgraving (horizontaal, verticaal en/of schuin) afdekt, wordt de impact conservatief geschat op de schaal 'tumulus' en 'groep van vier aangrenzende modules'.

Deze conservatieve schatting van de impact is a fortiori gegarandeerd op de schaal 'module': uitgraving van een gedeelte van één module laat niet toe contaminatie in de beschouwde concentraties te introduceren tot een diepte van 0,3 m over een oppervlakte van 20 000 m².

14.9.5.3 Argumentatie van voldoende omhullend karakter van het geheel van de residentiescenario's in het licht van de niet-conservatieve elementen in de modellering voor de evaluatie van de ingestie van drinkwater

14.9.5.3.1 Uitloging uit de gecontamineerde zone

In de evaluatie van de ingestie van drinkwater wordt de activiteit in de aquifer berekend op basis van een uitlogingsmodel met drie compartimenten (§5.1.3 en §5.2.3 van [OD-116]): de gecontamineerde wortelzone, een niet-gesatureerde grondlaag en de aquifer.

Er wordt aangenomen dat alle activiteit aanwezig in de initieel gecontamineerde zone beschikbaar is voor migratie. De overdracht van activiteit vanuit de gecontamineerde wortelzone naar de onderliggende compartimenten wordt beschreven door een elementafhankelijke uitlogingsconstante $\lambda_{l,i}$ [a], bepaald volgens de formule van Baes en Sharp [R14-116]:

$$\lambda_{l,i} = \frac{Inf}{d_a(\theta_s + \rho_s \times K_{d,i})} \quad \text{Vergelijking 37}$$

Hierin komen volgende parameters tussen: de infiltratiesnelheid Inf [m/a], de diepte van de wortelzone of de dikte van de niet-gesatureerde laag d_a [m], de volumetrische waterinhoud van de grond θ_s [-] (bepaald als het product van de porositeit η [-] en de saturatiegraad f_{sat} [-]), de bulkdichtheid van de grond (ρ_s [kg/m³]) en de distributiecöefficient van de wortelzone/niet-gesatureerde laag ($K_{d,i}$ [m³/kg]).

De infiltratiesnelheid Inf [m/a] en de distributiecöefficient $K_{d,i}$ [m³/kg] zijn het sterkst bepalend voor de uiteindelijke snelheid van uitloging.

- Door de keuze voor een *lage infiltratiesnelheid* ($Inf = 0,1$ m/a; zie Tabel 14-139 in Bijlage 14-1) blijft de uitlogingssnelheid laag – dit is dus conservatief voor de berekening van de concentratie in de bodem, maar niet voor de schatting van de fractie activiteit die in de aquifer terecht komt. Ter vergelijking: in de biosfeermodellering wordt een infiltratiesnelheid van 0,21 m/a gebruikt (range 0,13 m/a – 0,29 m/a; zie §14.4.8.2.1.2).
- In de noemer is de factor $\rho_s \times K_{d,i}$ veruit *dominant* over de factor θ_s behalve voor niet of heel weinig gesorbeerde radionucliden. De gebruikte $K_{d,i}$ -waarden zijn de geometrisch gemiddelde waarden voor zandbodems uit een literatuurstudie (beste schattingswaarden uit Tabel 14-112 in Bijlage 14-1). Het gebruik van de minimale $K_{d,i}$ -waarden uit Tabel 14-112 (en dus een hogere uitloging) zou conservatiever zijn voor de berekening van de concentratie in de aquifer, doch niet voor de berekening van de (evolutie van de) concentratie in de bodem.
- Ook bij *minimale $K_{d,i}$ -waarden* blijft de factor $\rho_s \times K_{d,i}$ veelal dominant over de factor θ_s , waardoor de keuze van de waarde van de saturatiegraad f_{sat} van ondergeschikt belang is. In het model wordt een waarde van 0,5 gebruikt (Tabel 14-139 in Bijlage 14-1), wat in termen van uitloging conservatief is ten opzichte van de waarden in het biosfeermodel ($\theta_s = 0,194$ in de intrusie-residentiescenario's, $\theta_s = 0,32$ in het biosfeermodel) en gegeven de dominantie van de factor $\rho_s \times K_d$ weinig invloed zal hebben op de berekende concentraties in de bodem.
- De waarden voor de porositeit η en de bulkdichtheid ρ_s van zowel de gecontamineerde wortelzone en de niet-gesatureerde grondlaag daaronder zijn gebaseerd op metingen in de omgeving van de bergingssite (Tabel 23 en Tabel 32 van [OD-051]). Initieel wordt contaminatie ondersteld tot op een

diepte van 0,3m (wat overeenstemt met de diepte van de wortelzone in de biosfeermodellering – zie Tabel 14-113 in Bijlage 14-1).

14.9.5.3.2 Concentratie in de aquifer

Er wordt aangenomen dat de waterput zich stroomafwaarts van de contaminatiebron bevindt, maar te dicht bij de contaminatiebron om onderhevig te zijn aan dilutie met niet-gecontamineerd grondwater. Er wordt geen rekening gehouden met de tijd nodig voor transport in de aquifer naar de locatie van de waterput.

De (jaarlijkse) concentratie in het grondwater wordt dan verder berekend volgens de benadering voorgesteld in §4.3.4.1 van [R14-140] als (§5.1.4.7 en §5.2.4.2 van [OD-116])

$$C_{gw,i} = \frac{A_{aq,i}}{V_T + V_s} \quad \text{Vergelijking 38}$$

waarin $A_{aq,i}$ [Bq] de totale activiteit van radionuclide i voorstelt die jaarlijks in de aquifer terechtkomt, V_T [m³/a] het jaarlijkse volumetrische debiet van de aquifer en V_s [m³/a] het jaarlijkse volume dat uit de gecontamineerde zone naar de aquifer uitlooft.

Het volume V_s dat per jaar uit de gecontamineerde zone naar de aquifer uitlooft, wordt gegeven door

$$V_s = Inf \times S_a \quad \text{Vergelijking 39}$$

met Inf [m/a] de infiltratiesnelheid en S_a [m²] de gecontamineerde oppervlakte.

Merk op dat het gebruik van een lage infiltratiesnelheid wel conservatief is voor de berekening van de concentratie in de aquifer (activiteit verdeeld over kleiner volume).

Het volumetrische debiet van de aquifer V_T [m³/a] wordt gegeven door (§5.1.3.3 en §5.2.3.3 van [OD-116])

$$V_T = u_{Darcy} \times z_{aq} \times d_{aq} \quad \text{Vergelijking 40}$$

met

- u_{Darcy} [m/a] de Darcyflux (specifiek debiet) in de aquifer, waarvoor een waarde werd gebruikt van 4,75 m/a. Dit komt overeen met ~ 0,5 mm/h, wat laag is in vergelijking met de waarden gemeten bij de dilutietesten (enkele mm/h, zie Figuur 4-109 in §4.6.2.7.4 [HS-4]). Hierdoor wordt het volumetrische debiet van de aquifer laag geschat, wat conservatief is in de berekening van de concentratie in de aquifer (activiteit verdeeld over kleiner volume);
- z_{aq} [m] de breedte van de gecontamineerde zone loodrecht op de grondwaterstroming. Deze waarde wordt arbitrair vastgelegd als de vierkantswortel uit de totale gecontamineerde oppervlakte (Tabel 14-139 in Bijlage 14-1);
- d_{aq} [m] de dikte van de aquifer, waarvoor een waarde van 10 m wordt gebruikt. Daar de bovenste aquifer op de site een diepte heeft van ongeveer 30 m (Quartair, Boven Mol, Onder Mol, Kasterlee Zand – zie §4.6.2.3.1 [HS-4] en Figuur 14-68 in §14.4.5.2.1), is deze schatting representatief voor de grootteorde van de dikte van de aquifer.

De concentratie in het drinkwater wordt gelijkgesteld aan de concentratie in het grondwater, i.e. er vindt *geen zuivering* plaats voorafgaand aan de consumptie.

14.9.5.3.3 Evaluatie van globaal conservatisme

In de modellering van de ingestie van drinkwater worden enkele conservatieve elementen ingebouwd, voornamelijk op het niveau van de volumes waarover de concentratie in de aquifer beschouwd wordt; we vermelden in het bijzonder de Darcyflux, waardoor het volumetrische debiet van de aquifer onderschat wordt.

Verder bevat het model enkele voor de concentratie in de aquifer niet-conservatieve beschouwingen op het niveau van de *uitlogingsconstante*, met name een lage infiltratiesnelheid en beste schattingswaarden voor de distributiecöefficienten $K_{d,i}$. Deze keuzes zijn echter wel conservatief voor de (evolutie van de) concentratie in de bodem.

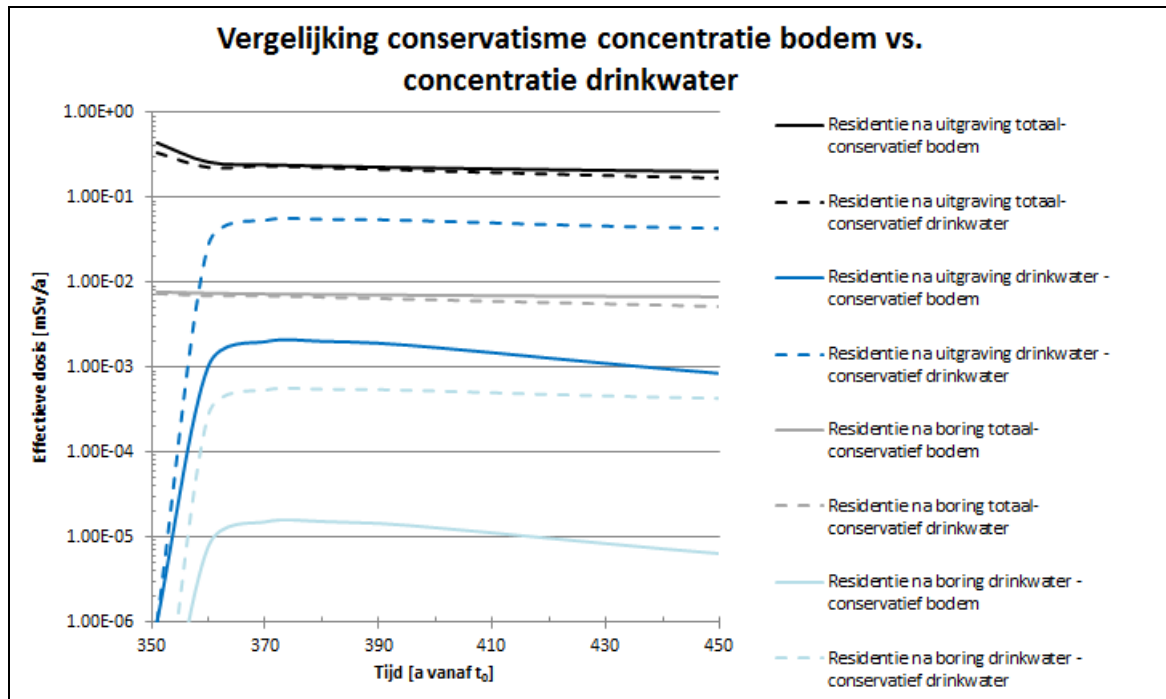
Om het globale omhullende karakter van het scenario te onderbouwen in het licht van deze niet-conservatieve elementen in de modellering van de ingestie van drinkwater, werd een alternatieve berekening uitgevoerd waarbij

- een infiltratiesnelheid Inf van 0,29 m/a gebruikt werd, overeenstemmend met de maximale waarde uit de range bepaald voor de biosfeer onder het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario, rekening houdende met onzekerheden betreffende de karakteristieken van de (gras)begroeiing en de bodem (zie §14.3.6.3.1 en §14.4.8.2.1.2);
- de minimale $K_{d,i}$ -waarden voor de bodem werden gebruikt, zoals ook beschouwd in de onzekerheidsanalyse voor de biosfeer (Tabel 14-112 in Bijlage 14-1).

Figuur 14-155 toont het resultaat van deze berekening in vergelijking met de berekende impacts in de referentiemodellering (§14.9.4). Hieruit blijkt dat:

- zoals men kan verwachten, de impact door *ingestie van drinkwater* hoger is bij een modellering met conservatieve keuzes in termen van de concentratie in het grondwater/putwater (hoge infiltratie, lage $K_{d,i}$). Het verschil bedraagt meer dan één grootteorde;
- de *totale* impact hoger is bij een modellering met conservatieve keuzes in termen van de concentratie in de bodem (lage infiltratie, hogere $K_{d,i}$). Het verschil is vrij uitgesproken bij de piekimpact onder ‘residentie na uitgraving’: 0,44 mSv/a versus 0,34 mSv/a; onder ‘residentie na boring’ is het verschil in piekimpact beperkt (0,0077 mSv/a versus 0,0074 mSv/a);
- de globale piekimpact steeds optreedt *in het jaar na intrusie* (wanneer de uitloging nog zeer beperkt is) en de piek door ingestie van drinkwater in alle gevallen ongeveer 30 jaar na intrusie optreedt.

Op basis hiervan concluderen we dat de berekende impacts onder ‘residentie na boring’ en ‘residentie na uitgraving’ en dus het geheel van de scenario’s voldoende omhullend zijn. Het globale omhullende karakter wordt niet in het gedrang gebracht door de niet-conservatieve keuzes in de modellering van de ingestie van drinkwater, daar deze keuzes wél conservatief zijn voor de modellering van de concentratie in de bodem en dus de ingestie van gewassen (en dierlijke producten) alsook de externe bestraling en inhalatie van (en huidbesmetting door) stofdeeltjes.



Figuur 14-155: Vergelijking van de impacts voor volwassenen onder ‘residentie na boring’ en ‘residentie na uitgraving’ voor intrusies op $t_0 + 350$ jaar; bij een modellering die conservatief is in termen van de (evolutie van de) concentratie in de bodem (volle lijn) dan wel in termen van de concentratie in het drinkwater (onderbroken lijn).

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.10 Onopzettelijke menselijke intrusie (HIS): uitgesteld-effectscenario's door aantasting van de insluitingscapaciteit

14.10.1 Inleiding en doelstellingen

Gegeven de inherente onzekerheid met betrekking tot toekomstige menselijke acties en menselijk gedrag wordt een beperkt aantal *gestileerde* intrusiescenario's beschouwd, die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke *schalen* van intrusie en de verschillende mogelijke *acties* van de indringer (§14.2.1.1.1.3 en §14.2.3.3.3).

In deze paragraaf wordt ingegaan op de uitgesteld-effectscenario's ten gevolge van aantasting van de *insluitingscapaciteit*, 'residentie op de bergingsinstallatie' (kleinschalig) en 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' (grootschalig), in de *veiligheidsanalyse*. Deze scenario's zijn conceptueel vergelijkbaar en houden respectievelijk rekening met aantasting van de insluitingscapaciteit door een boring doorheen en door het afgraven van een gedeelte van de *oostelijke tumulus*.

De van toepassing zijnde schalen¹⁵⁹ voor het HIS 'residentie op de bergingsinstallatie' zijn (Tabel 14-2):

- 'collo', gelet op de beperkte diameter van de boring doorheen een stapel monolieten;
- 'monoliet', daar één stapel monolieten doorboord wordt;
- 'module', daar de impact voor een waterput onder een module hoofdzakelijk (maar niet uitsluitend – zie §14.10.3.2.1) zal bepaald worden door uitlogging uit deze module;
- 'groep van vier aangrenzende modules', die in theorie kunnen bijdragen tot de impact voor een waterput onder één van de vier modules.

De van toepassing zijnde schalen voor het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' zijn (Tabel 14-2), conform de relevante schalen voor 'constructie-uitgraving' dat dit scenario triggert

- 'module';
- 'groep van vier aangrenzende modules', die bijdragen tot de radiologische impact voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus;
- de (oostelijke) 'tumulus'.

Voor beide scenario's wordt de radiologische impact over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 (§14.2.2.1) beschreven in termen van (§14.10.4)

- de *effectieve dosis* [mSv/a], die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a.

¹⁵⁹ De schaal 'tumulus' is voor dit scenario niet relevant, omdat de impact door blootstelling aan residueel afgeschermd afval in de tumulus te allen tijde verwaarloosbaar is in vergelijking met de bijdrage tot de impact door gebruik van water uit de waterput (zie §14.10.2.1).

Hierbij wordt ook ingegaan op de aanwezige *heterogeniteit* in activiteitenconcentratie op de voor de scenario's relevante schalen.

De *argumentatie van het omhullende karakter* van de scenario's 'residentie op de bergingsinstallatie' en 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' (§14.10.5) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hiertoe bijdragen en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van de onderliggende modellen.

14.10.2 Algemene beschrijving van de scenario's en onderliggende hypothesen

14.10.2.1 Residentie op de bergingsinstallatie

Wanneer de kennis over de aard van de bergingsite verloren gaat, kan de bouw van een huis bovenop een tumulus en daaropvolgende de bewoning ervan, niet worden uitgesloten. Tijdens de *bouw* komen de bouwvallers niet rechtstreeks in aanraking met het afval: zij zullen een put graven in de aarden afdekking waarbij de onderliggende betonstructuren niet worden aangetast. Een typische maximale diepte van de uitgravingen voor een woning met kelder is ongeveer 3 m, terwijl de ontwerpdikte van de aarden afdekking 4,45 m bedraagt (zie ook §4.4.1 van [OD-116]).

Ook de *bewoners* van het huis bovenop de tumulus komen bijgevolg niet (rechtstreeks¹⁶⁰) in contact met residueel afval uit de berging, behalve wanneer zij gebruik maken van een waterput in de onmiddellijke omgeving van hun woning, geboord dwars doorheen de tumulus / het afval. De aanwezigheid van een *waterput onder de bergingsinstallatie* is inherent weinig waarschijnlijk voor zware betonnen structuren zoals de oppervlakteberging in Dessel – de bewoners zouden bij het boren van de put bijna 20 meter kunstmatige barrières moeten doorkruisen om het grondwater te bereiken. Deze kunstmatige barrières zullen, zeker op tijdschalen van enkele honderden jaren, nog in goede staat zijn.

Het boren van een put doorheen de tumulus, waarbij een stapel monolieten wordt doorboord, leidt in eerste instantie tot *lokale verstoringen* ter hoogte van het boorgat, i.e.

- een lokaal volledig *falen* van de aarden afdekking, de ondoorlatende topplaat, de structurele topplaat en afschermingsplaten;
- schade aan de doorboorde *monolieten*; en
- een mogelijke *bypass* van de modulebasis en de zandcementophoging.

De constructie van een grondwaterput wordt echter volgens de *huidige technieken* zodanig uitgevoerd dat regenwater, stof of ander materiaal de put niet rechtstreeks kunnen binnendringen (bijvoorbeeld door plaatsing van een dikke pvc-buis en het opvullen van het boorgat), waardoor de volledige faling van de beperking van de waterinsijpeling en de bypass van de modulebasis en de zandcementophoging niet alleen lokale, maar ook kortstondige fenomenen zullen zijn.

¹⁶⁰ Directe blootstelling aan het tijdens de boring van de waterput aan de oppervlakte gebrachte materiaal wordt beschouwd onder het scenario 'residentie na boring' (§14.9.2.1). Dergelijke blootstelling manifesteert zich het sterkst kort na de intrusie en neemt af in de tijd (contaminatie verdwijnt uit de bodem door uitloging, zie ook §14.9.4.1.1); terwijl de blootstelling aan uitgeloopte activiteit door gebruik van water zich manifesteert over tijdschalen van meerdere honderden tot duizenden jaren (§14.10.4.1.1). De piekimpacts zijn dan ook niet additief (§14.10.4.1.3).

Ook *rondom het boorgat* kan schade geïnduceerd worden door de boring (scheuren in het beton van de modulebasis, uitgespoeld zandcement en opvulmateriaal inspectieruimte). Bovendien kunnen de uit de monolieten gemigreerde radionucliden, via de gootjes voor het drainagesysteem/ABS of via het opvulmateriaal van de inspectieruimte, de locatie van het boorgat bereiken indien abstractie gemaakt wordt van de afdichting van het boorgat om het omhullende karakter van het scenario te waarborgen (§14.10.5.1.1). Dit geldt vooral voor de monolietstapels in de onmiddellijke omgeving van de doorboorde stapel. De aanwezigheid van een boorgat in een module kan dus (lokaal) een *bypass* creëren voor de waterstroming en het radionuclidentransport en aanleiding geven tot een vroegere degradatie van deze module dan in de algemeen verwachte evolutie. De radionucliden die, al dan niet gefaciliteerd door het boorgat, uitlogen, kunnen in de waterput onder de bergingsinstallatie terecht komen.

De modules rondom de bij de boring betrokken module ondervinden geen vroegere, snellere of sterkere degradatie en de uitlogende activiteit is evenmin onderhevig aan een bypass ten gevolge van de aanwezigheid van een boorgat. Wel kan een gedeelte van de uitlogende radionucliden terecht komen in de beschouwde waterput onder de bergingsinstallatie.

De *representatieve personen* zijn de bewoners (volwassenen, kinderen, jonge kinderen) van het huis bovenop de tumulus. Zij leven in *zelfvoorziening*¹⁶¹ en wenden het water uit de *put onder de bergingsinstallatie* (gecontamineerd door uitlogende radionucliden), op de locatie met de hoogste concentratie onder de modules, aan als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drinken van hun vee. De relevante transfer- en blootstellingswegen worden afgedekt door de biosfeerconversiefactoren (BCFs) voor de waterputreceptor zoals gebruikt in de evaluatie van de impact onder de scenario's van geleidelijke uitloging (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).

Onder dit scenario kan bovendien een beperkte blootstelling optreden aan het *residuele afval* in de bergingsinstallatie, dat nog wordt afgeschermd door betonnen barrières die, op de lokale degradaties ter hoogte van het boorgat na, in goede staat zijn conform de fenomenologisch verwachte evolutie (§14.3.2). De blootstelling aan het residuele afgeschermd afval in de modules is beperkt tot externe bestraling en radoninhalatie en wordt beschouwd onder het scenario 'residentie na constructie van een huis' (§5.3 van [OD-116] en §4.3 van [OD-274]), zonder rekening te houden met de eventuele uitloging van radionucliden. De impact hiervan, die maximaal $7,4 \times 10^{-5}$ mSv/a bedraagt op 350 jaar, is te allen tijde verwaarloosbaar in vergelijking met de bijdrage tot de impact door gebruik van water uit de waterput (§14.10.4.1.1) en wordt daarom niet mee beschouwd.

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS 'residentie op de bergingsinstallatie' zijn dat

- onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar, een waterput doorheen de *oostelijke tumulus* wordt geboord in de onmiddellijke omgeving van een huis bovenop de tumulus;
- zich op dit ogenblik en voor de volledige relevante evaluatieperiode een *Cs-klimaat* heeft ingesteld, volgens het hoge CCI-HYDR klimaatscenario;
- deze boring voor de doorboorde stapel monolieten leidt tot

¹⁶¹ Het oppervlak bovenop de modules van de oostelijke tumulus van 20 modules, i.e. $320 \text{ m} \times 54,80 \text{ m} = 17\,536 \text{ m}^2$ is iets kleiner dan de door het FAO [R14-123] nodig geachte oppervlakte voor de duurzame voedselvoorziening voor een gezin van vier ($4 \times 0,5 \text{ ha} = 2 \text{ ha} = 20\,000 \text{ m}^2$). Het verschil is echter klein en daarom wordt de onderstelling van volledige zelfvoorziening, die in ieder geval omhullend is, aangehouden.

- ▶ een *vroegtijdige abrupte degradatie* vanaf dit ogenblik,
- ▶ schade aan de *afschermingsplaat* boven deze stapel monolieten, waardoor deze haar M-rol voor R2a in termen van een herverdeling van het insijpelende water (§14.3.2.6.1.2) niet langer kan vervullen,
- ▶ een *bypass* van de modulebasis en de zandcementophoging door de aanwezigheid van het boorgat;
- deze boring ook tot een *vroegtijdige geleidelijke degradatie* (zij het enkele honderden jaren later) van de rest van de betrokken module leidt, met mogelijke *bypass* van de modulebasis en de zandcementophoging door de aanwezigheid van het boorgat;
- de grondwaterstroming beschouwd wordt in afwezigheid van het *kanaal Bocholt-Herentals*;
- de hypothetische waterput onder de oostelijke tumulus zich bevindt op de locatie met de *hoogste concentratie* onder de modules;
- de bewoners van het huis bovenop de tumulus in *zelfvoorziening* leven en water aan de put onttrekken als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drinken van hun vee.

14.10.2.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

Onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ worden de effecten op de insluitingscapaciteit beschouwd van een grootschalige verstoring, waarbij een deel van de installatie wordt afgegraven (tot op een diepte van 7 m onder het hypothetische scenario ‘constructie-uitgraving’ uit §14.8.2.2). Dergelijke uitgraving gaat een grootschalige constructie vooraf.

De uitgraving leidt tot een falen van de aarden afdekking, maar ook aan de onderliggende betonstructuren (ondoorlatende topplaat, structurele topplaat, afschermingsplaten, deel van de monolieten) treedt *grootschalige schade* op ten gevolge van de uitgraving. Hierdoor valt de beschermende functie van de barrières boven de monolieten weg – in het bijzonder zullen de afschermingsplaten, die instaan voor de herverdeling van de insijpelende waterflux naar de tussenruimten tussen de monolietstapels (§14.3.2.6.1.2), aangetast zijn en hun rol dus niet langer kunnen vervullen.

Hoewel tijdens de uitgraving op zich het verlies van beperking van de *waterinsijpeling* voor het betrokken gedeelte van de tumulus totaal is, zal dit ten minste gedeeltelijk worden hersteld door de op de uitgraving volgende constructiewerkzaamheden (aanleg van infrastructuur,...). Echter kan niet worden uitgesloten dat bepaalde componenten van het bergingssysteem minstens lokaal blootgesteld blijven aan atmosferische omstandigheden. Onder deze omstandigheden zal (een gedeelte van) het bergingssysteem onderhevig zijn aan een vroegere, snellere (abruptere toename van de waterinsijpeling) en grotere (meer water in contact met afval) degradatie dan wat aannemelijk is op basis van de fenomenologisch verwachte evolutie (§14.3.2) en de daaruit afgeleide conceptualisering van de degradatie in de verwachte evolutie en referentiescenario’s van geleidelijke uitloging (§14.4.3.6, §14.5.3.1.5).

De radionucliden die uitlogen komen terecht in de aquifer en, na transport doorheen het grondwater, in een biosfeerreceptor. Conform het RS wordt een hypothetische waterput aan de *voet van de tumulus*, op de locatie met de hoogste concentratie, als belangrijkste receptor aangemerkt (§14.5.7.1.1).

De *representatieve personen* maken deel uit van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap (volwassenen, kinderen, jonge kinderen), die het water uit de put aanwendt als drinkwater, voor

irrigatiedoeleinden en voor het drenken van vee. De relevante transfer- en blootstellingswegen worden afgedekt door de biosfeerconversiefactoren (BCFs) voor de waterputreceptor zoals gebruikt in de evaluatie van de impact onder de scenario's van geleidelijke uitloging (Tabel 14-45 in §14.4.7).

Directe blootstelling aan het tijdens de uitgraving aan de oppervlakte gebrachte materiaal wordt niet beschouwd onder dit scenario, maar onder het scenario 'residentie na uitgraving' (§14.9.2.2). Dergelijke blootstelling manifesteert zich het sterkst kort na de intrusie en neemt af in de tijd (contaminatie verdwijnt uit de bodem door uitloging, zie ook §14.9.4.2.1) terwijl de blootstelling aan uitgelogde activiteit door gebruik van water zich manifesteert over tijdschalen van tientallen tot duizenden jaren (§14.10.4.2.1). De piekimpacts zijn dan ook niet additief (§14.10.4.2.3).

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' zijn dat

- onmiddellijk na het einde van de nucleaire reglementaire controlefase, i.e. op $t_0 + 350$ jaar, een gedeelte van de *oostelijke tumulus* wordt afgegraven;
- deze uitgraving leidt tot
 - ▶ een *vroegtijdige abrupte degradatie* van het volledige bergingssysteem vanaf dit ogenblik, en
 - ▶ schade aan de *afschermingsplaten* waardoor deze hun M-rol voor R2a in termen van een herverdeling van het insijpelende water (§14.3.2.6.1.2) niet langer kunnen vervullen;
- zich op dit ogenblik en voor de volledige relevante evaluatieperiode een *Cs-klimaat* heeft ingesteld, volgens het hoge CCI-HYDR klimaatscenario;
- de grondwaterstroming beschouwd wordt in afwezigheid van het *kanaal Bocholt-Herentals*;
- de hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus zich bevindt op de locatie met de *hoogste concentratie*;
- een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap water aan de put onttrekt als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drenken van hun vee.

14.10.3 Formulering en implementatie van modellen

14.10.3.1 Installatiemodellering

De HIS'en 'residentie op de bergingsinstallatie' en 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' vertegenwoordigen een vroegere, snellere en grotere degradatie van het bergingssysteem ten opzichte van EES/RS. Vanuit dit inzicht hebben de installatiemodellen van het RS (§14.5.3) als uitgangspunt gediend bij de formulering en implementatie van de installatiemodellen, waarmee de migratie van radionucliden vanuit het afval, doorheen de verschillende SSC's van het bergingssysteem en naar het grondwater, in kaart gebracht worden. Bij de bespreking van de *conceptualisering* (§14.10.3.1.1) wordt dan ook toegespitst op de afwijkende aannames ten opzichte van de installatiemodellen van het RS. De parametrisering is analoog aan het RS (§14.5.3.2).

De belangrijkste indicator is ook hier de tijdsafhankelijke *activiteitsflux* [Bq/a] uit het bergingssysteem. Fluxen worden berekend voor de *voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden* uit Tabel 14-4 alsook hun *langlevende dochters* die de resultante zijn van ingroei (§14.3.1.5).

14.10.3.1.1 Conceptualisering

14.10.3.1.1.1 Residentie op de bergingsinstallatie

Doorboorde stapel monolieten

Er wordt ondersteld dat de put dwars doorheen één stapel *type I monolieten* gaat, wat leidt tot hogere activiteitsfluxen uit de stapel monolieten en dus omhullend is voor type III monolieten (§14.4.9.1.1).

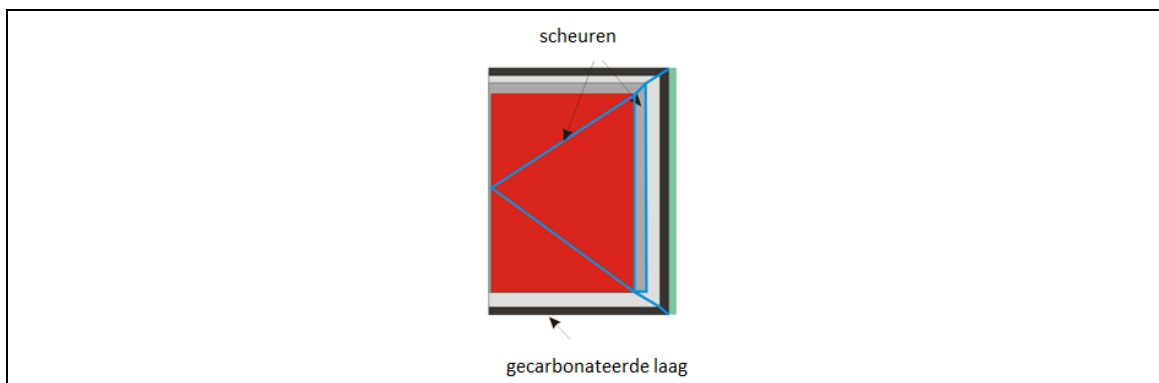
Voor de doorboorde stapel monolieten worden, conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.10.2.1, volgende conservatieve aannames (zie ook §14.10.5.1.1) gehanteerd die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3.1:

- plotse en volledige degradatie (*één stap*) van de betrokken stapel monolieten *vanaf 350 a*, conform de boring doorheen de volledige stapel;
- *bypass* van de modulebasis en de zandcementophoging: de fluxen onderaan de monolietstapel komen rechtstreeks in het grondwater terecht.

Bovendien worden volgende aanvaardbare, maar niet noodzakelijk conservatieve aannames beschouwd, die *afwijken* van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3.1:

- het lokale falen van de afdekking wordt geconceptualiseerd als een *toename van de waterinsijpeling* over een korte periode van 30 jaar. Deze aanname is aanvaardbaar daar het boorgat opnieuw wordt opgevuld en de rechtstreekse indringing van regenwater in de put zoveel als mogelijk vermeden moet worden gegeven het beoogde gebruik ervan; verhoogde waterinsijpeling manifesteert zich dan ook vooral aan de rand van de put;
- door het lokale falen van de afschermingsplaten en de schade aan de doorboorde monolieten wordt ondersteld dat meer insijpelend water in direct contact komt met het afval. Bij benadering wordt eenzelfde hoeveelheid *waterstroming* ondersteld doorheen scheuren en de met grind gevulde ruimte tussen de monolietstapels; en
- in het numerieke model worden *bijkomende diagonale scheuren* doorheen het afval beschouwd (Figuur 14-156). Dit effect manifesteert zich voornamelijk rondom het opgevulde boorgat.

Verder wordt ondersteld dat *alle in de monolietstapel aanwezige activiteit* beschikbaar is voor uitlogging: de bij de boring van de waterput aan de oppervlakte gebrachte fractie wordt niet in mindering gebracht. Hierdoor is de schaal ‘monoliet’ ook omhullend voor de schaal ‘collo’.



Figuur 14-156: Conceptualisering van een gedegradeerde type I monoliet in het installatiemodel voor de doorboorde stapel monolieten onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’: beton van de caisson (lichtgrijs), vulmortel (donkergrijs), afval (rood) en gecarbonateerd beton (zwart). Het gestileerde scheurnetwerk wordt in lichtblauw aangeduid en staat in verbinding met de tussenruimte tussen de monolietstapels (groen).

Niet-doorboorde monolietstapels in de betrokken module

Voor de niet-doorboorde monolietstapels in de betrokken module wordt, conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.10.2.1, ondersteld dat zij evolueren volgens de installatiemodellen van het RS (§14.5.3.1), maar met

- (stapsgewijze) degradatie van alle betrokken monolietstapels *vanaf 650 a*, rekening houdend met mogelijke afwijkingen van de beoogde performantie door de aanwezigheid van het boorgat;
- een *bypass* van de modulebasis en de zandcementophoging: de fluxen onderaan de monolietstapel komen rechtstreeks in het grondwater terecht.

Het bij deze bypass betrokken aantal monolietstapels is moeilijk kwantificeerbaar; daarom wordt ondersteld dat alle niet-doorboorde monolietstapels in de betrokken module aan deze bypass onderhevig zijn. Dit is een omhullende aanname.

Niet-geaffecteerde modules

De niet-geaffecteerde modules evolueren volgens de installatiemodellen van het RS (§14.5.3.1), met (stapsgewijze) degradatie *vanaf 1 000 a*.

14.10.3.1.1.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

In het model worden, conform de onderliggende hypothesen van het scenario in §14.10.2.2, volgende conservatieve aannames gehanteerd (zie ook §14.10.5.1.2) die afwijken van de installatiemodellen van het RS zoals beschreven in §14.5.3.1:

- plotse en simultane degradatie (*één stap*) van alle modules en monolieten *vanaf 350 a*;
- het falen van de afdekking wordt geconceptualiseerd als een lineaire *toename van de waterinsijpeling* over een korte periode van 30 jaar, om redenen van numerieke stabiliteit. Dit wordt gecombineerd met de hypothesen van onmiddellijke degradatie en een grotere fractie van de waterflux die in direct contact komt met het afval;

- door het falen van de afschermingsplaten en de schade aan de monolieten wordt ondersteld dat meer insijpelend water in direct contact komt met het afval: bij benadering wordt eenzelfde hoeveelheid *waterstroming* ondersteld doorheen scheuren en met grind gevulde ruimtes tussen de monolietstapels;
- *bijkomende diagonale scheuren* doorheen het afval in type I monolieten ten opzichte van het scheurpatroon onder RS (Figuur 14-156). In type III monolieten worden dergelijke scheuren al beschouwd onder RS (zie §14.4.3.6.2.3 en §14.5.3.1.5.2).

14.10.3.1.2 Wiskundige beschrijving

De wiskundige hertaling van de installatiemodellen is analoog¹⁶² aan die van de installatiemodellen van het EES (§14.4.3.8) en is het onderwerp van *verificatie* zoals beschreven in §14.20.2.2 (Bijlage 14-2).

14.10.3.1.3 Computercode en –model

De numerieke hertaling van de installatiemodellen is analoog aan die van de installatiemodellen van het EES (§14.4.3.9) en is het onderwerp van *verificatie* zoals beschreven in §14.20.2.2 (Bijlage 14-2). Elementen van *validatie* voor de modellering van de belangrijkste processen in het model worden samengevat in §14.20.2.3 (Bijlage 14-2).

14.10.3.2 Geosfeermodellering

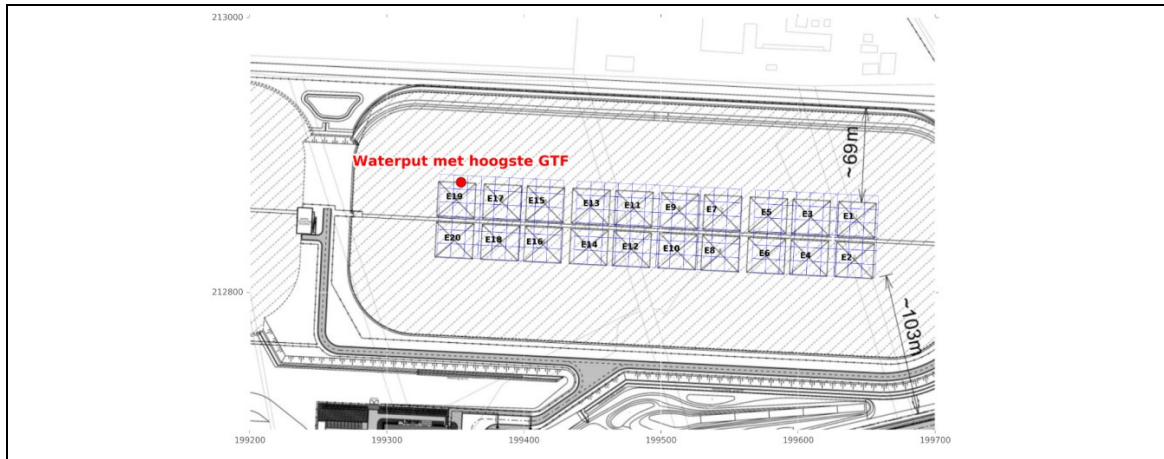
14.10.3.2.1 Residentie op de bergingsinstallatie

Zoals gesteld in §14.10.2.1 wordt een waterput dwars doorheen de oostelijke tumulus beschouwd. Er wordt verder aangenomen dat deze hypothetische put zich situeert op de locatie met de *hoogste concentratie* onder de modules van deze tumulus.

Met uitzondering van de locatie van de waterput worden in de hydrogeologische modellering dezelfde aannames gebruik als voor de bepaling van de GTF in de put aan de voet van de oostelijke tumulus (§14.4.5). De maximale GTF onder de modules wordt gevonden onder module 19 (Figuur 14-157) en bedraagt $2,55 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a. Deze keuze is, bij een homogene activiteitsverdeling over de modules van de oostelijke tumulus, omhullend aan een waterput op eender welke andere locatie onder deze tumulus.

De impact bij een waterputreceptor onder de doorboorde monolietstapel zal voornamelijk toe te schrijven zijn aan de activiteit aanwezig in de betrokken module. Uit de hydrogeologische modellering kan de procentuele bijdrage tot de globale impact van de geaffecteerde module en de andere modules bepaald worden (Tabel 14-78). Omwille van de noordelijke stromingsrichting (§4.6.2.7.2 [HS-4]) draagt vrijwel enkel de module ten zuiden van de geaffecteerde module mee bij tot de impact.

¹⁶² Bij de wiskundige modelimplementatie werd de effectieve porositeit gebruikt.



Figuur 14-157: Locatie van de waterput met de hoogste concentratie onder de modules van de oostelijke tumulus van 20 modules.

Tabel 14-78: Procentuele bijdrage van de verschillende modules aan de impact via een waterput op de locatie met de hoogste concentratie onder de modules (zie Figuur 14-157).

	module 19	module 17
	module 20	module 18
procentuele bijdrage tot concentratie in waterput onder modules 19	55%	-
	45%	0,0015%

14.10.3.2.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

De geosfeermodellering wordt afgedekt door de GTF voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus, zoals gebruikt in de impactevaluatie onder de scenario's van geleidelijke uitfloging. Deze bedraagt $1,7 \times 10^{-5} \text{ Bq/m}^3$ per Bq/a onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (zie §14.4.5.5.2.1). Bijgevolg wordt de impact bepaald door vier, twee aan twee aangrenzende, modules.

14.10.3.3 Biosfeermodellering

De BCFS voor de waterputreceptor zijn onafhankelijk van de precieze locatie van put.

De referentiewaarden van de BCFS voor de waterputreceptor voor de effectieve dosis en equivalente huiddosis, bepaald onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, zoals gegeven in Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1 en Tabel 14-57 in §14.5.5.2, worden aangewend.

14.10.4 Radiologische impact

Voor de berekening van de impacts wordt in eerste instantie uitgegaan van een homogene activiteitsverdeling in de oostelijke tumulus en dit op niveau van de modules én van de monolietstapels. De invloed van mogelijke heterogeniteiten wordt vervolgens kort toegelicht. Ook wordt voor beide schalen van intrusie ingegaan op het niet-additieve karakter van de scenario's die de aantasting van de afzonderingscapaciteit dan wel de aantasting van de insluitingscapaciteit beschouwen.

14.10.4.1 Residentie op de bergingsinstallatie

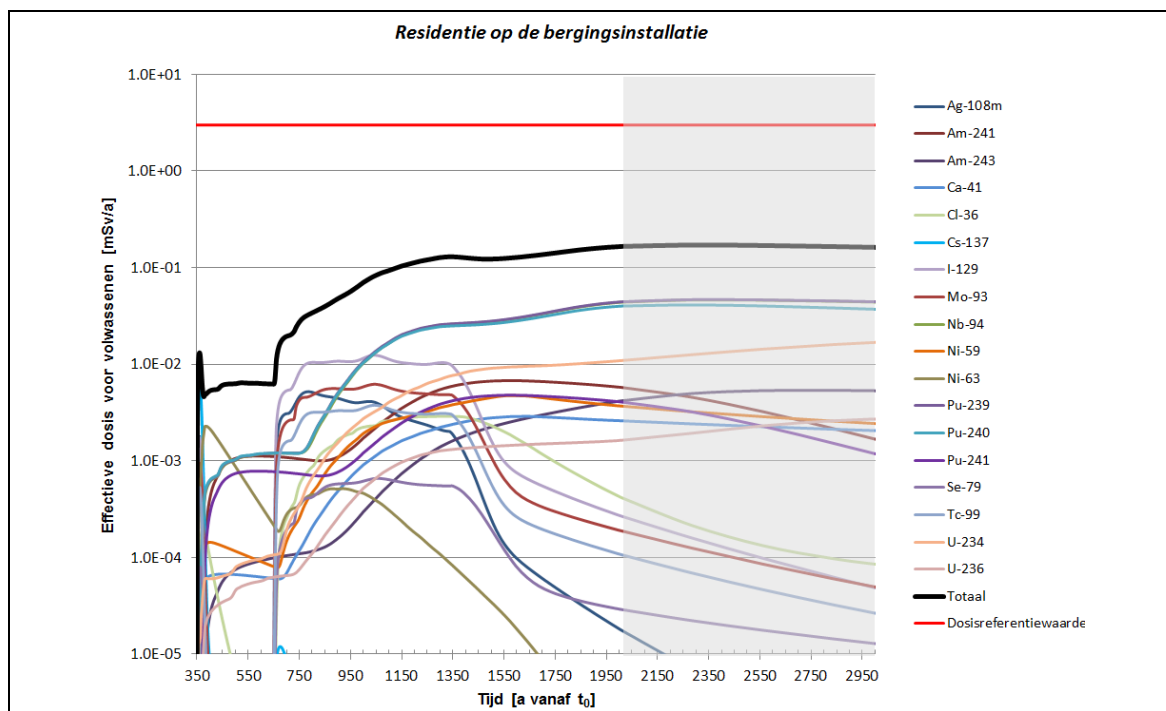
14.10.4.1.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

De activiteit in de geaffecteerde module draagt voor 55% bij tot de impact bij een put onder de module (Tabel 14-78). Eén module bevat $12 \times 13 = 156$ stapels monolieten. De fractie activiteit die in deze module volgens de verschillende trajecten evolueert, wordt bij homogene verdeling als volgt bepaald:

- 1/156^{ste} of 0,64% bevindt zich in de doorboorde monolietstapel;
- 155/156^{ste} of 99,36% bevindt zich in de niet-doorboorde monolietstapels.

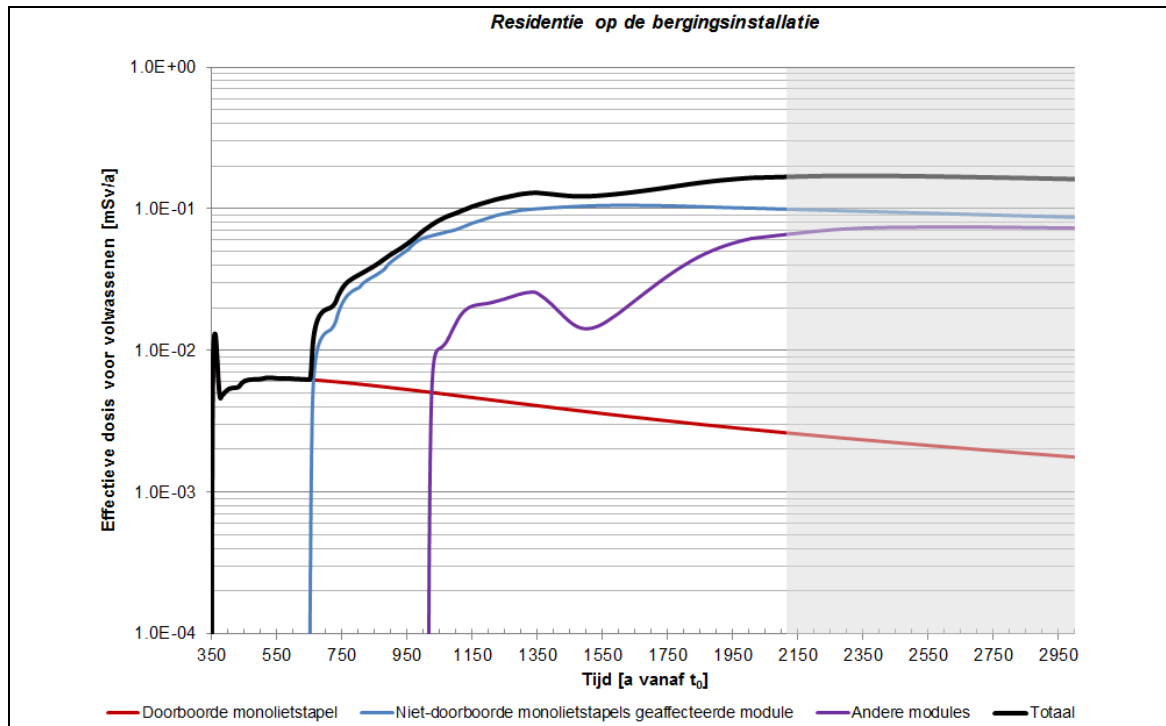
De bijdrage van niet-geaffecteerde modules bedraagt 45%.

De maximale *effectieve dosis* voor volwassenen over de relevante tijdschalen bedraagt 0,165 mSv/a op 2 000 a (Figuur 14-158), wat sterk onder de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a ligt. Deze piekimpact wordt bepaald door goed gesorbeerde radionucliden (^{239/240}Pu, ⁹⁴Nb) en is een combinatie van blootstelling door ingestie van gewassen (Pu-isotopen) en externe bestraling (⁹⁴Nb). De berekende impact neemt nog licht toe na 2 000 a, maar blijft van dezelfde grootteorde.



Figuur 14-158: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ voor een intrusie op $t_0 + 350$ a.

Figuur 14-159 toont de afzonderlijke bijdragen van de doorboorde monolietstapel, de niet-doorboorde monolietstapels in de geaffecteerde module en de andere, niet-geaffecteerde modules (in casu enkel module 20 – zie Tabel 14-78) tot de totale impact.



Figuur 14-159: Bijdrage van de doorboorde monolietstapel (bordeaux), de niet-doorboorde stapels in de geaffecteerde module (blauw), en de andere, niet-geaffecteerde modules (paars) tot de totale impact [mSv/a] onder het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' voor een intrusie op $t_0 + 350$ a.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele modernnucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-161 in Bijlage 14-1. Tabel 14-79 geeft een overzicht van de bijdrage van radionucliden die op geselecteerde tijdstippen meer dan 1% van de impact uitmaken. Aanvankelijk is de impact toe te schrijven aan weinig gesorbeerde (^{129}I , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, ^{99}Tc) en eerder kortlevende (^{137}Cs , ^{63}Ni) radionucliden die uitlogen uit de doorboorde stapel. Deze eerste piek is zeer kort (Figuur 14-159) en zal relatief belangrijker zijn indien de doorboorde monolietstapel hoger dan gemiddelde concentraties bevat van voornoemde radionucliden (§ 14.10.4.1.2).

Tabel 14-79: Procentuele bijdrage [%] van radionucliden tot de totale impact [mSv/a] onder het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' op geselecteerde piektijdstippen. Enkel bijdragen > 1% worden getoond.

RN	Tijd [a vanaf t_0]					
	360	524	716	1 344	2 000	> 2 000
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	13,6%	< 1%	15,3%	1,5%	< 1%	< 1%
^{241}Am	< 1%	17,0%	5,4%	4,5%	3,5%	2,6%
^{243}Am	< 1%	1,3%	< 1%	1,2%	2,5%	2,9%
^{41}Ca	< 1%	1,0%	< 1%	1,8%	1,6%	1,4%
^{36}Cl	< 1%	< 1%	1,6%	2,1%	< 1%	< 1%
^{137}Cs	56,3%	< 1%	< 1%	< 1%	< 1%	< 1%

RN	Tijd [a vanaf t_0]					
	360	524	716	1 344	2 000	> 2 000
¹²⁹ I	13,3%	< 1%	27,2%	7,6%	< 1%	< 1%
⁹³ Mo	7,1%	< 1%	13,3%	3,7%	< 1%	< 1%
⁹⁴ Nb	< 1%	17,0%	6,0%	20,0%	26,4%	27,0%
⁵⁹ Ni	< 1%	1,7%	< 1%	2,9%	2,2%	1,9%
⁶³ Ni	3,0%	10,9%	1,6%	< 1%	< 1%	< 1%
²³⁹ Pu	< 1%	17,2%	6,1%	20,2%	26,7%	27,2%
²⁴⁰ Pu	< 1%	17,5%	6,0%	19,2%	24,1%	24,0%
²⁴¹ Pu	< 1%	11,9%	3,8%	3,2%	2,5%	1,9%
⁷⁹ Se	< 1%	< 1%	1,1%	< 1%	< 1%	< 1%
⁹⁹ Tc	4,0%	< 1%	8,1%	2,3%	< 1%	< 1%
²³⁴ U	< 1%	1,3%	1,2%	5,9%	6,6%	7,3%
²³⁶ U	< 1%	< 1%	< 1%	1,0%	1,0%	1,1%
Totaal [mSv/a]	$1,31 \times 10^{-2}$	$6,41 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-1}$	$1,65 \times 10^{-1}$	$1,71 \times 10^{-1}$

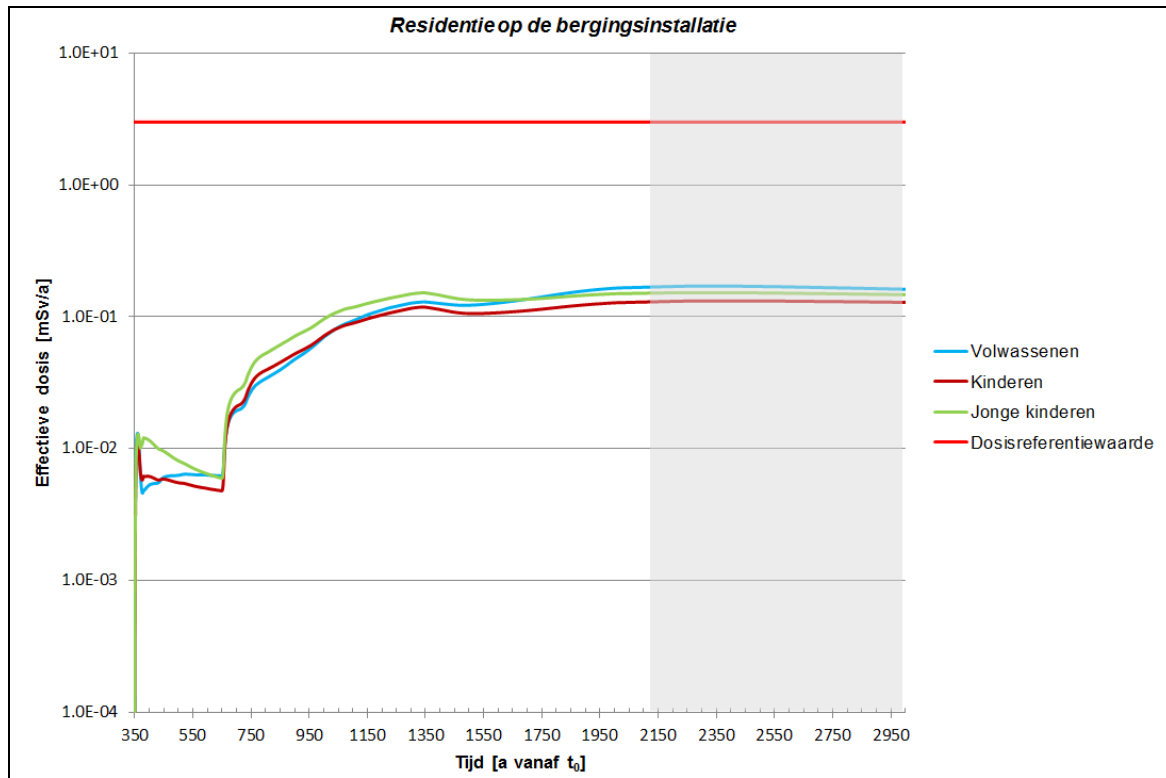
Na deze piek wordt de impact tot 650 jaar bepaald door goed gesorbeerde radionucliden uit de doorboorde stapel. Vanaf 650 jaar is er tevens een bijdrage van weinig gesorbeerde radionucliden uit de andere monolietstapels binnen de geaffecteerde module.

Na 1 000 jaar zien we een gemengd bijdrageprofiel, met goed gesorbeerde radionucliden uit de geaffecteerde module en weinig gesorbeerde radionucliden uit andere niet-geaffecteerde modules. De maximale impact wordt vrijwel uitsluitend bepaald door goed gesorbeerde radionucliden (^{239/240}Pu, ⁹⁴Nb) met een gemengde bijdrage van de geaffecteerde en niet-geaffecteerde modules.

In Figuur 14-160 wordt een vergelijking gegeven van de impacts voor de verschillende leeftijdsgroepen. Voor jonge kinderen treedt de maximale impact over de relevante tijdschalen op vóór 2 000 jaar: na 1 344 jaar wordt een impact van 0,152 mSv/a berekend, mede bepaald door mobiele radionucliden. Voor alle leeftijdsgroepen blijven de impacts te allen tijde veel lager dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Tabel 14-80). De maximale impact voor volwassenen over tijdschalen tot 2 000 jaar is hoger dan die voor kinderen en jonge kinderen.

Tabel 14-80: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ voor verschillende leeftijdsgroepen op geselecteerde tijdstippen.

Leeftijdsgroep	Tijd [a vanaf t_0]					
	360	524	716	1 344	2 000	2 286
Volwassenen	$1,31 \times 10^{-2}$	$6,41 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-1}$	$1,65 \times 10^{-1}$	$1,71 \times 10^{-1}$
Kinderen	$1,10 \times 10^{-2}$	$5,43 \times 10^{-3}$	$2,16 \times 10^{-2}$	$1,18 \times 10^{-1}$	$1,28 \times 10^{-1}$	$1,32 \times 10^{-1}$
Jonge kinderen	$1,26 \times 10^{-2}$	$7,65 \times 10^{-3}$	$2,84 \times 10^{-2}$	$1,52 \times 10^{-1}$	$1,50 \times 10^{-1}$	$1,53 \times 10^{-1}$



Figuur 14-160: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' voor verschillende leeftijdsgroepen.

De maximale *equivalente huiddosis* voor volwassenen bedraagt $5,25 \times 10^{-2}$ mSv/a op 2 000 jaar, wat de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv/a met een ruime marge respecteert. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor volwassenen bedraagt 0,217 mSv/a; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.10.4.1.2 Mogelijke heterogeniteiten

De hypothese van een homogene activiteitsverdeling is niet noodzakelijk omhullend aan de reële activiteitsverdeling tussen modules en/of stapels monolieten, zoals bepaald in het kader van de opvolplannen en bij exploitatie.

De eerste piek op 360 a wordt bepaald door uitloging uit de in het scenario doorboorde stapel monolieten (Figuur 14-159). De schatting van de radiologische impact uitgaande van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules is niet omhullend voor een waterput geboord doorheen eender welke stapel monolieten; en het relatieve belang van deze piek zal hogere zijn wanneer de doorboorde stapel een hoger dan gemiddelde activiteit bevat van de maatgevende radionucliden.

Daarom wordt in het kader van de opvulplannen en exploitatie een *verificatie* uitgevoerd op de schaal ‘monoliet’¹⁶³, waarbij wordt nagegaan dat de impact van individuele monolietstapels bij uitloging na doorboring de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a respecteert (§14.16.6.2). Voor een stapel type I monolieten die de 24 voor dit scenario meest penaliserende bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2 bevat, bedraagt de impact – in de onderstelling dat alle pieken samenvallen – ongeveer 1,5 mSv/a, wat voor meer dan 80% toe te schrijven is aan ¹³⁷Cs. De huidige vooropgestelde bronterm levert dus voor alle mogelijke combinaties een aanvaardbare impact; maar gegeven de CLI’s kan niet worden uitgesloten dat dat bij wijzigingen aan de bronterm nog steeds het geval is (zie ook §14.16.5.2.2).

Voor de effecten op *moduleniveau* die aanleiding geven tot de globale piek, zijn ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu maatgevend. Gelet op de heterogeniteitsbeperking per groep van vier, twee aan twee aangrenzende, modules voor deze drie radionucliden opgelegd door het RS (heterogeniteitsfactor 1 gemiddeld over deze drie radionucliden, zie Vergelijking 47 in §14.16.5.4), kan de gemiddelde concentratie van elke van deze drie radionucliden in één module in theorie nooit meer dan een factor 12 (3 radionucliden × 4 modules per groep) afwijken van de concentratie bij homogene verdeling (daarbij is de concentratie dan 0 voor de andere twee radionucliden / drie andere modules uit de beschouwde groep van vier). Daarom zal steeds worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a op de schalen ‘module’ en ‘groep van vier aangrenzende modules’.

14.10.4.1.3 Niet-additief karakter van piekimpact door uitloging en directe blootstelling

Om het niet-additieve karakter van de maximale impact door uitloging (‘residentie op de bergingsinstallatie’ in §14.10.4.1.1) en directe blootstelling (‘residentie na boring’ in §14.9.4.1.1) te onderbouwen, maken we de vergelijking tussen de (piek)impacts onder beide scenario’s volgend op een boring onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle over de site (Tabel 14-81).

Tabel 14-81: Vergelijking van de impacts voor volwassenen [mSv/a] onder de scenario’s ‘residentie op de bergingsinstallatie’ en ‘residentie na boring’.

Impact [mSv/a]	Tijd [a vanaf t_0]					
	351	360	716	1 344	2 000	2 286
Residentie op de bergingsinstallatie (§14.10.4.1.1)	0,0005	0,013	0,020	0,13	0,17	0,17
Residentie na boring (§14.9.4.1.1)	0,0077	0,0074	0,0061	0,0049	0,0041	0,0038
Som	0,0082	0,020	0,026	0,13	0,17	0,17

De piekimpact onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ over de relevante tijdschalen wordt pas bereikt op 2 000 jaar; op dit ogenblik is de impact onder ‘residentie na boring’ bijna twee grootteordes lager. Daarom kan gesteld worden dat de piekimpacts niet additief zijn en dat het omhullende karakter gegarandeerd wordt door het beschouwen van twee aparte scenario’s.

In het jaar na boring wordt de piekimpact berekend onder het scenario ‘residentie na boring’, de impact onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ is op dat ogenblik nog veel lager. Al snel

¹⁶³ omhullend aan de schaal ‘collo’ (zie §14.10.3.1.1.1)

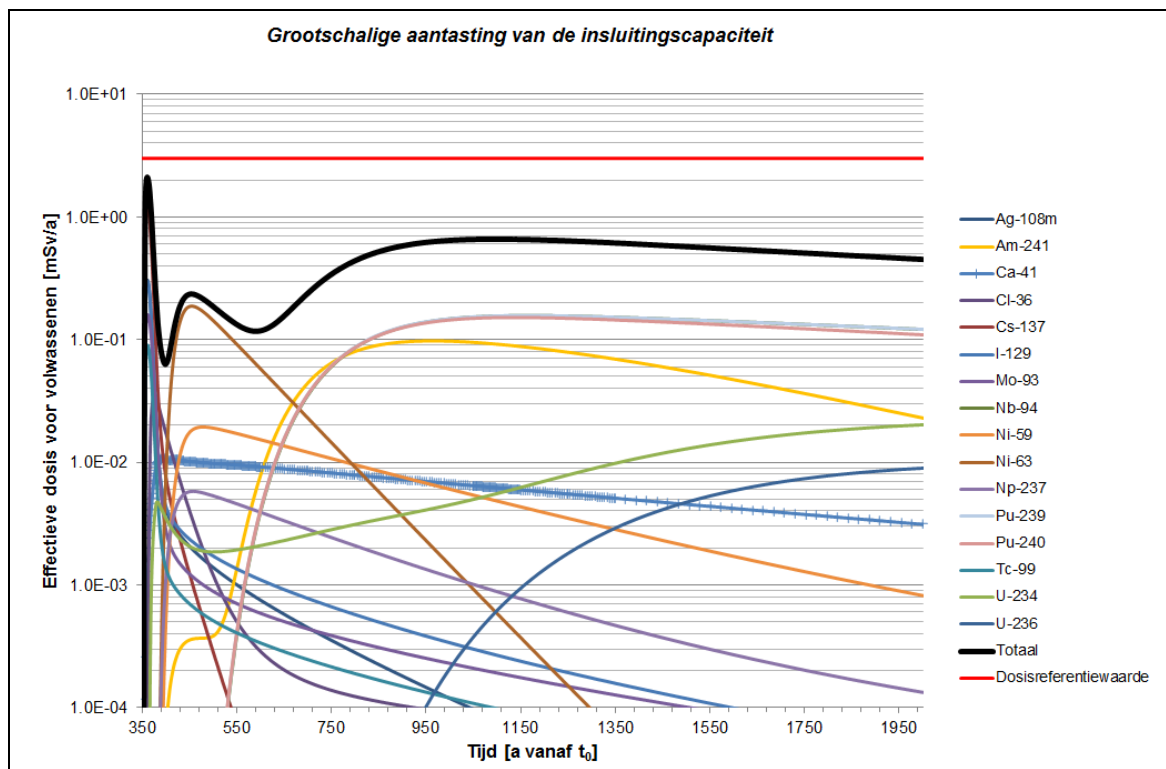
domineert de impact onder ‘residentie op de bergingsinstallatie’ over die onder ‘residentie na boring’. De gesommeerde impacts van beide scenario’s zijn over tijdschalen van honderden jaren wel hoger dan de individuele impact van één individueel scenario, maar op geen enkel ogenblik hoger dan de individuele piekimpact onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’.

Merk bovendien op dat deze laatste impact over tijdschalen van *enkele honderden jaren* (i.e. zolang de impact gedomineerd wordt door de uitlogging uit de doorboorde stapel) artificieel hoog is, door het niet in mindering brengen van de fractie materiaal die bij het boren van de waterput naar de oppervlakte wordt gebracht bij de beschouwing van de activiteit betrokken in de uitlogging. Hierdoor zijn beide scenario’s de facto niet additief.

14.10.4.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

14.10.4.2.1 Impact bij homogene activiteitsverdeling

De maximale *effectieve dosis* voor volwassenen over de relevante tijdschalen bedraagt 2,11 mSv/a – wat onder de referentiewaarde van 3 mSv/a ligt – en wordt kort (i.e. ongeveer 10 jaar) na de intrusie berekend (Figuur 14-161).



Figuur 14-161: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ ten gevolge van een intrusie op $t_0 + 350$ a.

Deze maximale impact is voor meer dan de helft toe te schrijven aan ^{137}Cs en verder aan langlevende mobiele radionucliden zoals ^{129}I en $^{108\text{m}}\text{Ag}$. Een tweede piek, ongeveer 100 jaar na intrusie, wordt voornamelijk veroorzaakt door het relatief kortlevende ^{63}Ni . De residuele impact over tijdschalen van ~

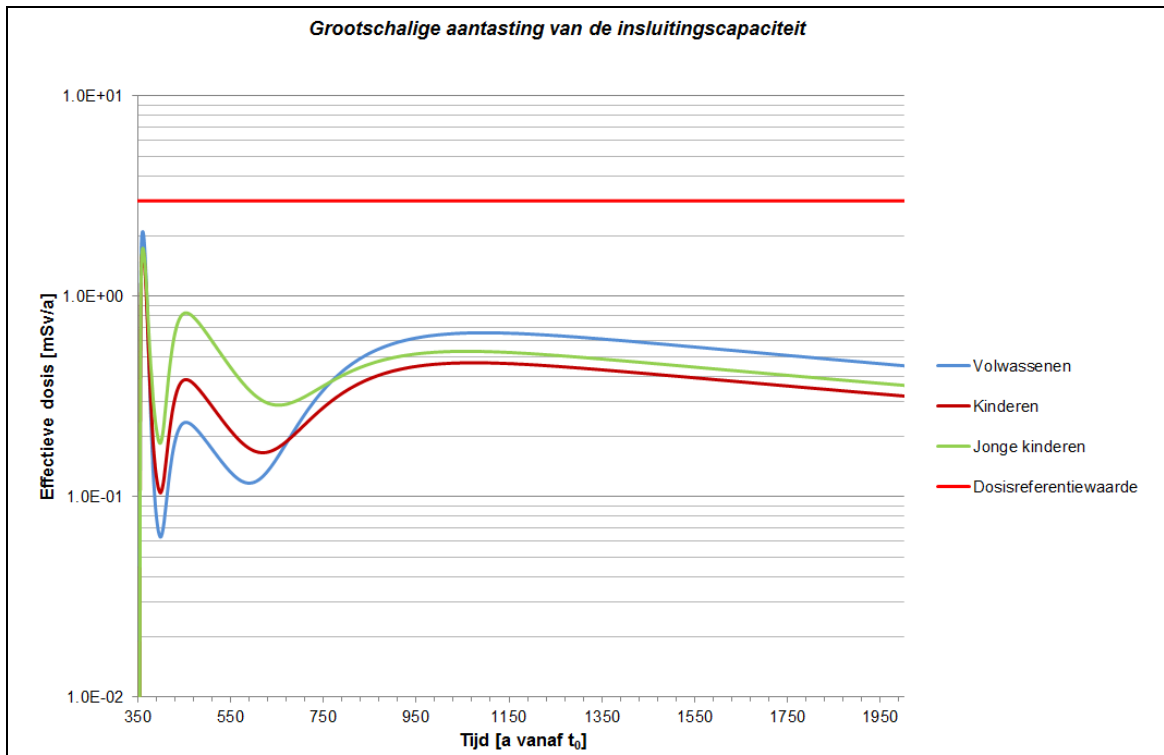
1 000 jaar en meer wordt veroorzaakt door goed gesorbeerde radionucliden ($^{239/240}\text{Pu}$, ^{94}Nb) en daalt in de tijd.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-162 in Bijlage 14-1. Tabel 14-82 geeft een overzicht van de bijdrage van radionucliden die op geselecteerde tijdstippen meer dan 1% van de impact uitmaken.

Tabel 14-82: Procentuele bijdrage [%] van radionucliden tot de totale impact [mSv/a] onder het scenario 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' op geselecteerde (piek)tijdstippen. Enkel bijdragen > 1% worden getoond.

RN	Tijd [a vanaf t_0]			
	361	455	1 094	2 000
^{108m}Ag	14,5%	< 1%	< 1%	< 1%
^{241}Am	< 1%	< 1%	14,0%	5,1%
^{243}Am	< 1%	< 1%	2,5%	3,6%
^{41}Ca	< 1%	4,3%	< 1%	< 1%
^{36}Cl	< 1%	1,5%	< 1%	< 1%
^{137}Cs	58,7%	< 1%	< 1%	< 1%
^{129}I	14,2%	1,0%	< 1%	< 1%
^{93}Mo	7,5%	< 1%	< 1%	< 1%
^{94}Nb	< 1%	< 1%	23,6%	26,9%
^{59}Ni	< 1%	7,7%	< 1%	< 1%
^{63}Ni	< 1%	79,6%	< 1%	< 1%
^{237}Np	< 1%	2,5%	< 1%	< 1%
^{239}Pu	< 1%	< 1%	23,7%	26,9%
^{240}Pu	< 1%	< 1%	22,9%	24,3%
^{241}Pu	< 1%	< 1%	9,7%	3,5%
^{99}Tc	4,3%	< 1%	< 1%	< 1%
^{234}U	< 1%	< 1%	< 1%	4,5%
^{236}U	< 1%	< 1%	< 1%	2,0%
Totaal [mSv/a]	$2,11 \times 10^0$	$2,35 \times 10^{-1}$	$6,59 \times 10^{-1}$	$4,51 \times 10^{-1}$

In Figuur 14-162 wordt een vergelijking gegeven van de impacts voor de verschillende leeftijdsgroepen. De maximale impact (eerste piek) is het hoogst voor volwassenen door de overheersende bijdrage van ^{137}Cs (hoogste waarde van de BCF wordt berekend voor volwassenen, zie Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1. Ook de residuele impact over tijdschalen tot 2 000 jaar is hoger voor volwassenen; de intermediaire piek na ongeveer 100 jaar (^{63}Ni) is dan weer hoger voor (jonge) kinderen. Logischerwijs blijven de impacts te allen tijde lager dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Tabel 14-83).



Figuur 14-162: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ voor de verschillende leeftijdsgroepen.

Tabel 14-83: Effectieve dosis [mSv/a] onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ voor verschillende leeftijdsgroepen op geselecteerde tijdstippen.

Leeftijdsgroep	Tijd [a vanaf t_0]			
	361	455	1 094	2 000
Volwassenen	2,11	0,235	0,659	0,451
Kinderen	1,69	0,385	0,466	0,319
Jonge kinderen	1,74	0,828	0,531	0,360

De maximale *equivalente huiddosis* voor volwassenen bedraagt $2,31 \times 10^{-1}$ mSv/a op 361 jaar, wat de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv/a met een ruime marge respecteert. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis voor volwassenen bedraagt 2,34 mSv/a; voor kinderen en jonge kinderen zou deze som lager zijn (lagere effectieve dosis en lagere equivalente huiddosis). Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a ruim gerespecteerd worden en dit voor alle leeftijdsgroepen.

14.10.4.2.2 Mogelijke heterogeniteiten

Als gevolg van de hydrogeologische situatie wordt de impact bepaald door slechts vier, twee aan twee aangrenzende modules (§14.4.5.5.2.1); de impact is dus zowel representatief voor de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ als de schaal ‘tumulus’ bij een homogene opvulling.

Ook werd aangetoond dat één module nooit meer dan de helft bijdraagt tot de impact (§14.4.5.5.2.1). Op de schaal ‘module’ is gemiddeld over alle nucliden de heterogeniteit beperkt tot een factor 2 (zie Vergelijking 45 in §14.16.5.3). Teneinde te garanderen dat de impact aanvaardbaar zal zijn ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a, wordt voor iedere groep van vier, twee aan twee aangrenzende modules een specifieke regel opgelegd met betrekking tot de toegelaten heterogeniteit (beperkt tot een factor 1,2) van de radionucliden die meer dan 10% bijdragen tot de eerste piek op 361 a (¹³⁷Cs, ^{108m}Ag en ¹²⁹I – zie Vergelijking 48 in §14.16.5.4). Bijvoorbeeld geeft, bij een verder homogene activiteitsverdeling, een individuele heterogeniteitsfactor van 1,2 voor elk van deze radionucliden aanleiding tot een piekimpact van 2,48 mSv/a.

Deze heterogeniteitsbeperking wordt in het kader van de opvulplannen aangevuld door een verificatie op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ (§14.16.6.4). Omdat de impact bepaald wordt door vier aangrenzende modules, zullen de verificaties op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ er voor zorgen dat de heterogeniteit voor de verschillende modules voldoende beperkt wordt om de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a te respecteren op de schaal ‘tumulus’.

14.10.4.2.3 Niet-additief karakter van piekimpact door uitloging en directe blootstelling

Om het niet-additieve karakter van de maximale impact door uitloging (‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ in §14.10.4.2.1) en directe blootstelling (‘residentie na uitgraving’ in §14.9.4.2.1) te onderbouwen, maken we de vergelijking tussen de (piek)impacts onder beide scenario’s volgend op een uitgraving onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle over de site (Tabel 14-84).

Tabel 14-84: Vergelijking van de impacts voor volwassenen [mSv/a] onder de scenario’s ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ en ‘residentie na uitgraving’.

Impact [mSv/a]	Tijd [a vanaf t_0]				
	351	361	455	1 096	2 000
Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit (§14.10.4.2.1)	< 0,0001	2,11	0,24	0,66	0,45
Residentie na uitgraving (§14.9.4.2.1)	0,44	0,26	0,20	0,14	0,11
Som	0,44	2,37	0,44	0,80	0,56
Gewogen som	0,44	2,09	0,41	0,71	0,50

In het jaar na uitgraving wordt de piekimpact berekend onder het scenario ‘residentie na uitgraving’, de impact onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ is op dat ogenblik marginaal laag (nog geen significante uitloging).

Door het feit dat alle activiteit ondersteld wordt betrokken te zijn in de uitloging, zijn deze scenario's de facto niet additief, daar een significante fractie van de activiteit betrokken is in het scenario 'residentie na uitgraving'. Uitgraving van de tumulus tot op een diepte van 7 m komt overeen met een uitgravingsdiepte in het afval van 1,09 m – wat (bij een homogene activiteitsverdeling) betekent dat 13,45% van de activiteit wordt uitgegraven indien de hoogte afvalzone gelijk gesteld wordt aan de hoogte van een stapel monolieten (8,106 m).

Daarom wordt in Tabel 14-84 ook een 'gewogen som' beschouwd, waarbij de impact door degradatie van de insluitingscapaciteit verminderd wordt met deze niet-betrokken fractie. In dat geval is de gesommeerde impact op 361 a iets lager dan de piek van het individuele scenario 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' op hetzelfde tijdstip. Hieruit kan dan ook geconcludeerd worden dat de piekimpacts niet additief zijn en dat het omhullende karakter gegarandeerd wordt door de beschouwing van twee aparte scenario's.

De impacts over tijdschalen na het optreden van de piek zijn samengeteld wel hoger dan de individuele impact van één scenario, maar op geen enkel ogenblik hoger dan de individuele piekimpact onder 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit'.

14.10.5 Argumentatie van het omhullende karakter

14.10.5.1 Installatiemodellering

14.10.5.1.1 Residentie op de bergingsinstallatie

Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van dit scenario:

- hypothese dat *alle in de monolietstapel aanwezige activiteit* beschikbaar is voor uitloging: dit is omhullend omdat de bij de boring van de waterput aan de oppervlakte gebrachte fractie niet in mindering wordt gebracht;
- hypothese dat alle activiteit in de betrokken module onderhevig is aan een *bypass* van de modulebasis en zandcementophoging na migratie uit de monolieten; dit is zowel omhullend in termen van de betrokken fractie als in termen van de bypass, omdat deze hypothese impliciet de afvoer van radionucliden door advectief transport langs het boorgat beschouwt, waarbij abstractie wordt gemaakt van de afdichting van het boorgat;
- de beschouwde maximale *waterinsijpeling*, berekend uitgaande van het 'hoge' CCI-HYDR klimaatscenario en een (schrale) heidebegroeiing op de tumulus, wat aanleiding geeft tot de hoogste waterinsijpeling / fluxen uit de installatiemodellen (§14.4.3.7.1), en dus conservatief is ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden en begroeiing.

14.10.5.1.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

Volgende elementen dragen bij tot het omhullende karakter van dit scenario:

- hypothese dat de *volledige tumulus* aan een sterkere degradatie onderhevig is ten opzichte van het RS, wat omhullend is omdat de afgraving slechts een deel van de oostelijke tumulus betreft én omdat een deel van het afval bij de afgraving betrokken is en dus niet meer beschikbaar voor uitloging;

- hypothese dat de degradatie *ogenblikkelijk* (in één stap) optreedt op 350 jaar, wat omhullend is voor de (onderliggende) monolieten en de modulebasis die niet bij de afgraving betrokken zijn;
- de hypothese dat de *waterstroming in de modules* minder preferentieel door de tussenruimte tussen de monolietstapels verloopt (bij benadering wordt een 1 : 1 verhouding ondersteld voor de waterstroming in de tussenruimten en de scheuren in de monolieten), door het bij de uitgraving wegvallen van (de R2a-functie van) de afschermingsplaten die onder normale omstandigheden instaan voor de herverdeling van het insijpelende water. Voor alle monolieten behalve de bovenste in de stapel is deze keuze omhullend omdat water dat doorheen de bovenste monoliet stroomt, niet noodzakelijk alle monolieten in die stapel doorloopt: iedere monoliet beschikt over gootjes, waardoor water zoveel mogelijk afgevoerd wordt naar de tussenruimten tussen de monolietstapels zolang de doorgaande scheuren in het deksel van de onderliggende monolieten beperkt zijn (§14.3.2.6.1.2));
- de beschouwing van *bijkomende diagonale scheuren* door het afval in type I monolieten, wat eveneens omhullend is voor de onderliggende monolieten in de stapel, die niet rechtstreeks bij de afgraving betrokken zijn;
- de beschouwde maximale *waterinsijpeling* na 30 jaar, berekend uitgaande van het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario voor (schrale) heidebegroeiing op de tumulus, wat aanleiding geeft tot de hoogste waterinsijpeling / fluxen uit de installatiemodellen (§14.4.3.7.1), en dus conservatief is ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden en begroeiing.

14.10.5.2 Geosfeer- en biosfeermodellering

De belangrijkste conservatieve elementen in de geosfeer- en biosfeermodellering zijn gelijkaardig aan de beschouwing onder het RS (§14.5.8.4), namelijk:

- de hypothese dat de hypothetische waterput waarvoor de GTF werd bepaald, zich op de *locatie met de hoogste concentratie* bevindt
 - ▶ onder de modules (scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’),
 - ▶ aan de voet van de oostelijke tumulus (scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’);
- bij de berekening van de GTF te onderstellen dat het *kanaal Bocholt-Herentals* niet langer aanwezig is, waardoor de grondwaterstroming ter hoogte van de tumuli trager is en de dilutie dus lager (§14.4.5.5.2.1); en
- de keuze voor het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario,
 - ▶ wat aanleiding geeft tot de hoogste irrigatiebehoefte / BCFs (§14.3.6.4.2 en §14.4.8.1) terwijl de gevoeligheid van de GTF ten opzichte van de onzekerheid in langjarige gemiddelde regionale infiltratie beperkt blijft (§14.4.5.5.2.1);
 - ▶ en dus conservatief is ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden; en
- de hypothese dat de representatieve personen deel uitmaken van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap die al haar water en voedsel betreft van de sterkst gecontamineerde zone.

14.10.5.3 Conclusie

14.10.5.3.1 Residentie op de bergingsinstallatie

Het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ beschouwt de effecten van een boring op de insluitingscapaciteit van de module die wordt doorboord (schaal ‘module’), met een specifieke focus op de doorboorde stapel monolieten in één van de modules (schaal ‘collo’ / ‘monoliet’). De overige modules evolueren zoals in de algemeen verwachte evolutie. Bij de uitloging uit de overige modules kan ook een gedeelte van de radionucliden terecht komen in de beschouwde put onder de bergingsinstallatie (schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’). Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothesen wordt de potentiële radiologische impact onder dit scenario conservatief geschat op de schalen ‘module’ en ‘groep van vier aangrenzende modules’.

Op de schaal ‘monoliet’, i.e. voor de doorboorde stapel monolieten, is de schatting van de radiologische impact uitgaande van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules niet omhullend voor boring doorheen eender welke stapel monolieten; daarom wordt een verificatie uitgevoerd dat de impact van individuele monolietstapels bij uitloging na doorboring de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a respecteert (§14.16.6.2).

Omwille van de beperkte diameter van de boring doorheen de stapel is het scenario ook relevant voor de schaal ‘collo’. Omwille van het gekozen model, waarbij de volledige activiteit van de monolietstapel beschouwd wordt, is de schaal ‘monoliet’ omhullend voor de schaal ‘collo’.

14.10.5.3.2 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

Het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ heeft essentieel betrekking op een groep van vier, twee aan twee aangrenzende, modules die bepalend zijn voor de impact. Gelet op de hierboven beschreven omhullende modelhypothesen en parameterwaarden wordt de potentiële radiologische impact onder dit scenario dan ook conservatief geschat op de schalen ‘module’ en ‘groep van vier aangrenzende modules’. Omdat de impact conservatief geschat is voor iedere groep van vier aangrenzende modules, is dat a fortiori ook het geval voor de schaal ‘tumulus’.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.11 Het penaliserende grondwaterscenario (PS)

14.11.1 Inleiding en doelstellingen

Penaliserende scenario's (PS'en) zijn bedoeld om een omhullende berekening van de radiologische impact mogelijk te maken voor een breed scala van mogelijke evoluties over tijdschalen waarover het niet meer gefundeerd is een betrouwbare uitspraak te willen doen over de performantie van het bergingssysteem.

In deze paragraaf wordt ingegaan op het penaliserende grondwaterscenario, dat binnen de *veiligheidsanalyse* gebruikt wordt om het restrisico door verlies van *insluitingscapaciteit* op zeer lange termijn (fase VI) na te gaan.

De *radiologische impact* over de relevante tijdschalen vanaf enkele duizenden jaren (bij conventie 2 000 jaar vanaf t_0 – §14.2.2.1) tot het einde van de evaluatieperiode na 10 000 jaar (§14.2.2.2.4) wordt beschreven in termen van (§14.11.6.1)

- de *effectieve dosis* [mSv/a] bij beschouwing van de waterputreceptor¹⁶⁴, die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a.

Hierbij wordt ook ingegaan op de gevoeligheid ten aanzien van het beschouwde startmoment (§14.11.6.2).

Voor duiding betreffende de berekening van *bijkomende* veiligheidsindicatoren voor het penaliserende grondwaterscenario verwijzen we naar de Annex aan [OD-275].

Net als voor het EES, het RS en de AES'en kan de modellering geassocieerd met het penaliserende grondwaterscenario onderverdeeld worden in

- 1) het *installatiemodel* (§14.11.3), waarmee de waterstroming en het radionuclidentransport doorheen het bergingssysteem worden berekend en met als voornaamste indicatoren de *activiteitsfluxen* $Flux_{NF,i}$ [Bq/a] van de verschillende radionucliden i uit het bergingssysteem naar het grondwater;
- 2) *hydrogeologische modellen* (§14.11.4), waarmee de grondwaterstroming en het transport van radionucliden in het grondwater worden berekend en die leiden tot een *geotransferfactor* (GTF) voor een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus [Bq/m³ per Bq/a]; en
- 3) *biosfeermodellen* (§14.11.5), waarmee de impacts op representatieve personen [mSv/a] worden berekend aan de hand van radionuclidespecifieke *biosfeerconversiefactoren* voor de waterputreceptor [Sv/a per Bq/m³].

De *argumentatie van het omhullende karakter* van het penaliserende grondwaterscenario (§14.11.7) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hieraan bijdragen in het licht van de verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen die de

¹⁶⁴ Bij dezelfde installatiemodellen blijken de impacts voor de waterputreceptor te allen tijde verschillende grootteordes hoger te liggen dan voor alternatieve biosfeerreceptoren (§14.4.9.1.2, §14.5.7.1.2).

insluitingscapaciteit na enkele duizenden jaren kunnen beïnvloeden (§14.3.4.1) en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van de onderliggende modellen.

14.11.2 Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen

Onder het penaliserende grondwaterscenario is de aarden afdekking gedegradeerd en zijn de betonnen SSC's van het bergingssysteem verworpen tot een vermenging van brokstukken met onzekere configuratie en heterogene chemische toestand.

Door overwegend diffusiegecontroleerde kinetica komen de radionucliden uit de brokstukken van de matrix van het afval en de cementgebonden barrières (waarin zij, voorafgaand aan het optreden van penaliserende omstandigheden, gemigreerd zijn) vrij naar netwerken van doorgaande scheuren tussen de brokstukken. Netwerken van doorgaande scheuren en conductieve materialen – in het bijzonder het opvulmateriaal van de inspectieruimten en de zandcementophoging – zorgen voor een advectiongedomineerd transport. Zo looft de in het bergingssysteem aanwezige restcontaminatie uit naar de onderliggende aquifer.

Na transport doorheen het grondwater komen de radionucliden terecht in een biosfeerreceptor. Conform het RS wordt een hypothetische waterput aan de *voet van de tumulus*, op de locatie met de hoogste concentratie, als belangrijkste receptor aangemerkt (§14.5.7.1.1).

De *representatieve personen* maken deel uit van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap (volwassenen, kinderen, jonge kinderen), die het water uit de put aanwendt als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drenken van vee. De relevante transfer- en blootstellingswegen worden afgedekt door de biosfeerconversiefactoren (BCFs) voor de waterputreceptor zoals gebruikt in de evaluatie van de impact onder de scenario's van geleidelijke uitloging (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1).

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het penaliserende grondwaterscenario zijn dat

- penaliserende omstandigheden zich instellen vanaf $t_0 + 2\ 000$ jaar (§14.2.2.1);
- zich op dit ogenblik en voor de volledige relevante evaluatieperiode een *Cs-klimaat* heeft ingesteld, volgens het hoge CCI-HYDR klimaatscenario;
- er voorafgaand aan het optreden van penaliserende omstandigheden enkel *radioactief verval en ingroei* beschouwd wordt, maar geen uitloging uit het bergingssysteem;
- het bergingssysteem onderhevig is aan een *ogenblikkelijke en volledige* degradatie bij het instellen van penaliserende omstandigheden;
- alle cementgebonden materialen gecarbonateerd of uitgeloozd zijn en er dus enkel sorptie op *calciet* (toestand IV) wordt beschouwd;
- er *oxiderende* omstandigheden beschouwd worden in het systeem, conform de insijpeling van zuurstofrijk water;
- de grondwaterstroming beschouwd wordt in afwezigheid van het *kanaal Bochoolt-Herentals*;
- de hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus zich bevindt op de locatie met de *hoogste concentratie*;

- een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap water aan de put onttrekt als drinkwater, voor irrigatiedoeleinden en voor het drenken van hun vee.

Deze hypothesen zijn omhullend aan de verwachte en mogelijke evoluties van het bergingssysteem na enkele duizenden jaren (§14.11.7).

14.11.3 Formulering en implementatie van het installatiemodel

Het *installatiemodel* beschrijft de migratie van radionucliden in het bergingssysteem en naar het grondwater. De belangrijkste indicator is de tijdsafhankelijke *activiteitsflux* [Bq/a] uit het bergingssysteem.

Fluxen worden berekend voor de *voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden* uit Tabel 14-4 alsook hun *langlevende dochters* die de resultante zijn van ingroei (§14.3.1.5).

In eerste instantie wordt ingegaan op de conceptualisering en parametrisering van het installatiemodel van het *basisrekengeval* van het penaliserende grondwaterscenario (§14.11.3.1 tot en met §14.11.3.4), met startmoment op $t_0 + 2\ 000$ a.

In §14.11.3.5 wordt een overzicht gegeven van de afwijkende hypothesen beschouwd in de rekengevallen van de deterministische gevoeligheidsanalyse, die worden aangewend bij de onderbouwing van het omhullende karakter in §14.11.7 en de analyse met betrekking tot het beschouwde startmoment in §14.11.6.2.

§14.11.3.6 en §14.11.3.7 gaan in op de wiskundige en numerieke hertaling van het installatiemodel.

In §14.20.3 van Bijlage 14-2 wordt een overzicht gegeven van de toegepaste QA en QVV voor de (implementatie van het) installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario.

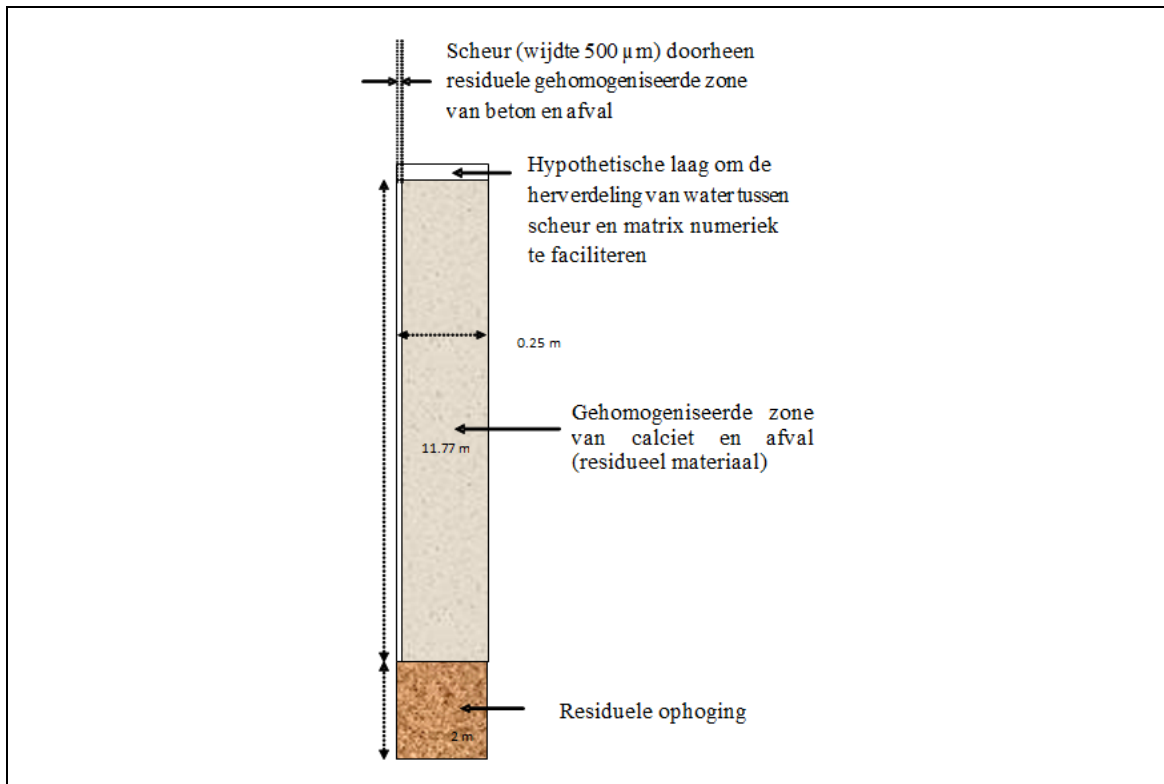
14.11.3.1 Geometrie en karakteristieken

In het licht van de onzekerheid en heterogeniteit van de *geometrie* van de brokstukken van het bergingssysteem (§14.3.4.1) en dus de complexe trajecten voor waterstroming, wordt het residuele materiaal gemodelleerd als (Figuur 14-163)

- een (rechthoekig) domein bestaande uit afval, homogeen vermengd met de restanten van gecarbonateerd of deels uitgeloozd beton, vulmortel en opvulmateriaal (de *gehomogeniseerde zone* van calciet en afval); opgesplitst door periodische verticale doorgaande conductieve *scheuren*;
- bovenop een continue laag *residuele ophoging*, bestaande uit zand en calciet (gecarbonateerde / deels uitgeloozde cement).

De residuele ophoging is 2 m dik; de structuren die het residueel materiaal daarbovenop vormen hebben een totale ontwerphoogte van 11,77 m (modulebasis – module met monolieten – moduledak – ondoorlatende topplaat) die in het model wordt overgenomen. Voor de *periodiciteit* van de doorgaande scheuren wordt aangenomen dat er 2 scheuren met een scheurwijdte van 1 mm per lopende meter aanwezig zijn (wat overeenstemt met een afstand van 0,5 m tussen twee scheuren).

De geometrische configuratie wordt gegeven in Figuur 14-163. Om symmetrieredenen volstaat een domeinbreedte van 0,25 m (midden van een scheur – midden conductieve zone tussen twee scheuren).



Figuur 14-163: Geometrie van het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario (basisrekengeval).

Bovenaan wordt om numerieke redenen een hypothetische laag beschouwd die de *herverdeling* van water tussen het matrixdomein en de scheur faciliteert – de aanwezigheid van deze laag heeft geen invloed op het systeemgedrag. Het radionuclidentransport in de gehomogeniseerde zone verloopt overwegend diffusiegecontroleerd, met slechts een beperkte advectieve component (§14.11.7.2).

In het model worden, naast radioactief verval en ingroei, volgende *processen* beschouwd:

- waterstroming (gesatureerd en niet-gesatureerd¹⁶⁵);
- advectie;
- diffusie;
- hydrodynamische dispersie; en
- sorptie.

14.11.3.2 Beginvoorwaarden en afvalkarakteristieken

De *beginvoorwaarden* zijn als volgt:

- met betrekking tot de *waterstroming* wordt de initiële poriënwaterdruk als een nuldruk gedefinieerd in het volledige systeem;

¹⁶⁵ De scheuren en de ophoging blijven ongesatureerd, terwijl de gehomogeniseerde zone gesatureerd is. Dit is conform de evolutie van het bergingssysteem over tijdschalen van meerdere duizenden jaren, althans zolang carbonatatie (en niet uitloging) het belangrijkste degradatiemechanisme vormt (§14.3.2.6.1.1).

- met betrekking tot *radionuclidentransport* wordt de initiële radioactiviteit op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden homogeen verdeeld¹⁶⁶ over de gehomogeniseerde zone van calciëet en afval beschouwd in de installatiemodellen (Figuur 14-163), volgens Vergelijking 9 in §14.4.3.8.1 (niet geldig voor het oplosbaarheidsgelimiteerde ⁴¹Ca). Buiten de gehomogeniseerde zone is de initiële concentratie gelijk aan nul.

Radionucliden worden ondersteld *ogenblikkelijk en volledig* op te lossen in de gehomogeniseerde zone, met uitzondering van ⁴¹Ca waarvoor de uitloging oplosbaarheidsgelimiteerd is. Hiervoor wordt een oplosbaarheidslimiet van $1,1 \times 10^{-23}$ mol per Bq ⁴¹Ca per kg_w gehanteerd (Tabel 2 van [OD-275]).

14.11.3.3 Randvoorwaarden

14.11.3.3.1 Waterstroming

Omwille van de niet-gesatureerde stroming in de scheur, wordt de randvoorwaarde van waterinsijpeling opgelegd als *suctie* onderaan het systeem, waarbij de uitwaartse flux gelijk is aan de waterinsijpeling.

Er wordt, conform de hypothese van ogenblikkelijke en volledige degradatie van het volledige bergingssysteem (§14.11.2), ondersteld dat de waterinsijpeling ogenblikkelijk haar *maximale waarde* bereikt. Deze bedraagt 480 mm/a ($1,52 \times 10^{-8}$ m/s), wat overeenstemt met de langjarig gemiddelde drainage doorheen de restanten van de aarden afdekking bij een schrale vegetatie (heide) onder het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario (§14.3.6.1.9).

Bovenaan wordt een *nuldruk* opgelegd. Door de heersende negatieve druk in het systeem blijft de stroming in de scheuren in niet-gesatureerde omstandigheden verlopen.

Aan de zijkanten wordt om symmetrieredenen een *nulfluxvoorwaarde* opgelegd.

14.11.3.3.2 Radionuclidentransport

Het radionuclidentransport wordt aangestuurd door de waterinsijpeling (*advectiegedomineerd*). De randvoorwaarden voor radionuclidentransport werden bepaald als:

- nulflux bovenaan (opwaartse diffusieve flux verwaarloosbaar bij neerwaartse waterstroming en advectiegedomineerd transport van radionucliden);
- nulflux aan de zijkant omwille van symmetrieredenen;
- nulgradiënt onderaan (waardoor enkel een advectieve flux wordt toegelaten en de uitgaande radionuclidenflux de facto bepaald wordt door de uitgaande waterflux).

14.11.3.4 Parametrisering

14.11.3.4.1 Sorptie

In het penaliserende grondwaterscenario worden de minimale K_d -waarden voor *calciëet* (toestand IV; Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18) gebruikt. In het geval van Be waren geen gegevens beschikbaar en werd daarom een sorptie van 0 m³/kg gebruikt.

De herkomst van het *zand* dat voor de ophoging gebruikt zal worden is nog niet gekend. De beschikbare gegevens rond sorptie op materiaal met een (zeer) hoge zandfractie – wat het geval is in materiaal uit

¹⁶⁶ Bij een homogene verdeling stemt de concentratie overeen met de gemiddelde concentratie in het bergingssysteem uitgaande van de OLI's (van de oostelijke tumulus – zie §14.16.3).

zandgroeves – zijn zeer beperkt; hoewel er voor een aantal elementen indicaties zijn dat de K_d -waarde daalt wanneer de zandfractie toeneemt. Daarom wordt geen sorptie ondersteld op het zand van de residuele ophoging, maar wel op de residuele *cementfractie* van deze ophoging, rekening houdend met eventuele carbonatatie en/of uitloging. De K_d -waarden voor de residuele ophoging bedragen daarom 5% van de minimale K_d -waarden voor calciet uit Tabel 14-15.

Een overzicht van de in het model gebruikte K_d -waarden voor de gehomogeniseerde zone en de residuele ophoging wordt gegeven in Tabel 14-85.

Tabel 14-85: $K_{d,min}$ waarden (toestand IV) [m^3/kg] voor de gehomogeniseerde zone (calciet) en de residuele ophoging (5% calciet) gebruikt in het penaliserende grondwaterscenario.

Element	Gehomogeniseerde zone	Residuele ophoging	Element	Gehomogeniseerde zone	Residuele ophoging
Ag	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Np	$1,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-3}$
Am	$3,00 \times 10^0$	$1,50 \times 10^{-1}$	Pa	$1,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-4}$
Be	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Pd	$2,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$
C	$1,00 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-3}$	Pu	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,50 \times 10^{-3}$
Ca	$1,30 \times 10^{-2}$	$6,50 \times 10^{-4}$	Ra	$1,00 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-6}$
Cl	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Se	$1,00 \times 10^{-5}$	$5,00 \times 10^{-7}$
Cm	$3,00 \times 10^0$	$1,50 \times 10^{-1}$	Sn	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^{-5}$
Cs	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Sr	$1,00 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-6}$
H	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Tc	$1,00 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-6}$
I	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	Th	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,50 \times 10^{-3}$
Mo	$1,00 \times 10^{-5}$	$5,00 \times 10^{-7}$	U	$5,00 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-4}$
Nb	$5,00 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-3}$	Zr	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^{-5}$
Ni	$5,00 \times 10^{-4}$	$2,50 \times 10^{-5}$			

14.11.3.4.2 Andere parameters

De materiaalparameters (hydraulische geleidbaarheid, poriëndiffusiecoëfficiënt, dispersiviteit, porositeit, bulkdichtheid) die nodig zijn om de waterstromings- en radionuclidentransportvergelijkingen (§14.11.3.6) op te lossen, worden gegeven in Tabel 14-86.

Tabel 14-86: Overzicht van de elementonafhankelijke parameters gebruikt in het penaliserende grondwaterscenario.

Parameter	Waarde	Herkomst
Hydraulische geleidbaarheid K [m/s]		
Gehomogeniseerde zone (K_{matrix})	$1,52 \times 10^{-8}$	De matrixeigenschappen van een heterogene/onzekere mix van brokstukken zijn moeilijk hard te maken. Daarom wordt een hydraulische geleidbaarheid beschouwd die toelaat dat alle waterstroming in theorie via de matrix zou kunnen verlopen (i.e. gelijk aan de waarde van de waterinsijpeling).
Scheur (K_{crack})	$2,56 \times 10^{-4}$	$K_{crack} / K_{matrix} = 16\ 820$ in evenwicht (Appendix C van [OD-275])

Parameter	Waarde	Herkomst
Residuele ophoging (K_{emb})	$1,52 \times 10^{-8}$	Systeem in evenwicht (Appendix C van [OD-275])
Poriëndiffusiecoëfficiënt D_p [m²/s]		
Gehomogeniseerde zone	4×10^{-10}	$D_{p,max}$ voor beton in gesatureerde omstandigheden (Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17)
Scheur	1×10^{-9}	zelfde als EES/RS (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)
Residuele ophoging	6×10^{-11}	zelfde als EES/RS (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6)
Dispersiviteit α [m]		
Longitudinaal (α_L)	0,1	zelfde als EES/RS (Tabel 14-26 in §14.4.3.7.5) maar nu voor alle componenten omdat ook in de matrix van de gehomogeniseerde zone advection transport mogelijk is
Transversaal (α_T)	0,01	
Porositeit η [-]		
Gehomogeniseerde zone	0,15	Het effect van carbonatatie op de porositeit is beperkt (§14.3.6.1.14). Over tijdschalen van enkele duizenden jaren zullen nog niet alle cementfasen uitgeloozd zijn; daarom wordt een beperkt hogere porositeit ondersteld dan voor EES/RS (0,10 – zie Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3).
Scheur	1	Scheur wordt beschouwd als lege ruimte.
Residuele ophoging	0,33	zelfde als EES/RS (Tabel 14-24 in §14.4.3.7.3)
Bulkdichtheid ρ_b [kg/m³]		
Gehomogeniseerde zone	2 200	zelfde als EES/RS voor beton (Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4) maar herschaald voor een porositeit van 0,15 om de retardatie niet te overschatten
Residuele ophoging	1 775	zelfde als EES/RS (Tabel 14-25 in §14.4.3.7.4)

14.11.3.5 Overwegingen voor gevoeligheidsanalyse

Naast het basisrekengeval werden nog acht bijkomende rekengevallen beschouwd voor het penaliserende grondwaterscenario. De gewijzigde hypothesen en parameters ten opzichte van het basisrekengeval worden samengevat in Tabel 14-87.

Tabel 14-87: Bijkomende rekengevallen voor het penaliserende grondwaterscenario, beschouwd in de gevoeligheidsanalyse.

Rekengeval	Beschrijving gewijzigde hypothesen / parameters
#1	Basisrekengeval (startmoment $t_0 + 2\ 000$ a)
#2	Hogere waterstroming doorheen matrix (K_{matrix} zelfde als in basisrekengeval, $K_{crack} / K_{matrix} = 181$ – zie Appendix C van [OD-275])
#3	Geen scheuren (equivalent poreus medium)
#4	Homogene activiteitsverdeling over zowel gehomogeniseerde zone van calciëet en afval als residuele ophoging
#5	Startmoment $t_0 + 350$ a
#6	Startmoment $t_0 + 1\ 000$ a
#7	Startmoment $t_0 + 4\ 000$ a
#8	10 scheuren per lopende meter (K_{matrix} zelfde als in basisrekengeval, $K_{crack} / K_{matrix} = 5\ 357$ – zie Appendix C van [OD-275])
#9	Startmoment $t_0 + 10\ 000$ a

14.11.3.6 Wiskundige beschrijving

De wiskundige beschrijving van de beschouwde processen in de waterstroming en het radionuclidentransport is analoog aan die voor het EES in de periode na degradatie (§14.4.3.8.3), i.e.

- waterstroming en radionuclidentransport in de *matrix* worden beschreven door Vergelijking 13 en Vergelijking 15;
- waterstroming en radionuclidentransport in de *scheuren* worden gemodelleerd door tangentiële afgeleiden te beschouwen (Vergelijking 16 en Vergelijking 17).

14.11.3.7 Computercode

Het installatiemodel werd op het SCK•CEN geïmplementeerd in de COMSOL Multiphysics code (versie 3.5) [R14-108][R14-109]. De partiële differentiaalvergelijkingen worden numeriek opgelost door middel van de vaak beproefde *eindige elementen methode*.

In §14.20.1 en §14.20.3 van Bijlage 14-2 wordt een overzicht gegeven van de toegepaste QA en QVV voor (de implementatie van) het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.4 Formulering en implementatie van de hydrogeologische modellen

De hydrogeologische modellen, hun doelstellingen en eruit afgeleide resultaten gebruikt in de impactberekeningen voor het penaliserende grondwaterscenario zijn dezelfde als voor RS en EES (§14.4.5).

Zoals gesteld in §14.11.1 ligt de focus voor de impactberekeningen voor het penaliserende grondwaterscenario op de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor, waarvoor de GTF $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m³ per Bq/a bedraagt onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.4.5.5.2.1).

14.11.5 Formulering en implementatie van de biosfeermodellen

14.11.5.1 Evaluatie van de effectieve dosis

De biosfeermodellen, hun doelstellingen en eruit berekende BCFs gebruikt in de impactberekeningen voor het penaliserende grondwaterscenario zijn dezelfde als voor RS en EES (§14.4.7).

Zoals gesteld in §14.11.1 ligt de focus voor de impactberekeningen voor het penaliserende grondwaterscenario op de *waterput* aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor. Daarom blijven de waarden van de BCFs [Sv/a per Bq/m³] uit Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1, bepaald onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario, geldig voor het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.5.2 Evaluatie van de equivalente huiddosis

Het biosfeermodel gebruik voor de evaluatie van de equivalente huiddosis onder het penaliserende grondwaterscenario is hetzelfde als voor RS (§14.5.5.2). De BCF_{skin}-waarden [Sv/a per Bq/m³] uit Tabel 14-57 in §14.5.5.2 blijven geldig voor het penaliserende grondwaterscenario.

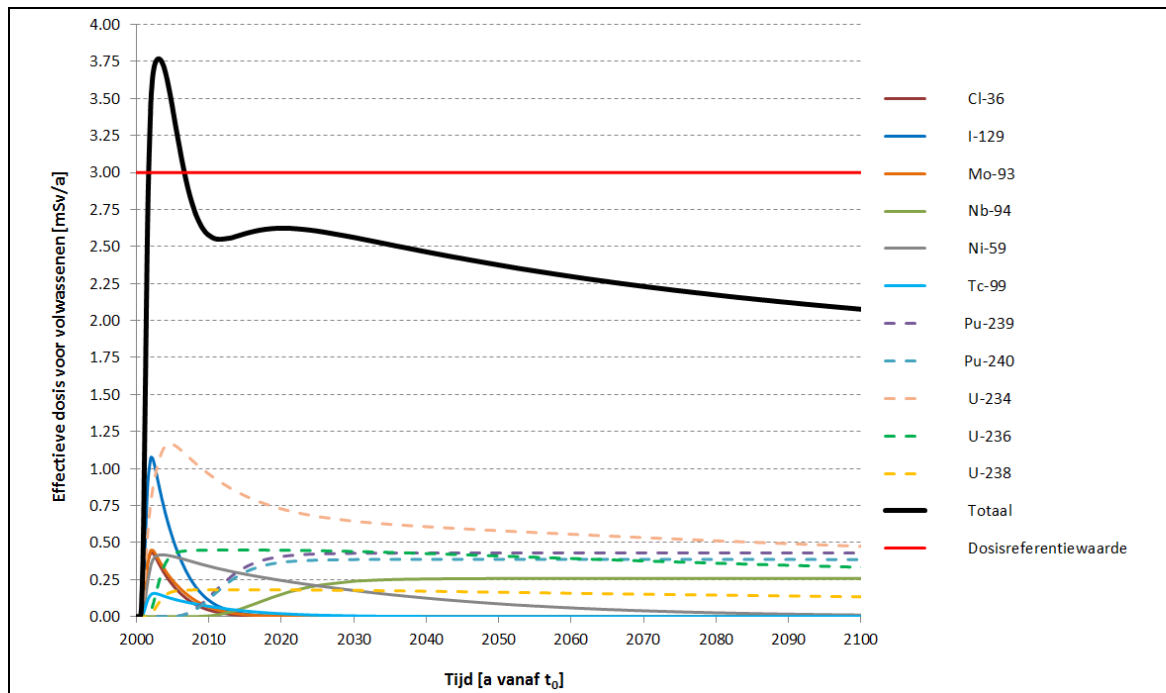
14.11.6 Radiologische impact

De impact onder het penaliserende grondwaterscenario werd in eerste instantie berekend voor het basisrekengeval met startmoment na 2 000 jaar (§14.11.6.1). Tevens werd gekeken naar de gevoeligheid van de impact ten aanzien van het beschouwde startmoment: hierbij werden vijf startmomenten tussen 350 a en 10 000 a beschouwd (§14.11.6.2).

14.11.6.1 Basisrekengeval: Startmoment na 2 000 jaar

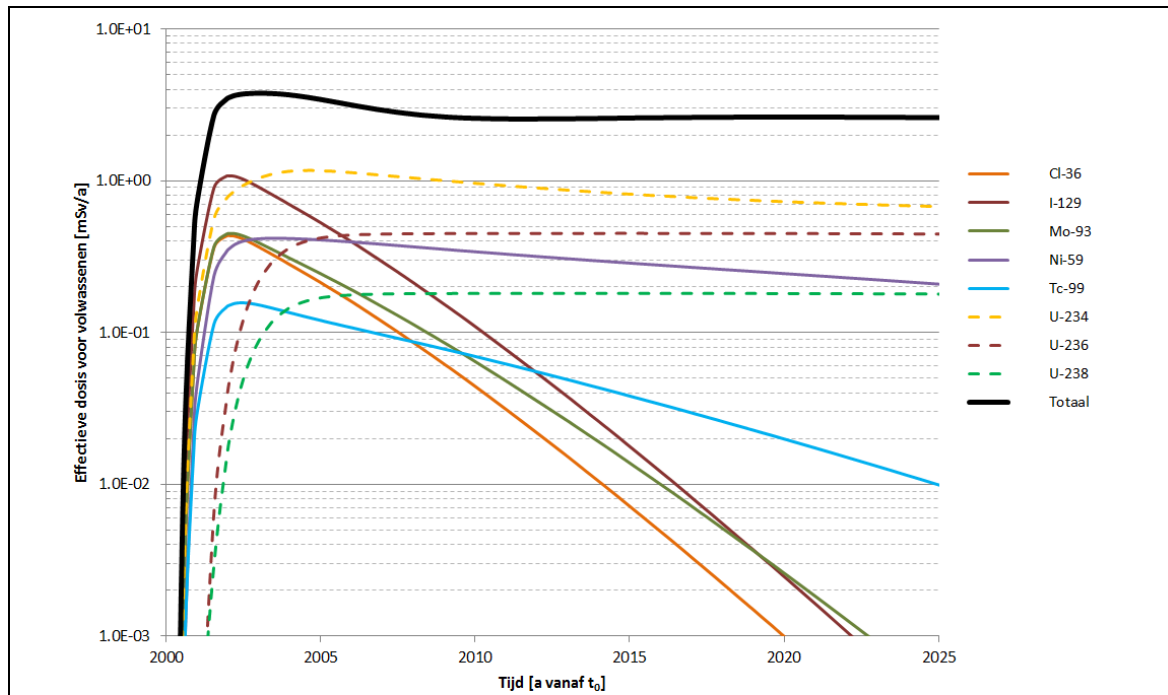
14.11.6.1.1 Effectieve dosis

Figuur 14-164 toont de berekende *effectieve dosis* voor volwassenen over tijdschalen tot 100 jaar na het startmoment van het penaliserende grondwaterscenario op 2 000 jaar. De *piekimpact* treedt op kort nadat zich penaliserende omstandigheden hebben ingesteld (i.e. na ongeveer 3 jaar). Voor volwassenen wordt een maximale impact van 3,77 mSv/a berekend, wat van de orde is van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

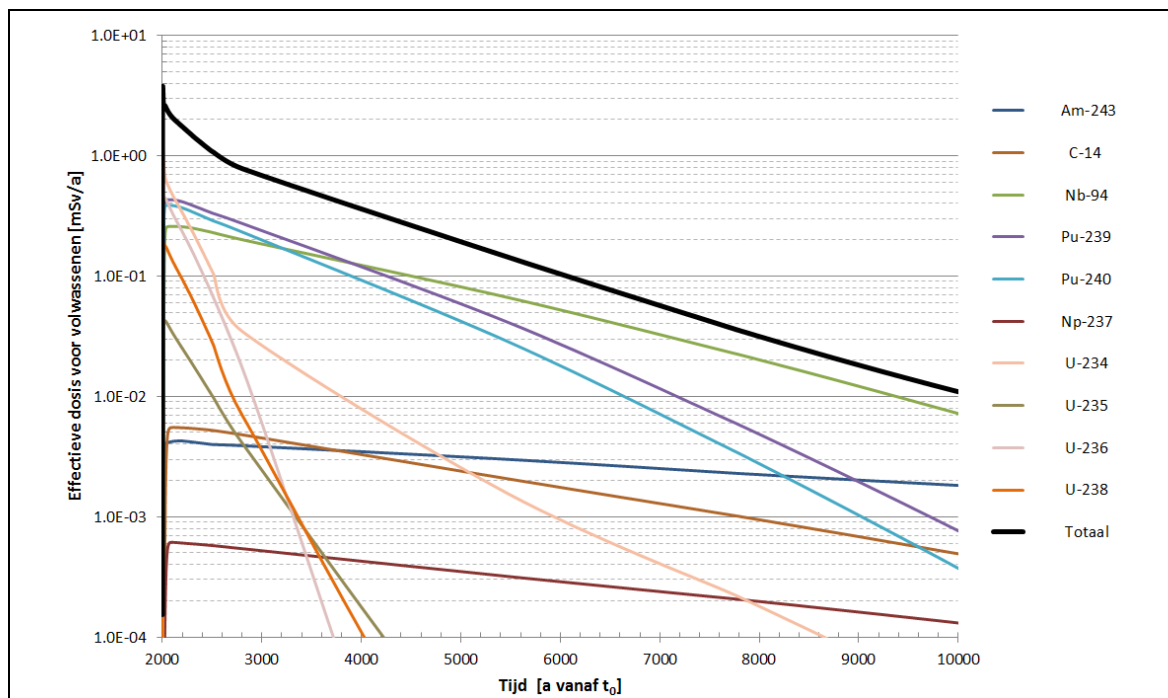


Figuur 14-164: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de belangrijkste radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) onder het penaliserende grondwaterscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor).

Deze piekimpact wordt sterk bepaald door *mobiele* radionucliden (Figuur 14-165) en is kort van duur (enkele jaren – Figuur 14-164); daarna is de berekende impact nog maximaal 2,6 mSv/a. Na enkele honderden jaren neemt de impact af tot een niveau onder de 1 mSv/a. De *residuele impact* wordt dan vooral bepaald door weinig mobiele radionucliden die zeer geleidelijk, i.e. over tijdschalen van enkele duizenden jaren, uit het bergingssysteem vrijkomen (Figuur 14-166).



Figuur 14-165: Piekimpact voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.



Figuur 14-166: Residuele impact voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor). De impactcurves van de meest bijdragende radionucliden (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) worden apart getoond.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-163 in Bijlage 14-1.

De eerste scherpe en zeer vroege piek is een gevolg van de hypothesen met betrekking tot

- een *ogenblikkelijke en volledige degradatie* op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden (§14.11.7.1), die ook aanleiding geeft tot de onmiddellijk maximale waterinsijpeling (§14.11.3.3.1 en §14.11.7.6) en
- het *ogenblikkelijk uitlogen* uit het afval van de radionucliden (§14.11.3.2 en §14.11.7.2.1) in combinatie met *minimale K_d -waarden* in de gehomogeniseerde zone en verticale doorgaande scheuren (§14.11.7.2.2),

die in de realiteit fysisch onmogelijk zijn. Er zijn immers geen karakteristieken, processen of gebeurtenissen geïdentificeerd die kunnen zorgen voor een volledige en ogenblikkelijke degradatie van alle SSC's van het bergingssysteem (§14.3.4) – de degradatie zal steeds gespreid zijn over een bepaalde periode. Tijdens deze *degradatieperiode* zullen er al radionucliden uit de berging vrijkomen; en des te meer naarmate de degradatie toeneemt. Bovendien zorgt de aanwezigheid van *verschillende afvalvormen* met verschillende kinetica voor een spreiding van de uitlogingssnelheden uit het afval zelf (§14.3.1.2, §14.11.7.2.1). Ook de uitlogging uit het afval wordt aangestuurd door het contact met water en veronderstelt dus een zekere mate van degradatie van het bergingssysteem.

Voornoemde hypothesen leiden tot hoge fluxen uit het bergingssysteem, die in het kader van de impactberekeningen gecombineerd worden met de GTF en BCFs die bepaald werden onder *steady state* omstandigheden, die zich niet kunnen instellen over de beschouwde tijdschalen van de piekfluxen.

De belangrijkste bijdragen tot de scherpe eerste piek (Figuur 14-165) komen van ^{234}U (27,9%), ^{129}I (23,7%), ^{59}Ni (11,0%), ^{93}Mo (10,2%), ^{36}Cl (9,5%), ^{236}U (6,1%), ^{99}Tc (4,0%) en ^{238}U (2,5%). Hierbij worden de *mobiele* radionucliden (^{129}I , ^{93}Mo , ^{36}Cl en ^{99}Tc), die samen verantwoordelijk zijn voor bijna de helft van de piekimpact, nagenoeg volledig uitgeloozd over tijdschalen van enkele decennia (Figuur 14-165), wat in de realiteit onmogelijk is. Niet alleen wordt er een (moeilijk kwantificeerbare) *residuele performantie* van de cementgebonden barrières verwacht, aangezien kan aangenomen worden dat de grote hoeveelheid cementgebonden materialen in de berging nooit op zo'n korte termijn volledig zal gedegradeerd zijn, maar ook een *spreiding van de uitlogingssnelheden* uit het afval (§14.3.1.2, Tabel 14-91 in §14.11.7.2.2 en Tabel 6-18 [HS-6]):

- slechts 39,7% van de activiteit van ^{129}I , 35,0% van de activiteit van ^{99}Tc , 25,6% van de activiteit van ^{93}Mo en 2,7% van de activiteit van ^{36}Cl bevindt zich in een afvalvorm waaruit *ogenblikkelijke* uitlogging kan optreden;
- 65,6% van de activiteit van ^{93}Mo , 63,4% van de activiteit van ^{99}Tc , 60,3% van de activiteit van ^{129}I en 10,3% van de activiteit van ^{36}Cl bevindt zich in een afvalvorm waaruit een weliswaar *snelle*, maar niet ogenblikkelijke uitlogging kan optreden (tijdschaal minder dan enkele honderden jaren);
- 87,0% van de activiteit van ^{36}Cl , 8,8% van de activiteit van ^{93}Mo en 1,6% van de activiteit van ^{99}Tc is onderhevig aan een *trage* uitlogging door dissolutie (tijdschaal grootteorde duizend jaar).

De bijdrage tot de piekimpact op 3 jaar van ^{234}U is voor ongeveer de helft toe te schrijven aan ingroei van het mobiele ^{226}Ra voorafgaand aan het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden. Na

ongeveer 30 jaar is het effect hiervan op de ^{234}U -curve uitgewerkt. Net als de bijdrage van mobiele radionucliden is ook deze ^{226}Ra -component van de piek onrealistisch: van zodra penaliserende omstandigheden optreden, komt alle ingegroeide ^{226}Ra vrij uit het afval (combinatie van onderstelde ogenblikkelijke degradatie met lage sorptie van Ra op calciet – zie Tabel 14-85), terwijl slechts ongeveer de helft (53,3%) van de ^{234}U -activiteit van zich bevindt in een afvalvorm waaruit ogenblikkelijke uitloging kan optreden (Tabel 14-91 in §14.11.7.2.2 en Tabel 6-18 [HS-6]).

Tot slot zullen ook de andere radionucliden die bijdragen tot de eerste piek in realiteit niet allemaal ogenblikkelijk uit het afval uitlogen (Tabel 14-91 in §14.11.7.2.2 en Tabel 6-18 [HS-6]):

- 57,5% van de activiteit van ^{59}Ni , 93,4% van de activiteit van ^{236}U en 61,9% van de activiteit van ^{238}U bevindt zich in een afvalvorm waaruit *ogenblikkelijke* uitloging kan optreden;
- 14,7% van de activiteit van ^{59}Ni , 6,5% van de activiteit van ^{236}U en 37,6% van de activiteit van ^{238}U bevindt zich in een afvalvorm waaruit een weliswaar *snelle*, maar niet ogenblikkelijke uitloging kan optreden; en
- 27,9% van de activiteit ^{59}Ni en 0,5% van de activiteit van ^{238}U is onderhevig aan een *trage* uitloging.

Nemen we aan dat enkel de activiteit in een afvalvorm waar ogenblikkelijke uitloging kan optreden, bijdraagt tot de eerste piek, dan zou deze met *meer dan de helft* afnemen, zelfs onder de hypothese van een ogenblikkelijke en volledige degradatie van het bergingssysteem op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden.

14.11.6.1.1.1 Effect van spreiding van de eerste (fysisch onmogelijke) piek

Omdat het onmogelijk is om enerzijds de degradatiesnelheid van het bergingssysteem (grootteorde tientallen tot honderden jaren afhankelijk van de optredende processen en gebeurtenissen) en anderzijds de uitlogingssnelheden van verschillende afvalvormen (minder dan enkele honderden jaren voor een snelle maar niet ogenblikkelijke uitloging; grootteorde duizend jaar voor trage uitloging) te kwantificeren, wordt een benaderende aanpak gevolgd om tot een fysisch *meer aannemelijke*, zij het nog steeds omhullende, impact te komen onder het penaliserende grondwaterscenario.

Hierbij wordt ingezoomd op de radionucliden die over tijdschalen van enkele decennia nagenoeg volledig zijn uitgelogd. De berekende maximale residuele impact onder het penaliserende grondwaterscenario, na 30 jaar (i.e. wanneer het effect van de eerste piek uitgewerkt is), bedraagt 2,56 mSv/a (Figuur 14-164).

De berekende impact van de eerste piek boven de waarde van 2,56 mSv/a, geïntegreerd tot 30 jaar, bedraagt 5,78 mSv. Indien deze tijdsgeïntegreerde dosis uniform uitgespreid wordt over enkele tientallen jaren, zou de geschatte maximale residuele impact van 2,56 mSv/a slechts in beperkte mate verhogen, i.e.

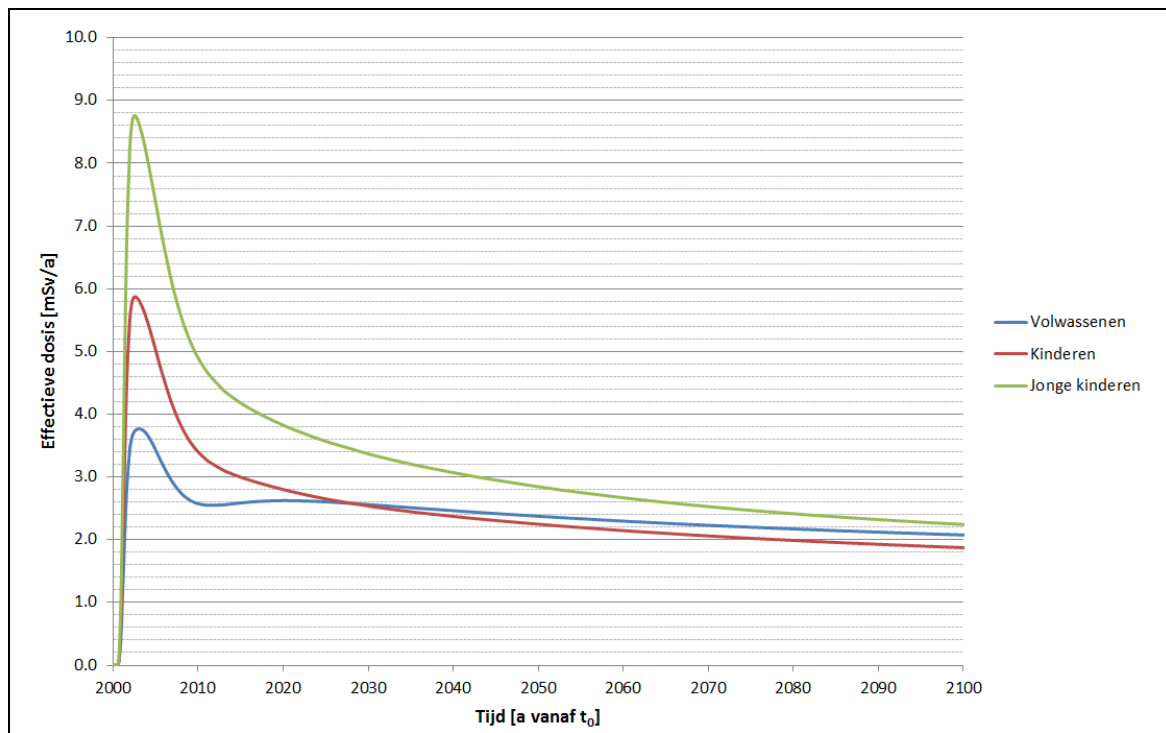
- van 2,56 mSv/a tot 3,14 mSv/a bij spreiding over 10 jaar;
- van 2,56 mSv/a tot 2,85 mSv/a bij spreiding over 20 jaar; en
- van 2,56 mSv/a tot 2,76 mSv/a bij spreiding over 30 jaar.

Rekening houdend met een uitspreiding over enkele tientallen jaren van de eerste onrealistische piek, bedraagt de geschatte impact van het penaliserende grondwaterscenario dus ongeveer 3 mSv/a. Vanaf een spreiding over 10 jaar wordt de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a slechts in zeer beperkte mate overschreden; vanaf een spreiding over 20 jaar blijft de effectieve dosis al onder de referentiewaarde.

14.11.6.1.1.2 Andere leeftijdsgroepen

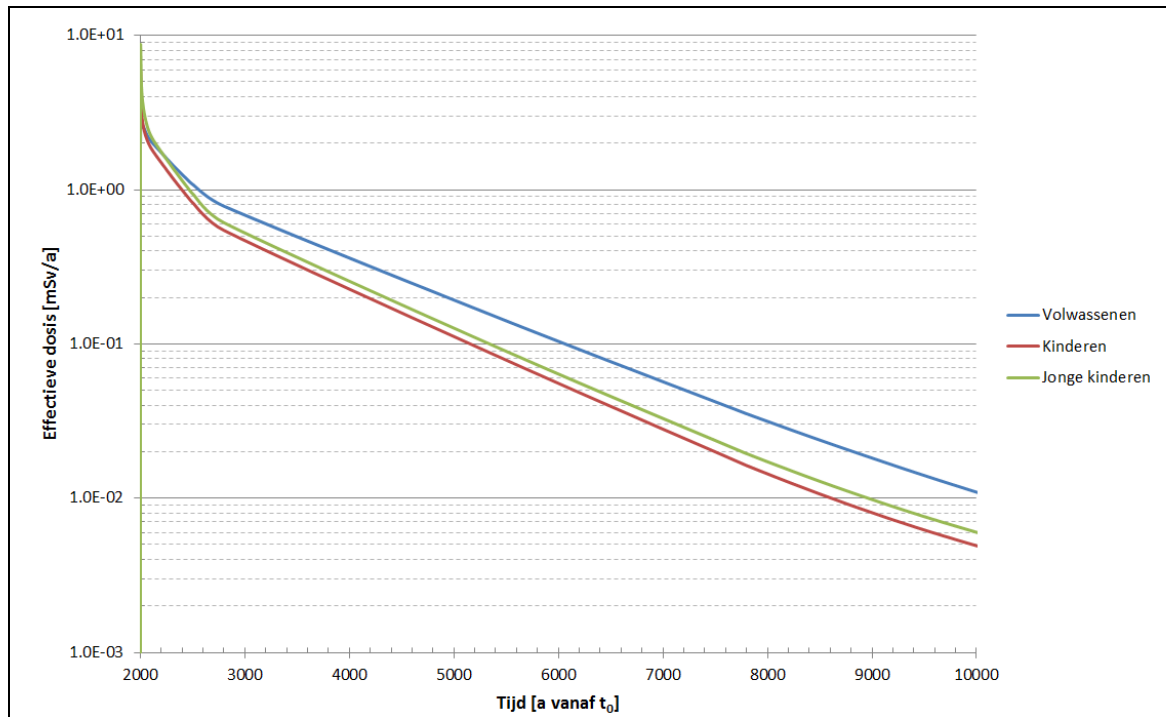
In Figuur 14-167 wordt een vergelijking gegeven van de piekimpacts voor de verschillende leeftijdsgroepen. Voor *kinderen* is de piekimpact (5,87 mSv/a) iets meer dan de helft hoger dan voor volwassenen; voor jonge kinderen is er meer dan een verdubbeling van de piekimpact tot 8,76 mSv/a.

Deze toename is een gevolg van het feit dat de piekimpact sterk bepaald wordt door mobiele radionucliden zoals ^{36}Cl en ^{129}I die, net als ^{59}Ni die ook een belangrijke bijdrage levert, een veel hogere radiotoxiciteit hebben voor (jonge) kinderen dan voor volwassenen. Bijgevolg zijn de BCFs voor (jonge) kinderen veel hoger zijn dan voor volwassenen (Tabel 14-45 in §14.4.7.4.1). Voor ^{36}Cl speelt bovendien het feit dat *jonge* kinderen verhoudingsgewijs veel dierlijke producten, in het bijzonder koemelk, consumeren, een niet te verwaarlozen rol.



Figuur 14-167: Piekimpact [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario voor verschillende leeftijdsgroepen (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor).

Voor de *residuele* impact zijn de verschillen tussen de leeftijdsgroepen minder uitgesproken (Figuur 14-168). Over tijdschalen van honderden tot duizenden jaren is de impact, sterk bepaald door isotopen van Pu en U, zelfs iets lager voor kinderen en jonge kinderen dan voor volwassenen (merk op dat Nb (externe bestraling) minder dominant is voor (jonge) kinderen, door de kortere blootstellingsduur). Voor kinderen is dat al het geval na 30 jaar (Figuur 14-167), voor jonge kinderen na ongeveer 250 jaar.



Figuur 14-168: Residuele impact [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario voor verschillende leeftijdsgroepen (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor).

Net als voor volwassenen is de eerste berekende piek ook voor kinderen en jonge kinderen fysisch onmogelijk. Wanneer de berekende impact van de eerste piek boven het impactniveau op 30 jaar geïntegreerd en uniform *uitgespreid* wordt over deze periode (zie §14.11.6.1.1.1), worden de impacts uit Tabel 14-88 verkregen, die van de orde van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a zijn:

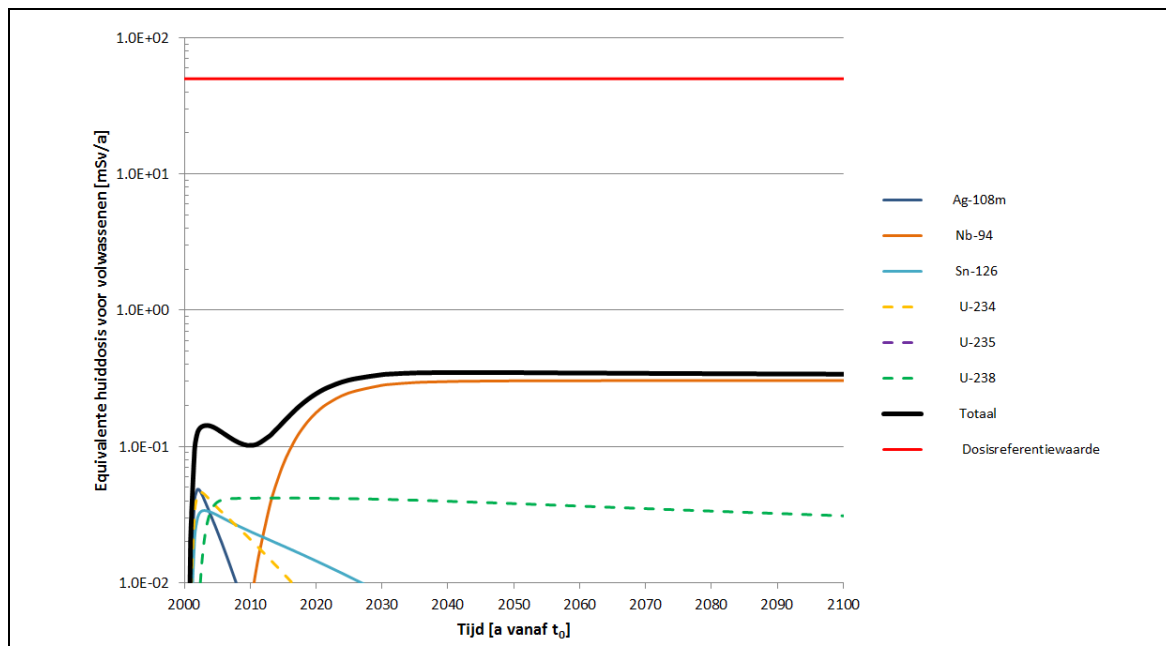
- gedurende de eerste decennia is de effectieve dosis ongeveer 20% hoger voor kinderen in vergelijking met volwassenen; en
- voor jonge kinderen bedraagt de verhoging ongeveer 70%.

Tabel 14-88: Effect van spreiding van de volgens het model uitgelogde radionucliden in de eerste piek voor verschillende leeftijdsgroepen onder het penaliserende grondwaterscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ a).

Leeftijdsgroep	Begintijdstip van residuele impact	Tijdsgеintegreerde dosis boven residuele impact tot begintijdstip residuele impact	Residuele impact op begintijdstip	Uniforme uitspreiding van eerste piek tot begintijdstip residuele impact + residuele impact op begintijdstip
Volwassenen	30 a	5,78 mSv	2,56 mSv/a	2,76 mSv/a
Kinderen	30 a	23,8 mSv	2,54 mSv/a	3,34 mSv/a
Jonge kinderen	30 a	39,8 mSv	3,38 mSv/a	4,70 mSv/a

14.11.6.1.2 Equivalente dosis voor de huid en de oog lens

De maximale *equivalente huiddosis* onder het penaliserende grondwaterscenario wordt enkele tientallen jaren na het optreden van penaliserende omstandigheden gevonden, bedraagt 0,35 mSv/a en is voor een groot deel (86,3%) toe te schrijven aan ^{94}Nb (Figuur 14-169). De equivalente huiddosis onder het penaliserende grondwaterscenario is dus te allen tijde meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente-huiddosislimiet van 50 mSv/a. Voor kinderen en jonge kinderen zal de equivalente huiddosis lager zijn dan voor volwassenen (zie §14.5.5.2).



Figuur 14-169: Equivalente huiddosis voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar; waterputreceptor). De equivalente-dosislimiet van 50 mSv/a wordt aangeduid door de horizontale rode lijn.

De maximale effectieve dosis en de maximale equivalente huiddosis onder het penaliserende grondwaterscenario vallen niet samen. De *som* van beide doses is het hoogst op het tijdstip van de effectieve-dosispiek (i.e. ongeveer 3 jaar na het optreden van penaliserende omstandigheden) en bedraagt dan 3,91 mSv/a.

Voor kinderen en jonge kinderen zou deze som hoger zijn (lagere equivalente huiddosis maar hogere effectieve dosis zoals beschreven in §14.11.6.1.1.2), maar zal, gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de oog lens*, net als voor volwassenen de equivalente-dosislimiet voor de oog lens van 15 mSv/a gerespecteerd worden.

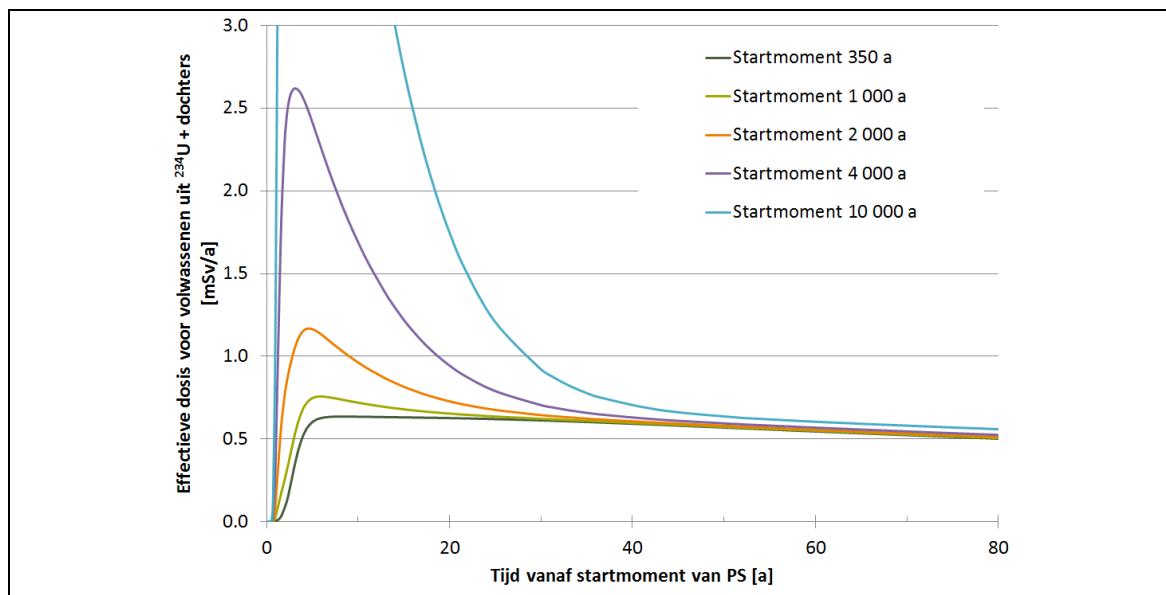
14.11.6.2 Gevoeligheidsanalyse: Variatie van het startmoment

De gevoeligheid van de maximale impact voor volwassenen in het jaar nadat zich penaliserende omstandigheden hebben ingesteld ten opzichte van het beschouwde startmoment kan beschouwd worden als een afwijking ten opzichte van de maximale impact bij een startmoment na 2 000 jaar (Tabel 14-89).

Tabel 14-89: Gevoeligheid van de effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario ten opzichte van het beschouwde startmoment.

Startmoment	Begintijdstip van residuele impact	Tijdsgeïntegreerde dosis boven residuele impact tot begintijdstip residuele impact	Residuele impact op begintijdstip	Uniforme uitspreiding van eerste piek tot begintijdstip residuele impact + residuele impact op begintijdstip	Afwijking [%] ten opzichte van startmoment na 2 000 a
$t_0 + 350$ a (einde fase III)	30 a	99,3 mSv	5,81 mSv/a	9,12 mSv/a	+ 231%
$t_0 + 1\ 000$ a (einde fase IV)	30 a	4,08 mSv	2,63 mSv/a	2,77 mSv/a	+ 1%
$t_0 + 2\ 000$ a (basisrekengeval – §14.11.6.1.1.1)	30 a	5,78 mSv	2,56 mSv/a	2,76 mSv/a	
$t_0 + 4\ 000$ a	40 a	25,5 mSv	2,35 mSv/a	2,99 mSv/a	+ 8%
$t_0 + 10\ 000$ a (einde van de evaluatieperiode – zie §14.2.2.2.4)	50 a	90,0 mSv	2,09 mSv/a	3,89 mSv/a	+ 41%

Hierbij wordt in eerste instantie de *residuele* impact enkele tientallen jaren na het startmoment beschouwd, gelet op de fysisch onmogelijk scherpe berekende eerste piek daarvoor (§14.11.6.1.1). Bij het evalueren van de impact wordt tevens rekening gehouden met een *spreiding* van de eerste piek over een meer realistische uitloogperiode (§14.11.6.1.1.1), specifiek rekening houdend met de ingroei van ^{226}Ra uit ^{234}U vóór het startmoment : waar het effect van de eerste onmogelijke piek van ^{226}Ra (§14.11.6.1.1) na 30 jaar quasi verdwenen is bij startmomenten na 2 000 jaar of minder, is dat effect pas later uitgewerkt voor de latere startmomenten van 4 000 en 10 000 jaar; respectievelijk na ongeveer 40 en 50 jaar (Figuur 14-170).



Figuur 14-170: Tijdsevolutie van de impact van ^{234}U en zijn vervalproducten onder het penaliserende grondwaterscenario voor verschillende startmomenten.

De uiteindelijke impact blijkt weinig gevoelig voor de keuze van *startmomenten tussen 1 000 en 4 000 jaar* te zijn, en ongeveer 3 mSv/a te bedragen (Tabel 14-89).

Voor het vroegere *startmoment na 350 jaar* is

- de residuele impact hoger dan onder het basisrekengeval omdat ^{63}Ni (halfwaardetijd 101 jaar) dan nog minder vervallen is (zie ook Tabel 14-90); en
- de oppervlakte van de piek boven de residuele impact ook hoger dan onder het basisrekengeval omdat zowel ^{63}Ni als ^{137}Cs (halfwaardetijd 30 jaar) minder vervallen zijn. Voor het vroegere startmoment op 350 jaar is de impact van de grootteorde van 10 mSv/a.

Voor het latere *startmoment na 10 000 jaar* is

- de residuele impact lager dan onder het basisrekengeval; maar
- de maximale impact bij spreiding van de eerste berekende piek hoger dan onder het basisrekengeval omdat de oppervlakte van deze piek boven de residuele impact groter is, door het hogere potentieel voor ingroei van ^{226}Ra over langere tijdschalen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat hoe verder in de tijd, hoe onrealistischer het wordt dat er geen enkele uitloping zou zijn vóór het startmoment, en dus hoe onrealistischer de penaliserende inschatting van de impact wordt. De impact voor een startmoment op 10 000 jaar is nog altijd van de grootteorde van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

Tabel 14-90 geeft de relatieve bijdragen van verschillende radionucliden tot de residuele impact. Hieruit kan afgeleid worden dat de toename van de impact door ingroei van dochters van ^{234}U , ^{235}U en ^{236}U bij een later startmoment, gecompenseerd door het radioactieve verval van ^{239}Pu en ^{240}Pu , waardoor de residuele impact voor de latere startmomenten na 4 000 en 10 000 jaar *lager* is dan voor het basisrekengeval met startmoment na 2 000 jaar.

Tabel 14-90: Relatieve bijdrage van moederradionucliden tot de effectieve dosis voor volwassenen onder het penaliserende grondwaterscenario voor verschillende startmomenten. Enkel bijdragen > 2% worden getoond. De residuele impact is bepaald op 30 jaar voor startmomenten na 350, 1 000 en 2 000 jaar, op 40 jaar voor het startmoment na 4 000 jaar en op 50 jaar voor het startmoment na 10 000 jaar.

Radionuclide	Relatieve bijdrage tot residuele impact voor startmoment na...				
	350 a	1 000 a	2 000 a (basisrekengeval)	4 000 a	10 000 a
^{94}Nb	4,33%	9,34%	9,27%	10,14%	9,32%
^{59}Ni	3,11%	6,82%	6,94%	4,71%	3,71%
^{63}Ni	53,51%	< 2%	< 2%	< 2%	< 2%
^{239}Pu	7,71%	16,70%	16,67%	17,25%	16,35%
^{240}Pu	7,89%	16,25%	15,03%	13,32%	7,96%
^{234}U	10,55%	23,65%	25,19%	26,27%	30,25%
^{235}U	< 2%	< 2%	< 2%	2,16%	3,67%
^{236}U	7,58%	16,73%	17,19%	17,92%	19,51%
^{238}U	3,03%	6,71%	6,91%	7,25%	8,04%

De algemene conclusie is dan ook dat de globale impact onder het penaliserende grondwaterscenario weinig gevoelig is aan de precieze keuze van het startmoment, behalve wanneer het startmoment reeds na 350 jaar genomen wordt, wat op zich geen relevant startmoment is in het licht van het tijdstip van overgang naar de penaliserende scenario's (grootteorde enkele duizenden jaren – zie §14.2.2.1).

14.11.7 Argumentatie van het omhullende karakter

Vooreerst dient opgemerkt te worden dat het penaliserende grondwaterscenario geen voorstelling is van verwachte of mogelijke evoluties na enkele duizenden jaren, maar als een rekentool moet gezien worden om een bovengrens aan de impact te kunnen stellen voor de mogelijke evoluties op de zeer lange termijn. Daartoe bevat met name het installatiemodel een aantal (zeer) conservatieve hypothesen, die in het achterhoofd dienen gehouden te worden bij de interpretatie van de impactcurves (§14.11.6).

In wat volgt wordt systematisch het niveau van conservatisme en het omhullende karakter van de verschillende hypothesen en gekozen parameterwaarden uit het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario geëvalueerd en gerechtvaardigd, zij het veelal op kwalitatieve wijze, waarbij de betreffende hypothese of parameterwaarde gesitueerd wordt in een range van (verwachte of niet verwachte) mogelijkheden (§14.11.7.1 – §14.11.7.9). Zoals gesteld in §14.3.4.1 is het over de betrokken tijdschalen immers niet mogelijk om het oppervlaktebergingssysteem en zijn mogelijke evolutie(s) eenduidig af te lijnen wegens de groeiende onzekerheid op de evolutie van het systeem en de toenemende heterogeniteit van de evolutie van het bergingssysteem.

Voor de geosfeer- en biosfeermodellering stoelt het omhullende karakter voornamelijk op elementen die ook voor het RS al konden worden ingeroepen (zie §14.5.8.2 en §14.5.8.3). Een overzicht wordt gegeven in §14.11.7.10.

14.11.7.1 Ogenblikkelijke en volledige degradatie op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden

Het *uitlogen* van minstens een gedeelte van de activiteit gedurende de periode vóór het instellen van penaliserende omstandigheden, zal de initiële radionuclidenconcentraties beschouwd onder het penaliserende grondwaterscenario reduceren. Omdat de hoeveelheid uitgeloopte radionucliden tot aan de start van het penaliserende grondwaterscenario moeilijk kwantificeerbaar¹⁶⁷ is, wordt de omhullende hypothese genomen dat er geen radionucliden uitgeloopt zijn voorafgaand aan het startmoment na enkele duizenden jaren (§14.11.2).

Bovendien wordt ondersteld dat het systeem vanaf het startmoment volledig *gedegradeerd* is (scheuren onmiddellijk aanwezig; waterflux onmiddellijk maximaal – §14.11.3.3.1 en §14.11.7.6), waardoor het advectieve radionuclidentransport onmiddellijk gemaximaliseerd wordt (snelle uitloging).

Aangezien er geen karakteristieken, processen of gebeurtenissen zijn die aanleiding kunnen geven tot het plotselinge en volledige vrijkomen van de radionucliden die nog in het systeem aanwezig zijn na enkele duizenden jaren, is het penaliserende grondwaterscenario in dit opzicht omhullend aan de verwachte en niet verwachte maar mogelijke evoluties van het systeem in termen van insluitingscapaciteit (§14.3.4.1).

¹⁶⁷ Ook de EES-installatiemodellen vormen een benadering van de verwachte evolutie (§14.4.3).

14.11.7.2 Ogenblikkelijke oplossing en verspreiding in homogene (calciet)matrix van alle radionucliden bij de start

Er wordt conservatief verondersteld dat bij de start van dit scenario de radionucliden *ogenblikkelijk uit het afval* vrijkomen (§14.11.7.2.1). Afhankelijk van de K_d van calciet zal een deel evenwel onmiddellijk weer aan sorptie onderhevig zijn in de gehomogeniseerde zone van calciet en afval (§14.11.7.2.2). Het vrijkomen van radionucliden uit deze zone wordt dan bepaald door gehomogeniseerde (hoge) diffusie (zie §14.11.7.9.3) en in mindere mate door advection (zie §14.11.7.7.2).

14.11.7.2.1 Afvalkarakteristieken en uitlogingsmechanismen

De aanname dat de radionucliden *ogenblikkelijk*¹⁶⁸ uit het afval vrijkomen bij de start van dit scenario geeft aanleiding tot een snelle en globale uitloging, die in de realiteit niet mogelijk is (§3.3.5.3.2 van [R14-78]). Inderdaad zal de oppervlaktebergingsinrichting te Dessel een breed scala aan verschillende afvaltypes bevatten, waaronder diverse afvaltypes die niet *ogenblikkelijk* zullen oplossen. Hierdoor is er een *spreiding* in uitlogingssnelheden: de hypothese van *ogenblikkelijke* uitloging uit het afval bij de start is (§14.3.1.2)

- verwacht voor divers vast afval en concentraten; en
- omhullend voor de andere afvaltypes.

Processen die zorgen voor een *snelle maar niet ogenblikkelijke* uitloging (minder dan enkele honderden jaren), zijn moeilijk te kwantificeren en daarom wordt over het algemeen de conservatieve aanpak van *ogenblikkelijke* uitloging gehanteerd (§3.3.5.3.2 van [R14-78]). In combinatie met de onderstelling van *ogenblikkelijke* en volledige degradatie (§14.11.7.1), leidt dit tot een overschatting van de piekflux, vooral voor de nucliden die weinig sorptie ondervinden op calciet (§14.11.7.2.2 en Tabel 14-85). De belangrijkste radionucliden in deze situatie zijn ¹²⁹I, ⁹³Mo, ⁹⁹Tc en ⁷⁹Se (Tabel 6-18 [HS-6]).

Processen die zorgen voor een *trage uitloging* (grootteorde duizend jaar) van radionucliden uit het afval zelf zijn onder andere functie van de dimensies van de stukken afval en dus niet eenduidig vast te leggen. Voor radionucliden die weinig sorptie ondervinden op calciet (§14.11.7.2.2 en Tabel 14-85) zou het beschouwen van een *trage uitloging* uit het afval een verlagend effect hebben op de piekflux. De belangrijkste radionucliden in deze situatie zijn ^{108m}Ag, ³⁶Cl en in mindere mate ⁵⁹Ni (Tabel 6-18 [HS-6]).

De beschikbare fenomenologische basis rond uitloging van assen, harsen, filters, en diverse types gecementeerd afval laat niet toe om een meer realistische uitloogperiode per radionuclide te kwantificeren.

14.11.7.2.2 Homogenisering

De monolieten in bronterm 2013 V2 bevatten voor 97% afval dat geconditioneerd is in een cementmatrix (§14.3.1.1). Het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario veronderstelt een *homogene* vermenging van radionucliden en calciet in een modeldomein dat in de werkelijkheid volgende onderdelen omvat:

- restanten van afval in zijn gecarbonateerde of deels uitgeloopte conditioneringsmatrix;

¹⁶⁸ met uitzondering van ⁴¹Ca, waarvoor een oplosbaarheidsgelimiteerd mechanisme wordt beschouwd in het licht van de mineralogie van de cementfasen (§14.11.3.2)

- restanten van gecarbonateerd of deels uitgeloozd beton (caisson & module) en mortel (vulmortel van de monoliet);
- restanten van opvulmateriaal uit de tussenruimten tussen de monolietstapels; en
- restanten van het conductieve sorberende opvulmateriaal van de inspectieruimten.

Door in het model de *inspectieruimten* niet expliciet te beschouwen maar hieraan ook homogene afval-calciet eigenschappen toe te kennen wordt de transportweg voor een deel van het afval ingekort.

Doorheen de gehomogeniseerde afval-calciet zone worden in het penaliserende grondwatermodel 2 vlakke, verticale *scheuren* per lopende meter beschouwd (§14.11.3.1; §14.11.7.4).

In het model wordt ogenblikkelijke uitloging uit het afval in combinatie met *minimale sorptiewaarden* op calciet toegepast, wat ervoor zorgt dat radionucliden even snel als of sneller dan verwacht in de scheuren terecht komen (zie Tabel 14-91). In realiteit zullen de meeste radionucliden dus meer gespreid in de tijd de scheuren bereiken, aangezien:

- radionucliden aanwezig kunnen zijn in verschillende types afval, en kunnen uitlogen via verschillende uitlogingsmechanismen (§14.11.7.2.1; zie ook Tabel 6-18 [HS-6]);
- het model de sorptiecapaciteit voor radionucliden onderschat (zie §14.11.7.8), aangezien
 - ▶ verondersteld wordt dat er enkel sorptie kan zijn op materiaal in *toestand IV* (calciet), terwijl men op basis van de verwachte carbonatatiesnelheden kan aannemen dat er nog steeds een grote hoeveelheid cementgebonden materiaal in stadium I (CEM I-gebaseerde materialen) dan wel II en III (CEM III-gebaseerde materialen) zal zijn, waarvoor de sorptiewaarden veelal hoger zijn dan voor stadium IV (Tabel 14-15; zie ook §14.11.7.8); en
 - ▶ het model de minimale K_d -waarden beschouwt (Tabel 14-85).

Tabel 14-91: Mogelijke fenomenologie versus modelhypothese van het penaliserende grondwaterscenario en het effect ervan op het transport van radionucliden met een belangrijke restradiotoxiciteit die als kritiek worden aangemerkt onder het penaliserende grondwaterscenario (§14.16.2.3.1).

Nuclide	Mogelijke fenomenologie	Modelhypothese en effect ervan
^{108m}Ag	<ul style="list-style-type: none"> ▪ grotendeels (95,1%) trage uitloging uit het afval ▪ weinig tot geen sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ogenblikkelijk vrijkomen ▪ homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal ▪ $K_{d,Ag} = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet ▪ scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
^{243}Am	<ul style="list-style-type: none"> ▪ grotendeels (89,3%) ogenblikkelijke uitloging uit afval ▪ sterke sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ogenblikkelijk vrijkomen ▪ homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal ▪ $K_{d,Am} = 3 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet ▪ scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en slechts klein gedeelte van radionucliden (homogene verspreiding) benut conductief sorberend materiaal</p>

Nuclide	Mogelijke fenomenologie	Modelhypothesen en effect ervan
¹⁴ C	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (55%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (33,3%) en deels traag uitlogen (11,7%) matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,C} = 0,1 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: minder trage uitloging naar scheuren en slechts klein gedeelte van radionucliden (homogene verspreiding) benut conductief sorberend materiaal</p>
³⁶ Cl	<ul style="list-style-type: none"> grotendeels (87,0%) trage uitloging uit het afval geen (calciet) tot weinig sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Cl} = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
¹³⁵ Cs	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (45,4%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (54,3%) uitlogen weinig sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Cs} = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
¹²⁹ I	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (39,7%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (60,3%) uitlogen weinig sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,I} = 0 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
⁹³ Mo	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (25,6%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (65,6%) en deels traag uitlogen (8,8%) weinig sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Mo} = 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
⁹⁴ Nb	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (36,2%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (61,5%) uitlogen matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Nb} = 0,05 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: minder trage uitloging naar scheuren en slechts klein gedeelte van radionucliden (homogene verspreiding) benut conductief sorberend materiaal</p>

Nuclide	Mogelijke fenomenologie	Modelhypothesen en effect ervan
⁵⁹ Ni	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (57,5%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (14,7%) en deels traag uitlogen (27,9%) weinig (calciet) tot matige sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : deels snelle, deels trage uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Ni} = 5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
²³⁹ Pu	<ul style="list-style-type: none"> grotendeels (80,6%) ogenblikkelijke uitloging uit afval matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Pu} = 0,03 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : minder trage uitloging naar scheuren en slechts klein gedeelte van radionucliden (homogene verspreiding) benut conductief sorberend materiaal</p>
²⁴⁰ Pu	<ul style="list-style-type: none"> grotendeels (82,8%) ogenblikkelijke uitloging uit afval matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Pu} = 0,03 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : minder trage uitloging naar scheuren en slechts klein gedeelte van radionucliden (homogene verspreiding) benut conductief sorberend materiaal</p>
⁷⁹ Se	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (44,3%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (43,0%) en deels traag uitlogen (12,7%) weinig sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : relatief snelle uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Se} = 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
¹²⁶ Sn	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (21,0%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (78,8%) uitlogen weinig (calciet, vulmortel in toestand III) tot sterke sorptie (toestand I, II) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : relatief trage uitloging naar scheuren en enige vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Sn} = 3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
⁹⁹ Tc	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (35,0%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (63,4%) uitlogen weinig sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u> : relatief snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Tc} = 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u> : snelle uitloging naar scheuren en geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>

Nuclide	Mogelijke fenomenologie	Modelhypothesen en effect ervan
²³⁴ U	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (53,3%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (46,6%) uitlogen matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,U} = 0,005 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
²³⁵ U	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (54,8%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (45,1%) uitlogen matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,U} = 0,005 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
²³⁶ U	<ul style="list-style-type: none"> grotendeels (93,4%) ogenblikkelijke uitloging uit afval matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,U} = 0,005 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
²³⁸ U	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (61,9%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (37,6%) uitlogen matig (calciet) tot sterke sorptie (toestand I, II, III) op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: trage uitloging naar scheuren en vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,U} = 0,005 \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: relatief snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>
⁹³ Zr	<ul style="list-style-type: none"> gespreid vrijkomen uit het afval door aanwezigheid in verschillende types afval die deels ogenblikkelijk (41,2%), deels snel maar niet ogenblikkelijk (58,6%) uitlogen weinig (calciet), matige (toestand I,II) tot sterke (vulmortel in toestand III) sorptie op restanten van cementmatrix van beton, mortel en conductief sorberend materiaal in inspectieruimte <p><u>Gevolg</u>: relatief trage uitloging naar scheuren en weinig vertraging door conductief sorberend materiaal</p>	<ul style="list-style-type: none"> ogenblikkelijk vrijkomen homogene verspreiding over restanten beton, mortel en conductief sorberend materiaal $K_{d,Zr} = 3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ op calciet scheuren leiden tot bypass van conductief sorberend materiaal <p><u>Gevolg</u>: snelle uitloging naar scheuren en vrijwel geen vertraging door conductief sorberend materiaal</p>

Radionucliden die in de scheuren terechtkomen zullen in het model *advectief* migreren tot op de restanten van de ophoging. Het gekozen scheurpatroon in het model vertegenwoordigt de *kortste bypass* voor waterstroming en radionuclidentransport alsook een korte laterale diffusielengte vanuit de gehomogeniseerde zone naar de scheur, met een groot contactoppervlak (zie §14.11.7.4). Voor radionucliden die snel uitlogen en die gesorbeerd worden op calciet (zoals ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu en ²³⁶U) vormen deze scheuren, van zodra de radionucliden erin terecht gekomen zijn, in het model een volledige bypass van de chemische retentiecapaciteit in de calcietmatrix. Scheuren kunnen in werkelijkheid ook een bypass

vormen van een bepaalde sorptiecapaciteit in de restanten van beton en mortel, te meer omdat de waterstroming in het systeem geconcentreerd wordt in periodes van neerslag. Een volledige advectieve bypass door de scheuren wordt in realiteit echter *onmogelijk* geacht, aangezien

- het sorberende opvulmateriaal van de inspectieruimten dermate conductief is dat er geen bypass van calciet kan zijn als gevolg van scheuren; en
- de scheuren in werkelijkheid niet volledig verticaal zullen zijn, waardoor er plaatsen zullen zijn met lagere stroomsnelheden en een langer contact tussen insijpelend water en calciet (of cementfasen), hetgeen sorptie zou toelaten. Hierdoor zullen de radionucliden die het bergingssysteem verlaten gespreid worden in de tijd.

Ook de mate waarin de matrix scheuren zal vertonen speelt een rol (zie ook §14.11.7.4):

- in het geval *zonder scheuren* is er ook geen advectieve bypass en gedraagt het systeem zich als een (conductief) sorberend poreus medium (matrix);
- in een *weinig gescheurd* systeem is slechts een klein deel van de aanwezige inventaris betrokken bij een mogelijke bypass. Er is dus een spreiding in de tijd door de variabele migratieafstand tot aan de scheur;
- in een *sterk gescheurd* systeem verkleint de afstand waarover radionucliden migreren alvorens in scheuren terecht te komen. Aangezien eerder een verbrokkeling van de matrix verwacht wordt dan parallelle verticale scheuren, kan men aannemen dat het systeemgedrag in extremis zal evolueren naar dat van een conductief sorberend poreus medium, waarbij dispersie zal leiden tot het benutten van een bepaalde sorptiecapaciteit.

Voor radionucliden die onmiddellijk vrijkomen uit het afval is een volledige bypass van de calcietmatrix door verticale scheuren onmogelijk. De modelimplementatie met toepassing van ogenblikkelijke uitloging uit het afval in combinatie met minimale K_d -waarden in de gehomogeniseerde zone en verticale doorgaande scheuren draagt dan ook bij tot het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.7.3 Activiteitsverdeling

In het basisrekengeval wordt een *homogene* verdeling van de activiteit beschouwd in de gehomogeniseerde zone van calciet en afval (§14.11.3.1 en §14.11.3.2). Door de aanwezigheid van scheuren (Figuur 14-163) zal het merendeel van het infiltrerende/percolerende water door deze scheuren stromen (zie ook §14.11.7.7.2); terwijl de in het systeem aanwezige activiteit diffundeert in de richting van de scheuren. Na snel (advectief) transport doorheen de scheuren, komt de flux onderaan de gehomogeniseerde zone (zie §4.1 uit [OD-275] en §14.11.7.4).

Bijgevolg kan men verwachten dat wanneer de activiteit zich vooral in de *bovenste delen* van de laag gecontamineerd materiaal zou concentreren, de piek iets meer gespreid zou worden en voor goed gesorbeerde radionucliden ook enigszins vertraagd; een omgekeerd effect kan men verwachten wanneer de activiteit zich vooral in de *onderste delen* van de laag gecontamineerd materiaal zou bevinden.

Gegeven het onrealistische karakter en de resulterende uitsmering van de berekende piekfluxen voor weinig tot niet gesorbeerde radionucliden (§14.11.6.1.1) wordt geen significant effect verwacht op de globale impact onder het penaliserende grondscenario.

In de *gevoeligheidsanalyse* wordt een rekengeval beschouwd waarbij de activiteit initieel homogeen verdeeld wordt over een gehomogeniseerde zone van afval, calciëet en ophoging (geval 4 uit Tabel 14-87). Ook in dit geval zal er, gegeven het onrealistische karakter en de resulterende uitsmering van de berekende piekfluxen voor weinig tot niet gesorbeerde radionucliden (§14.11.6.1.1), geen significant effect zijn op de globale impact.

De hypothese van een homogene verdeling van de activiteit in de gehomogeniseerde zone van calciëet en afval doet dan ook niet af aan het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.7.4 Scheurpatroon (configuratie en dichtheid)

Over tijdschalen van enkele duizenden jaren wordt de evolutie van het bergingssysteem gekenmerkt door heterogeniteit en variabiliteit, mede veroorzaakt door *variabiliteit* van de oriëntatie, configuratie en opening van doorgaande en niet-doorgaande *scheuren* die zich mettertijd ontwikkelen ten gevolge van blootstelling aan atmosferische omstandigheden en daaruit resulterende degradaties door carbonatatie en vries-dooi cycli en andere niet-verwachte maar mogelijke gebeurtenissen en processen. Doorgaande scheuren, die niet gesatureerd zijn (§14.11.7.5), vormen *preferentiële routes* voor waterstroming en radionuclidentransport en vormen een bypass van de chemische retentiecapaciteit van de brokstukken van het bergingssysteem.

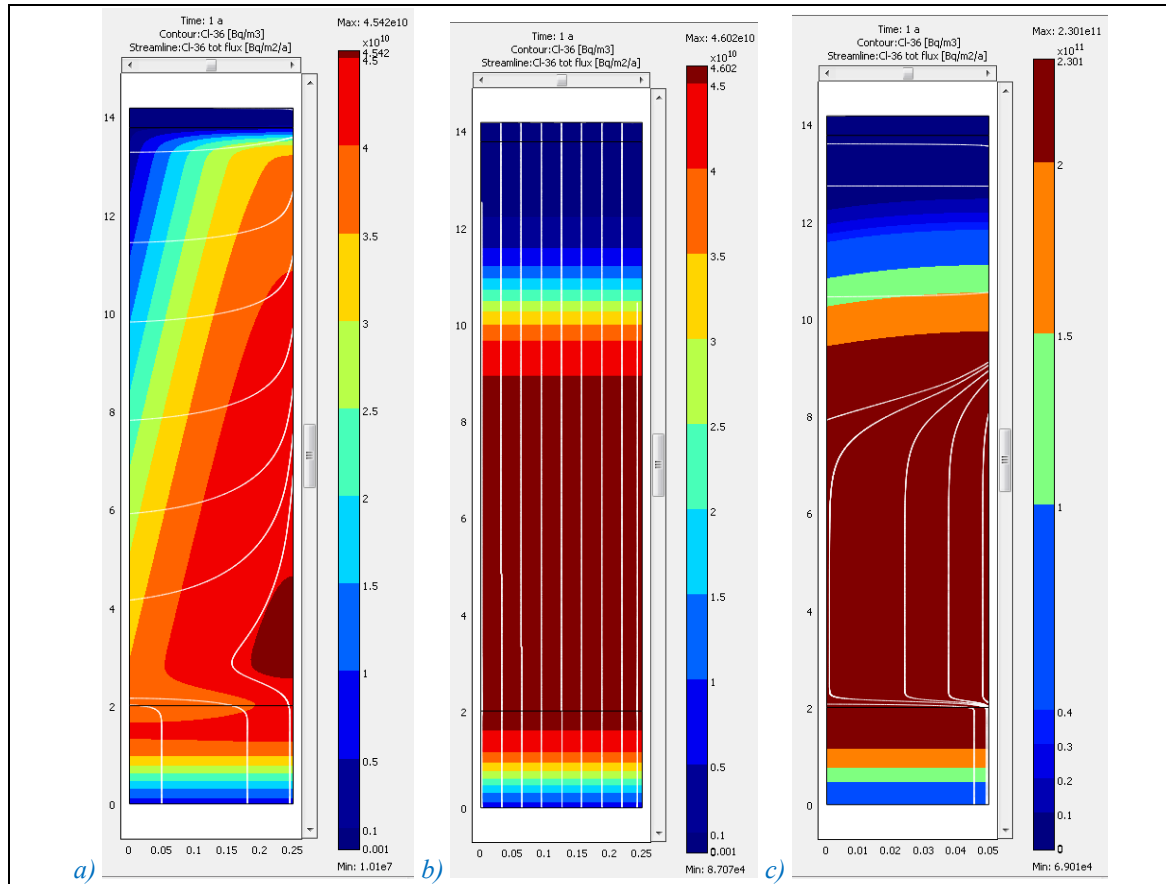
De *onzekerheden* zijn te groot om onderbouwde scheurnetwerken naar voren te schuiven. Het basisrekengeval beschouwt een periodische configuratie van verticale doorgaande scheuren doorheen de gehomogeniseerde zone van afval en calciëet, met een periodiciteit van *2 scheuren per lopende meter* (§14.11.3.1). Deze configuratie wordt naar voren geschoven omdat een verticale scheur de kortste bypass voor waterstroming en radionuclidentransport vertegenwoordigt, alsook een korte laterale diffusielengte vanuit de gehomogeniseerde zone naar de scheur met een groot contactoppervlak. Hierdoor heerst een sterke concentratiegradiënt, waardoor *hoge diffusieve fluxen* naar de scheuren optreden.

Hoewel het onmogelijk is om het gemodelleerde systeemgedrag te vergelijken met verwachte of zelfs aannemelijke scheurconfiguraties, leiden deze onderstellingen waarschijnlijk tot een *voorzichtige (hoge) piekflux* in vergelijking met andere geometrieën van scheurnetwerken [R14-104]. De magnitude van de berekende piekfluxen in [R14-104] wordt echter weinig beïnvloed door de precieze scheurconfiguratie.

Als *scheuropening* wordt 1 mm beschouwd. Uit [R14-104] blijkt dat de invloed van de grootte van de scheuropening op (de magnitude van) de piekfluxen eveneens gering is (convergentie met toenemende scheuropening). Dit is een gevolg van het feit dat de hydraulische geleidbaarheid van de scheur vele grootteordes hoger is dan die van de matrix, waardoor de scheur het merendeel van de waterstroming zal accommoderen (zie §14.11.7.2).

De gekozen configuratie met periodische verticale doorgaande scheuren, die conceptueel eenvoudig te implementeren is, draagt bij tot het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

Met betrekking tot de *periodiciteit* van de verticale doorgaande scheuren werden bij wijze van gevoeligheidsstudie twee alternatieven beschouwd naast het basisrekengeval: in de gevallen 3 en 8 uit Tabel 14-87 werden respectievelijk geen scheuren en 10 scheuren per lopende meter ondersteld. Figuur 14-171 toont de *concentratiecontouren* bij verschillende de scheurdichtheden na 1 jaar voor ³⁶Cl, waarvoor geen sorptie ondersteld wordt (Tabel 14-85).



Figuur 14-171 – Concentratiecontouren & stroomlijnen voor ^{36}Cl na 1 jaar onder het rekengeval a) met 2 scheuren per lopende meter (basisrekengeval), b) zonder scheuren, c) met 10 scheuren per lopende meter.

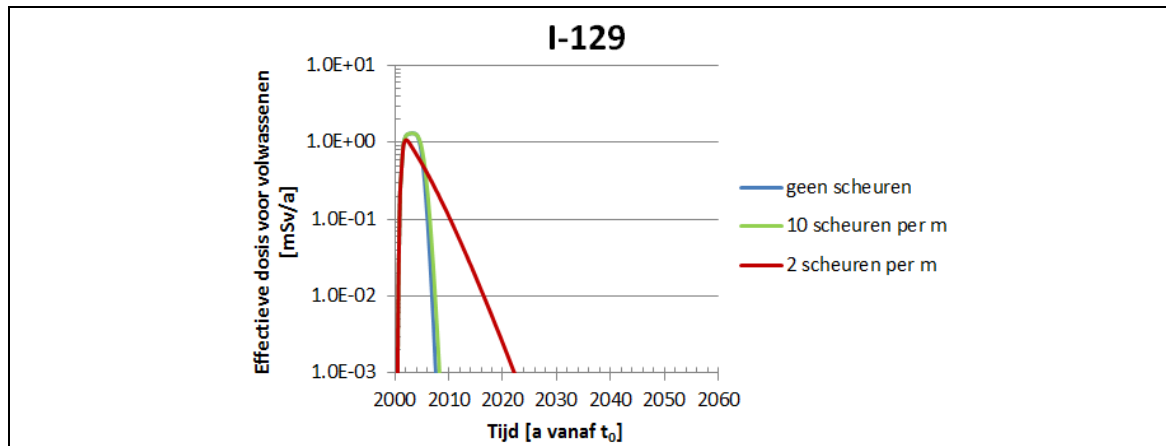
In het geval van 2 scheuren per lopende meter (deel a) van Figuur 14-171) is er laterale diffusie vanuit de residuele gehomogeniseerde zone naar de scheuren (i.e. sterkere laterale dan longitudinale (verticale) gradiënt). Het radionuclidentransport verloopt dan hoofdzakelijk langs de scheuren. Vlak voor de residuele ophoging wordt bereikt, migreert een deel van de radionuclidenflux terug naar de gehomogeniseerde zone; de rest komt in de ophoging terecht. Het transport doorheen de ophoging is verticaal neerwaarts. Hieruit blijkt dat scheuren een bypass kunnen vormen voor radionucliden die wél onderhevig zijn aan sorptie op het gehomogeniseerde materiaal.

In het rekengeval zonder scheuren (deel b) van Figuur 14-171) heerst overal in het systeem een verticale concentratiegradiënt. Het concentratiegradiënt-profiel voor het geval met 10 scheuren per lopende meter (deel c) van Figuur 14-171) vertoont vrij veel gelijkheid met dat in het geval zonder scheuren.

Het extreme geval *zonder scheuren* kan dan ook beschouwd worden als een poreus medium (matrix) met een oneindig aantal kleinere scheuren (of geconnecteerde poriën) die alle ageren als een bypass voor stroming en transport in de mate dat de stroming en het transport quasi homogeen verlopen [R14-104].

De afwezigheid van scheuren versnelt het radionuclidentransport in de *matrix*, waar de volledige waterflux doorheen wordt gestuwd. De waterstroming doorheen de residuele gehomogeniseerde zone is bijgevolg hoger, waardoor de uitloging minder gespreid wordt in de tijd: dit leidt voor *weinig*

gesorbeerde radionucliden tot iets hogere en scherpere pieken (Figuur 14-172). In het geval met 10 scheuren per lopende meter gaat de waterstroming voornamelijk door de scheuren, maar de afstand waarover radionucliden migreren alvorens in de scheuren terecht te komen, is sterk gereduceerd, waardoor ook in dit geval een hogere en scherpere piek wordt geobserveerd (Figuur 14-172). Het effect blijft echter beperkt tot ~ 20%.

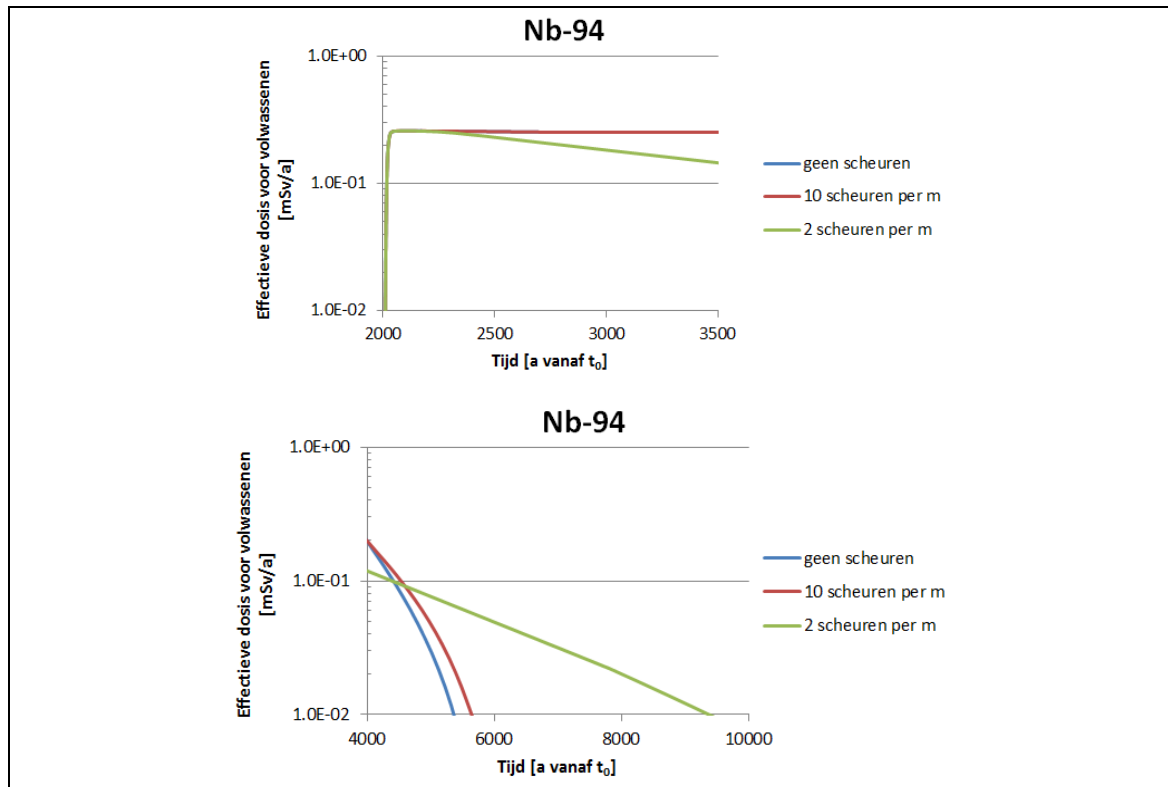


Figuur 14-172: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] van ¹²⁹I onder het penaliserende grondwaterscenario bij verschillende scheurdichtheden.

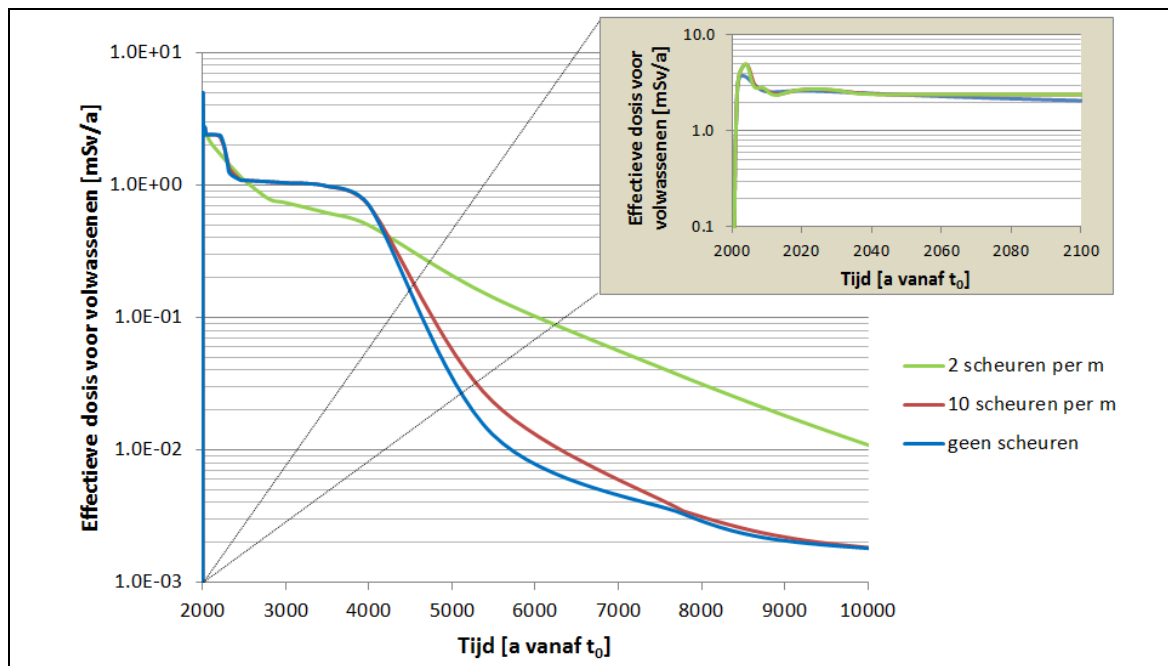
Voor *beter gesorbeerde radionucliden* is er echter nauwelijks een verschil in piekimpact voor de verschillende scheurdichtheden en het geval zonder scheuren – dit wordt geïllustreerd in de bovenste helft van Figuur 14-173 voor ⁹⁴Nb. Wel blijft in de gevallen zonder scheuren en met 10 scheuren per lopende meter de impact langer op een zelfde niveau, waarna hij abrupt afneemt zodra de activiteit uit het systeem is verdwenen (onderste helft van Figuur 14-173). In het geval met 2 scheuren per lopende meter gebeurt deze afname geleidelijker. De verklaring hiervoor is dat in het geval zonder scheuren de flux wordt aangestuurd door advectief transport met sorptie in de matrix. In de gevallen mét scheuren is dit door advectief transport in de scheuren, terwijl het transport in de matrix overwegend diffusief verloopt (zie ook §14.11.7.7.2). De diffusieafstand tot een scheur is echter veel korter in het geval van 10 scheuren per lopende meter. De meer geleidelijke afname van de flux in het geval met 2 scheuren per lopende meter (die overigens ook zichtbaar is voor weinig gesorbeerde radionucliden, zie Figuur 14-172) reflecteert de geleidelijke latere diffusie tot de scheur van radionucliden die zich verder van de scheuren bevinden.

Voor de volledigheid worden de globale impactcurves voor de drie beschouwde rekengevallen vergeleken in Figuur 14-174. De residuele impact na enkele tientallen jaren is gelijkaardig.

Gelet op het beperkte effect op de piek van niet of weinig gesorbeerde radionucliden bij een verschillende periodiciteit voor de verticale doorgaande scheuren en de zeer gelijkaardige impacts voor beter gesorbeerde radionucliden, kunnen we dan ook concluderen dat de hypothese van een periodiciteit van 2 verticale doorgaande scheuren per lopende meter niet afdoet aan het globaal omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.



Figuur 14-173: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] van ⁹⁴Nb onder het penaliserende grondwaterscenario bij verschillende scheurdichtheden.



Figuur 14-174: Vergelijking van de berekende globale impact [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario bij verschillende scheurdichtheden.

14.11.7.5 Saturatiegraad

De evenwichtstoestand van de saturatiegraad van *beton met een netwerk van doorgaande scheuren* is dat een niet-uitgeloogde betonmatrix quasi volledig gesatureerd zal zijn; terwijl een uitgeloogde betonmatrix in een latere fase minder suctie zou vertonen en allicht niet meer volledig gesatureerd zijn. Doorgaande scheurconfiguraties met gemiddelde openingen van meer dan 100 µm zullen in grote mate ongesatureerd zijn (§14.3.2.6.1.1).

In de *zandcementophoging* stemt de evenwichtstoestand (Figuur 14-12 in §14.3.2.1.1) overeen met een saturatiegraad van 35%. Zodra het systeem gedegrademd is zou men een iets hogere waarde kunnen verwachten (hogere waterstroming dan bij fysisch intacte modules). De saturatiegraad van de ophoging komt in het model voornamelijk tussen bij de bepaling van de poriëndiffusiecoëfficiënt, welke geen belangrijke rol speelt in een advectief transportregime.

In het penaliserende grondwaterscenario wordt conform hiermee ondersteld dat de scheuren en de residuele ophoging niet gesatureerd zijn, terwijl de matrix (gehomogeniseerde zone van calciet en afval) gesatureerd blijft.

Lokale afwijkingen van dit regime in de matrix zouden voornamelijk leiden tot een verlaging van de poriëndiffusiecoëfficiënt en dus een vertraging van het transport in de richting van de scheuren. Het beschouwen van een *hoge poriëndiffusiecoëfficiënt* in de gehomogeniseerde zone is omhullend (§14.11.7.9.3). De advectieve transportcomponent in de matrix (zie §14.11.7.7.2) is zeer beperkt en de matrix zal zich ook nooit in een sterk ongesatureerde toestand bevinden, waardoor het effect op de poriënwatersnelheid in de matrix klein en van ondergeschikt belang zal zijn in termen van de fluxen uit het systeem.

De hypothesen met betrekking tot de saturatiegraad dragen dan ook bij tot het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.7.6 Waterflux

Over tijdschalen van enkele duizenden jaren is de aarden afdekking onderhevig aan erosie, perturbatie door flora en fauna en eventuele lokale afschuivingen van resterende gedeeltes door aardbevingen. Een volledige blootlegging van de (restanten van de) cementgebonden barrières blijft echter zeer onwaarschijnlijk. Ook op de restanten van de aarden afdekking zal zich enige vegetatie ontwikkelen, al zou de evapotranspiratie wel beperkt worden.

De (lokale) aantasting van de aarden afdekking leidt tot (lokale) blootstelling van de ondoorlatende topplaat en modulewanden aan atmosferische omstandigheden (carbonatatie en vries-dooi cycli). Ten gevolge hiervan kunnen deze na verloop van tijd doorgaande scheuren vertonen, waardoor waterinsijpeling tot binnen de modules niet meer voorkomen wordt.

Zoals gesteld in §14.11.3.3.1 wordt een *constante waterinsijpeling* van 480 mm/a ($1,52 \times 10^{-8}$ m/s) beschouwd. Het feit dat de waterinsijpeling onmiddellijk maximaal is, stemt overeen met een ogenblikkelijke en volledige degradatie van het systeem vanaf het ogenblik dat penaliserende omstandigheden optreden (§14.11.7.1).

Een waterinsijpeling van 480 mm/a stemt overeen met de langjarig gemiddelde drainage doorheen de restanten van de aarden afdekking bij een schrale vegetatie (heide) onder het hoge CCI-HYDR

klimaatscenario, dat een Cs-klimaat vertegenwoordigt (§14.3.6.1.9). De keuze voor het hoge CCI-HYDR klimaatscenario leidt tot een *omhullende schatting* van de impact ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden. De waarde van 480 mm/a is bovendien omhullend in termen van lokale erosie en aanwezigheid van schrale begroeiing waarvoor de evapotranspiratie lager is. Een constante hoge waterinsijpeling en dus waterstroming is omhullend voor de advectieve fluxen uit het systeem.

14.11.7.7 **Hydraulische geleidbaarheden en verhouding van de waterstroming doorheen scheuren en matrix**

De hydraulische geleidbaarheid van de verschillende componenten is bepalend voor de *waterstroming*, die op haar beurt het radionuclidentransport in het systeem beïnvloedt.

14.11.7.7.1 **Hydraulische geleidbaarheden**

De waarde van de hydraulische geleidbaarheid is sterk afhankelijk van de aard, de degradatietoestand en de saturatiegraad van de beschouwde materialen en kenmerken (zoals scheuren).

- Hoewel het concept van ‘effectieve hydraulische geleidbaarheid’ toepasbaar is op een diffuus net van scheuren, is dit niet het geval voor doorgaande scheuren of defecten (§5.3.1.3.1 [HS-5]). Daarom werden de betonmatrix en de scheuren *apart* beschouwd in het model, zodat mogelijke bypasses van betononderdelen door scheuren expliciet gemodelleerd worden (§14.11.3.1; §14.11.7.4). De hydraulische geleidbaarheid van scheuren met een opening van de orde van meerdere honderden μm is typisch meerdere grootteordes hoger dan die van een poreuze matrix. Het effect van scheuren op de waterstroming en radionuclidentransport is afhankelijk van de transmissiviteitsverhouding tussen scheur en matrix [R14-104].
- In het penaliserende grondwaterscenario wordt ondersteld dat de scheuren en de residuele ophoging niet gesatureerd zijn, terwijl de matrix (gehomogeniseerde zone van calcië en afval) gesatureerd blijft (§14.11.7.5). Er is dus nood aan een model waarin *ongesatureerde stroming* wordt beschouwd om de evenwichtssaturatietoestand van het systeem te bepalen.

Hoewel voor de stukken gecarbonateerde (of uitgeloopte) betonmatrices die deel uit maken van de gehomogeniseerde zone een lage hydraulische geleidbaarheid wordt verwacht (§5.3.1.3.1 [HS-5]), wordt in bepaalde afvalvormen – met name homogeen gecementeerd afval – gebruik gemaakt van conductieve conditioneringsmatrices waardoor advectief transport in de afvalvorm wordt verwacht. Daarom wordt onder het basisrekengeval een (gesatureerde) hydraulische geleidbaarheid van de *matrix* ondersteld die in theorie hoog genoeg is om de inkomende flux door te laten, i.e. $1,52 \times 10^{-8}$ m/s (Tabel 14-86).

De verhouding tussen de geleidbaarheden van de scheur en de matrix bij evenwicht werd vastgelegd op basis van een ondersteunende berekening (Appendix C van [OD-275]). Hierin is de hydraulische geleidbaarheid functie van de saturatiegraad en de veronderstelde materiaaleigenschappen, waarbij voor de matrix waarden voor zand-grind werden verondersteld. De niet-gesatureerde hydraulische eigenschappen werden beschreven door het van Genuchten-model. Voor het basisrekengeval is de berekende verhouding 16 820, zodanig dat de (gesatureerde) hydraulische geleidbaarheid van de *scheur* op $2,56 \times 10^{-4}$ m/s werd vastgelegd (Tabel 14-86).

14.11.7.7.2 Waterstroming en radionuclidentransport

Het stromingsveld wordt bepaald door de *scheurconfiguratie*: de stroming en het ermee verbonden advectieve radionuclidentransport verloopt preferentieel langs de scheuren, gelet op hun hogere geleidbaarheid. Uit de evenwichtstoestand kan tevens de waterstroming doorheen de matrix afgeleid worden (Tabel 16 in [OD-275]), i.e. $4,4 \times 10^{-10}$ m/s. Dit vertegenwoordigt een aandeel van ~3% ten opzichte van de insijpelende waterflux ($1,52 \times 10^{-8}$ m/s); de overige 97% van de insijpelende waterflux stroomt doorheen scheuren die in direct contact staan met de gehomogeniseerde zone met de restanten van het afval. Het radionuclidentransport in de gehomogeniseerde zone heeft dan ook een beperkte¹⁶⁹ advectieve component.

De effecten van waterstroming en scheuren werden ook bestudeerd in de gevoeligheidsanalyse, waarbij een geval werd beschouwd waarin de waterstroming dominant door de *matrix* gaat (geval 2 uit Tabel 14-87, waarbij de waterstroming doorheen de matrix $1,1 \times 10^{-8}$ m/s bedraagt of ~72% van de insijpelende waterflux). Figuur 14-175 toont de concentratiegradiënten na 1 jaar voor ³⁶Cl:

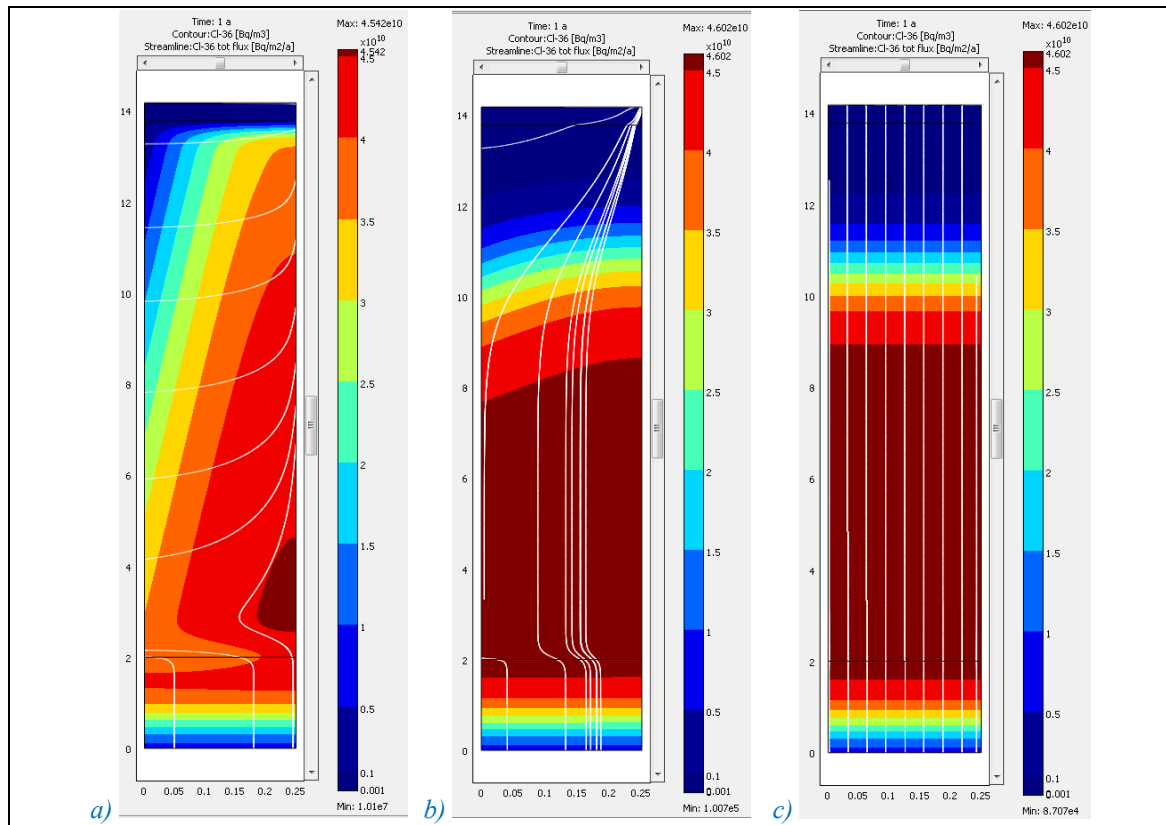
- in het geval met een *hoge geleidbaarheidsverhouding* (basisrekengeval, deel a) van Figuur 14-175) wordt de uitloging van radionucliden aangestuurd door laterale diffusie vanuit de gehomogeniseerde zone naar de scheuren en verloopt het advectieve radionuclidentransport hoofdzakelijk langs de scheuren;
- bij een *lage geleidbaarheidsverhouding* (gevoeligheidsanalyse; deel b) van Figuur 14-175) heerst in het systeem een overwegend verticale concentratiegradiënt, wat wijst op advectief radionuclidentransport in de matrix. Het concentratiegradiëntprofiel vertoont in dit geval een sterke gelijkenis met dat in het geval zonder scheuren (deel c) van Figuur 14-175 – zie ook §14.11.7.4).

De berekende residuele impact over enkele tientallen jaren is gelijkaardig aan die onder het basisrekengeval (Figuur 14-176). Net als in het geval zonder scheuren (Figuur 14-174 in §14.11.7.4) wordt de impactcurve bij dominante waterstroming doorheen de matrix gekarakteriseerd door meer uitgesproken ‘plateaus’, i.e. tijdvakken gedurende dewelke de impact nagenoeg gelijk blijft, wat een typisch kenmerk is van advectiegedomineerd radionuclidentransport in een poreus medium. Het advectiegedomineerde transport in de matrix verloopt iets sneller dan het diffusiegedomineerde transport naar de scheuren in het basisrekengeval, waardoor de piek voor weinig gesorbeerde radionucliden nog iets scherper en hoger is (inzet van Figuur 14-176).

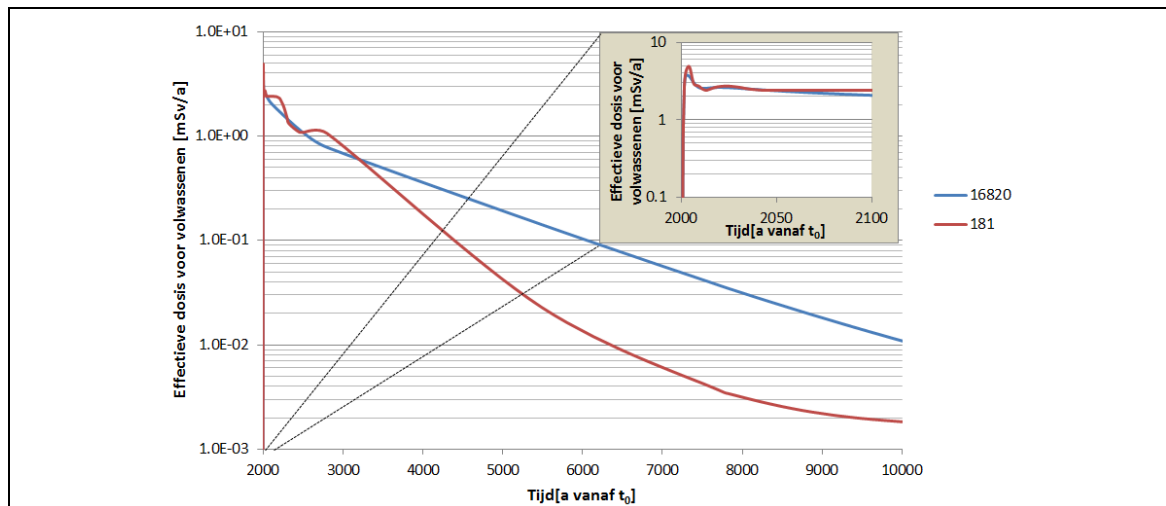
Aangezien het radionuclidentransport ook in het basisrekengeval diffusiegecontroleerd verloopt in de richting van de scheuren (met slechts een beperkte advectieve component), wordt geen significant effect verwacht indien een lagere matrixgeleidbaarheid of *hogere geleidbaarheidsverhouding* zou worden opgelegd.

Gelet op het eerder beperkte effect op de berekende (onrealistische, zie §14.11.6.1.1) piek van niet of weinig gesorbeerde radionucliden, en de zeer gelijkaardige impacts voor beter gesorbeerde radionucliden, kunnen we dan ook concluderen dat de gekozen hydraulische geleidbaarheidswaarden en de daarmee gerelateerde waterstromingsverhouding niet afdoen aan het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

¹⁶⁹ De stromingssnelheid is laag in vergelijking met de diffusiecoëfficiënt van 4×10^{-10} m²/s (Tabel 14-86).



Figuur 14-175: Concentratiecontouren en stroomlijnen voor ^{36}Cl na 1 jaar onder a) het basisrekengeval (geleidbaarheidsverhouding van 16 820 tussen scheur en matrix), b) het rekengeval met dominante waterstroming door de matrix (geleidbaarheidsverhouding van 181 tussen scheur en matrix) en c) het rekengeval zonder scheuren.



Figuur 14-176: Vergelijking van de berekende globale impact [mSv/a] onder het penaliserende grondwaterscenario bij een geleidbaarheidsverhouding tussen scheur en matrix van 16 820 (basisrekengeval) en 181 (geval 2 uit de gevoeligheidsstudie).

14.11.7.8 K_d -waarden

Na enkele duizenden jaren zal de chemische toestand van het bergingssysteem sterk heterogeen zijn, met op sommige plaatsen nog portlandiet en C-S-H (stadia I, II of III) en op andere plaatsen uitsluitend calcië (stadium IV), resulterend uit de aggregaten en carbonatatie of uitloging van beton (§14.3.4.1). Ook na verstoringen door niet-verwachte maar mogelijke gebeurtenissen en processen, wordt nog altijd een heterogeen chemisch systeem verwacht. Waar stadia I, II en III nog voorkomen na enkele duizenden jaren, bevindt zich ook calcië (stadium IV). Door carbonatatie zal de hoeveelheid uitgeharde cementpasta (minimale aanvankelijke gewichtsfractie van 19% volgens conformiteitscriterium Mon01 voor het beton van de caisson) verminderen en de hoeveelheid calcië vergroten. Sorptiewaarden in stadium IV zijn veelal¹⁷⁰ lager dan of gelijk aan deze in stadia I, II en III (Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18).

Rekening houdend met de moeilijk kwantificeerbare heterogeniteit na enkele duizenden jaren worden voor de *gehomogeniseerde zone* de sorptiewaarden voor calcië gebruikt (Tabel 14-85). Deze hypothese is omhullend (zie Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18) omdat er een heterogeen systeem met stadia I, II, III en IV verwacht wordt.

De K_d -waarden voor de *residuele ophoging* houden rekening met de aanwezigheid van 5% gecarbonateerde cement en bedragen dus 5% van de minimale K_d -waarden voor calcië (Tabel 14-85). Er wordt geen sorptie ondersteld op het zand (§14.11.3.4.1).

Er is bovendien gekozen voor de *minimale K_d -waarden*¹⁷¹ bepaald onder oxiderende omstandigheden. Aangezien de K_d -waarde voor oxiderende omstandigheden lager is dan voor reducerende omstandigheden voor sommige redoxgevoelige elementen, wordt de range van K_d -waarden voor alle elementen in termen van piekfluxen uit het systeem omhuld door de gekozen minimale waarden (zie Tabel 14-15 in §14.3.6.1.18).

14.11.7.9 Andere matrixparameters

14.11.7.9.1 Porositeit

Over tijdschalen van enkele duizenden jaren zullen nog niet alle cementfasen uitgeloozd zijn. Het effect van carbonatatie op de porositeit is beperkt (§5.3.1.3.3, §5.3.2.6 en §5.4.1.3.3 [HS-5]). Een porositeit van 0,15 wordt opgelegd (Tabel 14-86), wat beperkt hoger is dan de huidige beste schattingswaarden en omhullend aan de range voor beton en vulmortel zoals beschreven in §14.3.6.1.14.

In termen van systeemgedrag komt de porositeit tussen in de bepaling van de *retardatiefactor* van de gehomogeniseerde zone. De keuze voor een iets verhoogde waarde is voorzichtig in termen van retardatie en houdt impliciet rekening met het feit dat bepaalde afvalvormen door een hogere porositeit gekenmerkt worden (heterogeniteit/variabiliteit in het systeem).

Omdat het radionuclidentransport in de matrix *diffusiegecontroleerd* is, met slechts een beperkte advectieve component, speelt de poriënwatersnelheid (die lager is bij een hogere porositeit) geen significante rol in de fluxprofielen.

¹⁷⁰ Voor de beste schattingswaarden is de K_d van Ca in stadium IV hoger dan die in stadia I en II. Dit element is echter oplosbaarheidsgelimiteerd (§14.3.6.1.19; §14.11.3.2).

¹⁷¹ Bij de minimale waarden is de K_d van Am (en Cm, waarvoor Am als analogon wordt gebruikt (Tabel 20 in §10.2.2 van [OD-108])) in stadium IV hoger dan die in stadia I en II. De impact van de Am en Cm isotopen zal echter weinig significant blijven bij gebruik van de waarden van stadium I of II.

Voor de *residuele ophoging* wordt een representatieve waarde van 0,33 uit de range beschouwd (Tabel 14-86). De onzekerheid op deze waarde is beperkt (§14.3.6.1.14).

De keuze voor een matrixporositeit van 0,15 voor de gehomogeniseerde zone van calciet en afval en 0,33 voor de residuele ophoging dragen bij tot het omhullende karakter van het penalisierende grondwaterscenario.

14.11.7.9.2 *Bulkdichtheid*

De evolutie van de bulkdichtheid zal de evolutie van de porositeit volgen. De onzekerheidsrange op de bulkdichtheid van beton en vulmortel is klein (§14.3.6.1.15). De voor de *gehomogeniseerde zone* gebruikte waarde van 2 200 kg/m³, conform de porositeit van 0,15 (Tabel 14-86), valt binnen de range voor afval en benadert hiervoor de beste schattingswaarde (§14.3.6.1.15).

In termen van systeemgedrag komt de bulkdichtheid tussen in de bepaling van de *retardatiefactor* van de gehomogeniseerde zone. De keuze voor een iets verlaagde waarde, coherent met de verhoogde porositeit, is voorzichtig in termen van retardatie.

Voor de *residuele ophoging* wordt een representatieve waarde van 1 775 kg/m³ uit de range beschouwd (Tabel 14-86). De onzekerheid op deze waarde is beperkt (§14.3.6.1.15).

De keuze voor een bulkdichtheid van 2 200 kg/m³ voor de gehomogeniseerde zone van calciet en afval en 1 775 kg/m³ voor de residuele ophoging dragen bij tot het omhullende karakter van het penalisierende grondwaterscenario.

14.11.7.9.3 *Poriëndiffusiecoëfficiënt*

De *poriëndiffusiecoëfficiënten* zijn elementafhankelijk en hangen ook af van de saturatiegraad (§14.3.6.1.17). Naar analogie met het EES wordt de poriëndiffusiecoëfficiënt voor alle elementen gebaseerd op die van Cl, die naar verwachting hoger zal zijn dan voor de andere elementen (§14.4.3.7.6).

Gelet op de hypothese dat de gehomogeniseerde zone van afval en calciet gesatureerd blijft (§14.11.7.5), wordt een poriëndiffusiecoëfficiënt voor saturatiegraad 1 gehanteerd. De waarde van 4×10^{-10} m²/s voor de *gehomogeniseerde zone* (Tabel 14-86) is de maximale waarde uit de herschaalde range voor chloor in beton zoals beschreven in Tabel 14-14 in §14.3.6.1.17 en is vergelijkbaar met de theoretisch maximale waarde van 5×10^{-10} m²/s die men zou verkrijgen uitgaande van de diffusiviteit van chloor in vrije oplossing ($2,03 \times 10^{-9}$ m²/s bij 25°C [R14-91]) bij

- de veronderstelde porositeit van 0,15 (correctiefactor 0,53 volgens het model van Millington en Quirk [R14-90] beschreven door Vergelijking 5 in §14.3.6.1.17); en
- een temperatuur van 10°C (correctiefactor 0,47);

waardoor deze zich dus aan de hoge kant van de range van D_p -waarden situeert.

Het gebruik van een *hoge poriëndiffusiecoëfficiënt* leidt tot een voorzichtige (hoge) schatting van de diffusie van radionucliden uit de gehomogeniseerde zone naar de aangrenzende scheur. Naar analogie met de beschouwingen voor de poriëndiffusiecoëfficiënt van het afval in type I monolieten in het EES (§14.4.4.9) zou het gebruik van een lagere poriëndiffusiecoëfficiënt een piekverlagend effect hebben (meer spreiding). De keuze voor een hoge poriëndiffusiecoëfficiënt voor de gehomogeniseerde zone van calciet en afval zal dan ook geen aanleiding geven tot een mogelijke onderschatting van de fluxen.

Voor de *residuele ophoging* wordt naar analogie met het EES een waarde van 6×10^{-11} m²/s gehanteerd (Tabel 14-86). Deze waarde heeft geen significante invloed op de fluxen aangezien het radionuclidentransport in de ophoging advectiegecontroleerd verloopt.

14.11.7.9.4 Dispersiviteit

De dispersiviteit van de verschillende componenten wordt benaderd door laboratoriumwaarden voor poreuze media (grond) uit de literatuur (§14.3.6.1.16); naar analogie met het EES wordt een waarde van 0,1 m gebruikt voor de *longitudinale* dispersiviteit. Gelet op de beperkte advectieve component van het radionuclidentransport in de gehomogeniseerde zone, speelt de dispersiviteit hier geen belangrijke rol.

De *onzekerheid* op de dispersiviteit kan vooral een effect hebben voor de residuele ophoging, waarbij een lagere dispersiviteit in theorie aanleiding zou kunnen geven tot minder dispersie. Naar analogie met de beschouwingen voor dispersie in zandcement in het EES wordt in de praktijk echter geen significant effect verwacht op de fluxcurves (§14.4.4.7).

De *transversale* dispersiviteit, bij advectief transport, is lager dan de longitudinale dispersiviteit. Veelal wordt een verhouding van een factor 10 voorgesteld [R14-88], die hier ook wordt gehanteerd.

De keuze voor een longitudinale dispersiviteit van 0,1 m doet niet af aan het omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario.

14.11.7.10 Geosfeer- en biosfeermodellering

Door de keuze voor de GTF voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor, onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals (§14.11.4), wordt het omhullende karakter op gebied van radiologische impact voor de in de toekomst mogelijke situaties die *veranderingen van de hydrogeologie* met zich kunnen meebrengen, gegarandeerd aangezien:

- de *langjarig gemiddelde regionale infiltratie* (§14.3.6.3.1) onder alle drie CCI-HYDR klimaatscenario's, op basis waarvan een range van mogelijke klimaatomstandigheden wordt afgebakend (§4.4.3.3 [HS-4]), lager zal zijn dan vandaag, waardoor een tragere waterstroming en dus een toename van de GTF wordt verwacht ten opzichte van de situatie voor het huidige klimaat (§14.4.5.4.1);
- grote klimaatwijzigingen *na 6 000 jaar*, met eventueel grote verandering van de hydrogeologie en het zeespiegelniveau, geen groot effect meer kunnen hebben op de impact omdat het niet plausibel is te veronderstellen dat er voorafgaand aan dit tijdstip nog geen enkele uitloging uit het bergingssysteem is gebeurd (§14.11.2 en §14.11.6.2);
- het *globaal* omhullende karakter van het penaliserende grondwaterscenario in termen van klimaatveranderingen gewaarborgd wordt door de waterinsijpeling beschouwd in het installatiemodel (§14.11.3.3.1 en §14.11.7.6) en de biosfeerconversiefactoren (§14.11.5.1) die het hoogst zijn onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario; ondanks het feit dat de andere CCI-HYDR klimaatscenario's tot een beperkt hogere GTF leiden (§14.4.5.5.2.1);
- de GTF rekening houdt met het verdwijnen van het kanaal Bocholt-Herentals. In afwezigheid van het kanaal is de grondwaterstroming ter hoogte van de tumuli trager, wat aanleiding geeft tot een verhoging van de GTF (§14.4.5.5.2.1);

- slechts een beperkte invloed verwacht wordt van andere *door mensen teweeggebrachte veranderingen* aan de hydrogeologie (onzekerheden niet relevant voor de veiligheid – zie Tabel 14-18 in §14.3.7.3).

Door de keuze voor de BCFS voor een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus als biosfeerreceptor, onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (§14.11.5), wordt het omhullende karakter eveneens gegarandeerd in het licht van

- de keuze voor het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario*, dat aanleiding geeft tot de hoogste irrigatiebehoefte / BCFS (§14.3.6.4.2 en §14.4.8.1) en dus conservatief is ten opzichte van de onzekerheden op de mogelijke klimaatomstandigheden; en
- de hypothese dat de representatieve personen deel uitmaken van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap die al haar water en voedsel betreft van de sterkst gecontamineerde zone.

14.12 Het penaliserende grondscenario (PS)

14.12.1 Inleiding en doelstellingen

Penaliserende scenario's (PS'en) zijn bedoeld om een omhullende berekening van de radiologische impact mogelijk te maken voor een breed scala van mogelijke evoluties over tijdschalen waarover het niet meer gefundeerd is een betrouwbare uitspraak te willen doen over de performantie van het bergingssysteem.

In deze paragraaf wordt ingegaan op het penaliserende grondscenario, dat binnen de *veiligheidsanalyse* gebruikt wordt om het restrisico door *direct contact* tussen de restanten van het radioactieve afval en de mens (minimale *afzonderingscapaciteit*) op zeer lange termijn (fase VI) na te gaan.

De *radiologische impact* over de relevante tijdschalen vanaf enkele duizenden jaren (bij conventie 2 000 jaar vanaf t_0 – §14.2.2.1) tot het einde van de evaluatieperiode na 10 000 jaar (§14.2.2.4) wordt beschreven in termen van (§14.12.4.1)

- de *effectieve dosis* [mSv/a], die wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; alsook
- de *equivalente doses* voor de huid en voor de ooglenzen [mSv/a], die worden afgewogen ten opzichte van de equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a.

Hierbij wordt ook ingegaan op de gevoeligheid ten aanzien van het beschouwde startmoment (§14.12.4.2).

De *argumentatie van het omhullende karakter* van het penaliserende grondscenario (§14.12.5) gaat in op de verschillende hypothesen en parameterkeuzes die hieraan bijdragen in het licht van de verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen die het potentieel voor direct contact tussen mens en afval na enkele duizenden jaren kunnen verhogen (§14.3.4.2) en vormt de ruggengraat van de *kwalificatie* van de onderliggende modellen.

14.12.2 Algemene beschrijving van het scenario en onderliggende hypothesen

Onder het penaliserende grondscenario wordt *directe blootstelling* ondersteld aan het residuele afval dat, samen met ander restmateriaal van het bergingssysteem, verspreid wordt in de omgeving:

- bij dit restmateriaal wordt, gelet op de processen die op lange termijn de aarden afdekking kunnen aantasten, geen rekening gehouden met het (schone) materiaal uit deze aarden afdekking;
- door degradatie zijn afval, monolieten, modules en opvulmaterialen (ruimte tussen modules,...) verworpen tot een vermenging van brokstukken.

Hierdoor wordt contaminatie geïntroduceerd over een bepaalde oppervlakte.

De *representatieve personen* (volwassenen, kinderen en jonge kinderen – zie §14.2.4.1) maken deel uit van een *zelfvoorzienende* landbouwgemeenschap in de gecontamineerde zone. Zij wonen in een huis met buitenspeelruimte en een grote tuin waar gewassen en graan verbouwd worden. Tevens wordt rundvee gehouden.

Gegeven het belang van ingestie (zie Figuur 14-178 in §14.12.3.3) wordt het penaliserende karakter van het scenario onderschreven door het feit dat landbouwactiviteit wordt beschouwd, hoewel het restmateriaal van de berging in termen van bodemkwaliteit ongeschikt is voor landbouw (§14.12.5.2).

De belangrijkste hypothesen onderliggend aan het penaliserende grondscenario zijn dat

- penaliserende omstandigheden zich instellen vanaf $t_0 + 2\ 000$ jaar (§14.2.2.1);
- er voorafgaand aan het optreden van penaliserende omstandigheden enkel *radioactief verval en ingroei* beschouwd worden (§14.12.5.1);
- contaminatie over een minimale *oppervlakte* van 20 000 m² beschouwd¹⁷² wordt;
- een 50 cm *dikke* laag gecontamineerd materiaal beschouwd wordt;
- hierbij, gelet op de grote hoeveelheid gecontamineerd materiaal, geen *verduunning* in schone grond beschouwd wordt (§14.12.5.2);
- een landbouwgemeenschap zich in de gecontamineerde zone *vestigt* en bij de woning een moestuin, akkers en weiland aanlegt;
- deze gemeenschap in *zelfvoorziening* leeft;
- uitloging naar de onderliggende aquifer (§14.12.3.1) of oogsten van gewassen niet als *verliesmechanismen* beschouwd worden voor de activiteit in de gecontamineerde grond (§14.12.5.3).

14.12.3 Formulering en implementatie van modellen

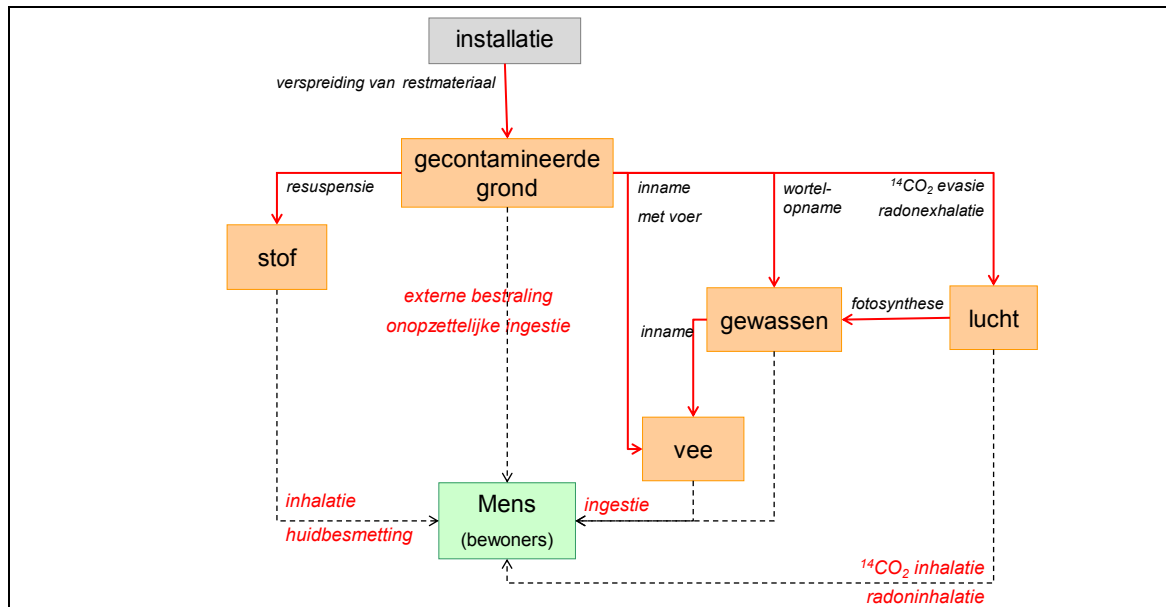
14.12.3.1 Conceptueel model en blootstellingswegen

Het conceptuele model, met identificatie van de relevante blootstellingswegen, voor het penaliserende grondscenario wordt getoond in Figuur 14-177. De blootstelling geschiedt langs diverse wegen in drie verschillende ‘blootstellingssituaties’ (Tabel 14-92).

Tabel 14-92: Blootstellingssituaties. Afhankelijk van de blootstellingssituatie worden in het wiskundige model andere parameterwaarden aangenomen (Tabel 14-144 in Bijlage 14-1).

Verblijf buitenshuis	Activiteit buitenshuis: tuinieren (volwassenen) / spel (kinderen & jonge kinderen)	Verblijf binnenshuis
Inhalatie van stof	Inhalatie van stof	Inhalatie van stof
Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Inhalatie van ¹⁴ CO ₂	Inhalatie van ¹⁴ CO ₂
Radoninhalatie (concentratie buitenshuis)	Radoninhalatie (concentratie buitenshuis)	Radoninhalatie (concentratie binnenshuis)
Huidbesmetting door stof		
Externe bestraling (gecontamineerde grond)	Externe bestraling (gecontamineerde grond)	Externe bestraling (gecontamineerde grond, afscherming door woning)

¹⁷² wat voldoende is voor duurzame *zelfvoorziening*, met inbegrip van dierlijke producten, voor een gezin van vier ([R14-123], geciteerd in [R14-124])



Figuur 14-177: Conceptueel model voor het penaliserende grondscenario.

Daarnaast is er blootstelling door *ingestie* van

- gecontamineerde *grond* (onopzettelijk);
- *gewassen* (met inbegrip van granen), gecontamineerd via wortelopname uit gecontamineerde grond of fotosynthese (^{14}C);
- lokaal geproduceerde *dierlijke producten* (melk en vlees van rundvee¹⁷³), die gecontamineerd zijn door inname van gecontamineerd gras (met aangehechte grond) en water door het vee.

De potentiële externe dosis door *submersie* (stof) zal, gelet op de lage stofbelasting in de lucht onder de beschouwde blootstellingssituaties, geen significante bijdrage leveren tot de totale impact en wordt daarom niet beschouwd.

Gelet op de resultaten van het grootschalige intrusiescenario ‘residentie na uitgraving’ (Figuur 14-152 in §14.9.4.2.1; §14.9.5.2 en §14.9.5.3) en meer bepaald de vaststellingen dat:

- de globale impact afneemt in de tijd door een verlaging van de concentratie in de bodem door *uitloging*;
- *ingestie van drinkwater* als blootstellingsweg op geen enkel ogenblik significant ($\geq 1\%$) bijdraagt tot de globale impact – dit is a fortiori het geval voor de bijdrage tot de piekimpact in het jaar nadat de contaminatie in de grond werd verspreid (wanneer de uitloging dus nog beperkt is);
- *inname van water door vee* weliswaar bijdraagt tot de radionuclidenconcentratie in dierlijke producten na meerdere decennia uitloging, maar niet bepalend is voor de globale piekimpact of die van individuele radionucliden;

¹⁷³ Voor de radionucliden waar ‘ingestie van dierlijke producten’ significant bijdraagt tot de impact, leveren producten afkomstig van rundvee in de biosfeermodellen de belangrijkste bijdrage (§8.1.4 en Annex 5 van [OD-030]).

- het globale *omhullende* karakter niet in het gedrang komt door niet-conservatieve keuzes in de modellering van de ingestie van drinkwater, daar deze keuzes wél conservatief zijn voor de modellering van de concentratie in de bodem en dus de andere blootstellingswegen. De totale impact is hoger bij een modellering met conservatieve keuzes in termen van de concentratie in de bodem (§14.9.5.3.3);

wordt de uitloging van radionucliden uit de gecontamineerde grond naar een onderliggende aquifer niet in rekening gebracht, conform het penaliserende/omhullende karakter (§14.12.5.3.1). Er wordt evenmin rekening gehouden met contaminatie die aan de grond wordt onttrokken bij het oogsten van gewassen (zie §14.12.5.3.2).

De *equivalente huiddosis* bestaat uit twee componenten:

- externe bestraling vanuit de ondergrond;
- huidbesmetting door afzetting van stofdeeltjes.

14.12.3.2 Wiskundig model

De bepaling van de activiteit of activiteitsconcentratie van elke radionuclide C_i [Bq/m³] op verschillende tijdstippen gebeurt aan de hand van de Bateman-vergelijkingen voor radioactief verval [R14-131]. Ten behoeve van de berekeningen wordt aangenomen dat de activiteitsniveaus in de bronterm (Tabel 14-4) de niveaus zijn bij de start van de exploitatiefase Ia (t_0).

De wiskundige voorstellingen van relevante transfer- en blootstellingswegen worden beschreven in §3 en §5.2.4.1 (equivalente huiddoses) van [OD-276]. Ze zijn vergelijkbaar met, of equivalent aan, de internationaal gebruikte vergelijkingen bij de evaluatie van soortgelijke blootstellingssituaties [OD-276].

De effectieve dosisberekeningen kunnen generiek worden weergegeven volgens

$$E_{exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF_i \times Q \times DF_{exp,i} \quad \text{Vergelijking 41}$$

waarbij

- $E_{exp,i}$ = effectieve dosis toe te schrijven aan radionuclide i voor blootstellingsweg exp [Sv/a];
- C_i = activiteitsconcentratie van radionuclide i in afval [Bq/m³];
- V_{corr} = volumereductiefactor voor de concentratie van radionuclide i in de berging;
- SCF_i = scenariocorrectiefactor die rekening houdt met verspreiding / transfer van activiteit van radionucliden vanuit het afval naar het medium (lucht,...) waaraan de blootstelling optreedt;
- Q = mate of maat van blootstelling (mogelijks een combinatie van parameters); en
- $DF_{exp,i}$ = de dosiscoëfficiënt van radionuclide i voor blootstellingsweg exp (eenheden hangen af van de betrokken blootstellingsweg).

Op dezelfde manier kan de equivalente huiddosis $H_{skin,exp,i}$ [Sv/a] voor elke blootstellingsweg exp in volgende generieke vorm gezet worden:

$$H_{skin,exp,i} = C_i \times V_{corr} \times SCF_i \times Q \times HF_{skin,exp,i} \quad \text{Vergelijking 42}$$

waarbij $HF_{skin,exp,i}$ de equivalente huiddosiscoëfficiënt is van radionuclide i voor blootstellingsweg exp .

In de impactberekening wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van niet-gecontamineerde materialen (de kunstmatige barrières rondom het afval) in het bergingssysteem via de volumereductiefactor V_{corr} , die aanleiding geeft tot een uitmiddeling van de restactiviteitsconcentraties in het (geconditioneerde) afval op het ogenblik vanaf wanneer penaliserende omstandigheden ondersteld worden. In dit geval wordt deze factor gelijkgesteld aan de verhouding van het volume geconditioneerd afval in de bronterm 2013 V2 tot het interne volume van de 29 modules die a priori nodig zijn voor de berging van dit afval (§14.3.1).

De concentratie van radionuclide i op tijdstip t in de gecontamineerde grondlaag wordt berekend als

$$C_{s,i}(t) = \frac{A_i(t)}{V_m} \quad \text{Vergelijking 43}$$

waarbij $A_i(t)$ staat voor de restactiviteit (resultante¹⁷⁴ van radioactief verval en ingroei) van radionuclide i op tijdstip t en V_m voor het totale volume aan residueel materiaal afkomstig van het bergingssysteem, waarover een homogene verspreiding van de restactiviteit wordt beschouwd. Dit volume wordt berekend als het product van

- de totale oppervlakte ingenomen door de modules van beide tumuli, met inbegrip van de ruimte tussen de modules ((320 × 54,80) + (221,80 × 54,80) m²);
- de verhouding van het aantal modules opgevuld met afval conform de beschouwde bronterm (29 modules voor de bronterm 2013 V2) tot het totale aantal modules (34); en
- de hoogte van de tumuli, evenwel zonder rekening te houden met de aarden afdekking en de drainagelaag onderaan (13,766m).

Dit zorgt voor een verdunningsfactor van ~ 2,4 ten opzichte van het interne volume van de 29 met afval gevulde modules. Rekening houdend met het penaliserende karakter van het scenario, wordt geen verdere menging met schone grond in aanmerking genomen (§14.12.5.2).

De in Vergelijking 43 beschouwde concentratie in de gecontamineerde grond vormt het uitgangspunt voor de transfer naar andere omgevingsmedia (§3.1 van [OD-276]), uitgedrukt door de elementafhankelijke factor SCF_i in Vergelijking 41:

- transfer van activiteit vanuit de grond naar de voedinggewassen en gras geschiedt voornamelijk via
 - ▶ fotosynthese voor ¹⁴CO₂ (98% van de ¹⁴C-concentratie in gewassen is afkomstig uit de lucht),
 - ▶ wortelopname, gemodelleerd via bodem-plant transferfactoren [kg_{dw,grond}/kg_{dw,plant}] (de beste schattingswaarden uit Tabel 14-117 in Bijlage 14-1 worden aangewend).
- transfer van activiteit naar dierlijke producten treedt op door
 - ▶ inname van gecontamineerd gras & bodem door vee (beste schattingswaarden uit Tabel 14-120 en Tabel 14-121 in Bijlage 14-1),
 - ▶ transfer van radioactiviteit naar de melk of het vlees, via dierlijke transferfactoren [d/l of d/kg] (de waarden voor melk en vlees van runderen uit Tabel 14-123 in Bijlage 14-1 worden aangewend);

¹⁷⁴ Voor ¹⁴C wordt tevens rekening gehouden met evasie (§3.1.1.2 van [OD-276]).

- de concentratie in *lucht* [Bq/m³] wordt bepaald op basis van
 - ▶ de *stofbelasting* [kg/m³] in de verschillende blootstellingssituaties voor de concentratie aan gecontamineerd stof,
 - ▶ de *fluxdichtheid* [Bq/(m².a)] voor evasie van ¹⁴CO₂ voor de concentratie aan ¹⁴CO₂,
 - ▶ de *exhalatieconversiefactor* [Bq/m³ per Bq/kg] voor exhalatie van radon uit de met ²²⁶Ra gecontamineerde grond voor de radonconcentratie buitenshuis,
 - ▶ *diffusieve en advectieve toevoer* [(Bq/m³)/s] van radon vanuit de gecontamineerde ondergrond doorheen de vloerplaat van de woning voor de radonconcentratie binnenshuis. Om tot een zinvolle parametrisering van het model te komen, werd hierbij de vergelijking gemaakt met gemeten waarden in België (§3.1.6.3 van [OD-276]) – dergelijke ‘verificatie’ op basis van empirische verbanden laat toe een vertekening van de resultaten, toe te schrijven aan vereenvoudigingen in de modellering, te elimineren en zorgt ervoor dat de interpretatie van de modelresultaten niet langer afhangt van de beschouwde dikte van de gecontamineerde laag;
- de concentratie van stof op de huid [Bq/m²] is gebaseerd op de *snelheid* [m/s] waarmee in de lucht aanwezig stof op de huid wordt afgezet.

In de dosisvergelijkingen (Vergelijking 41) worden de aldus berekende concentraties in omgevingsmedia vermenigvuldigd met blootstellings specifieke parameters uitgedrukt door de factor *Q* (blootsteldingsduur, consumptiehoeveelheden,...) en *dosiscoëfficiënten* voor de beschouwde blootstellingswegen.

Een overzicht van de gebruikte radionuclideonafhankelijke parameters wordt gegeven in Tabel 14-143 en Tabel 14-144 in Bijlage 14-1. Daarnaast werden volgende elementonafhankelijke parameters overgenomen uit het biosfeermodel:

- fractie drooggewicht *DW_v* (beste schattingswaarden uit Tabel 14-114 in Bijlage 14-1);
- consumptiehoeveelheden voor water, gewassen, melk¹⁷⁵ en vlees¹⁷⁶ en onopzettelijke ingestie van grond (gemiddelde waarden uit Tabel 14-110 in Bijlage 14-1).

De effectieve en equivalente dosiscoëfficiënten zijn dezelfde als voor de intrusiescenario’s (zelfde code, zie §14.12.3.3) en worden gegeven in Tabel 14-141 en Tabel 14-142 in Bijlage 14-1.

Het omhullende karakter van de belangrijkste parameterkeuzes wordt verder beargumenteerd in §14.12.5.

14.12.3.3 Computermodel

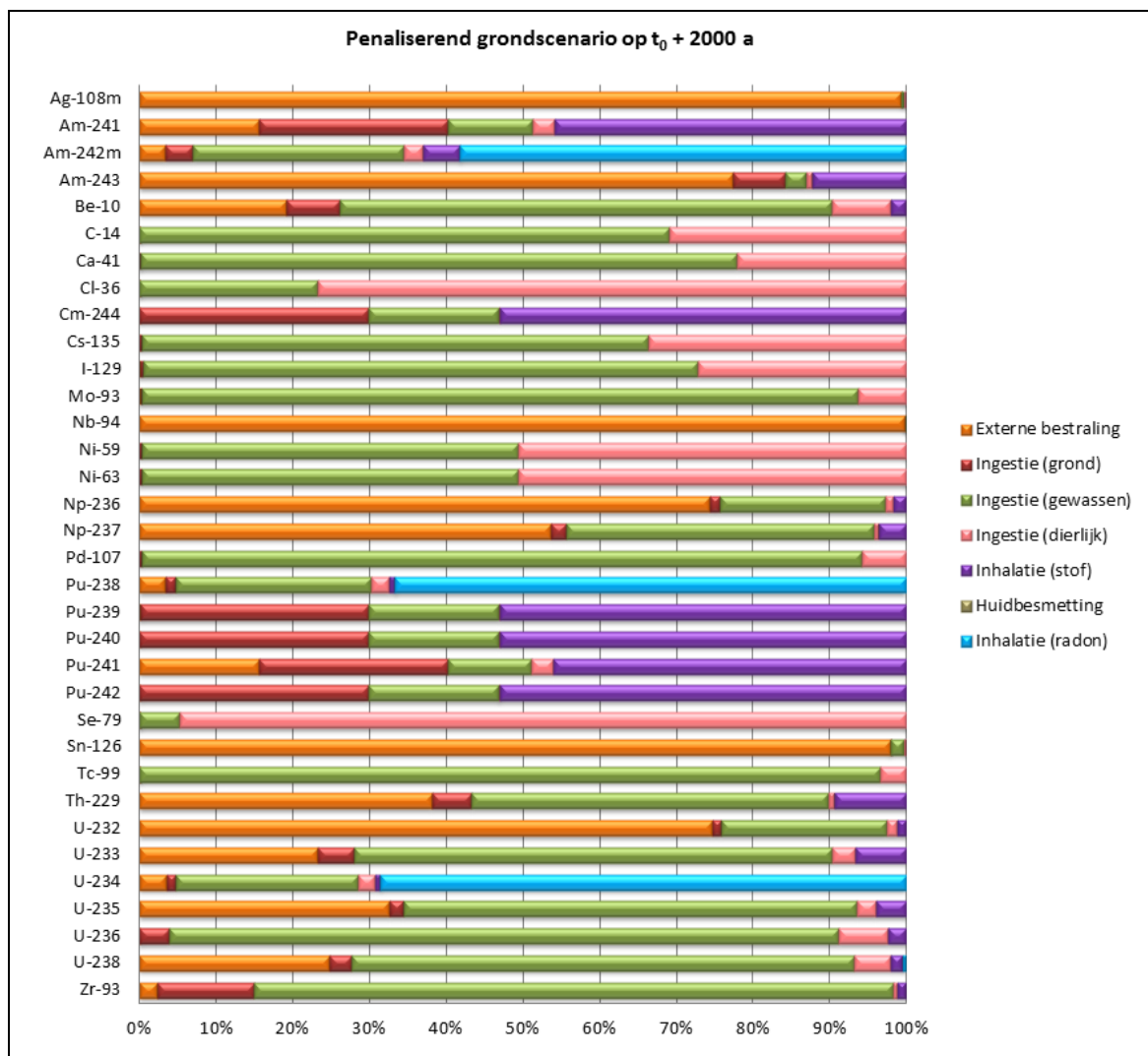
Daar het penaliserende grondscenario sterke gelijkenissen vertoont met de uitgesteld-effectsscenario’s door aantasting van de afzonderingscapaciteit beschouwd in §14.9, werd het in HIAM geïmplementeerd (zie §14.7.3.3 en §14.20.7 in Bijlage 14-2) als alternatief rekengeval (alternatieve parametrisering) van het scenario ‘residentie na uitgraving’.

¹⁷⁵ Hoewel enkel inname van koemelk beschouwd wordt onder het penaliserende grondscenario, is de beschouwde ingestiehoeveelheid gelijk aan de totale inname van koemelk, schapenmelk en geitenmelk beschouwd in de biosfeer.

¹⁷⁶ Hoewel enkel inname van rundvlees beschouwd wordt onder het penaliserende grondscenario, is de beschouwde ingestiehoeveelheid gelijk aan de totale inname van rundvlees, gevogelte, varkensvlees, schapenvlees en geitenvlees beschouwd in de biosfeer.

Er wordt een totale impact [Sv/a] per eenheidsactiviteit in de berging [Bq] berekend voor iedere voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide, waarbij de bijdragen van moeder- en expliciet gemodelleerde dochternucliden op ieder tijdstip samengeteld worden.

Figuur 14-178 geeft een overzicht van de relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de impact van iedere radionuclide onder het penaliserende grondscenario, dat een aanvang neemt na 2 000 jaar en dit in het jaar na verspreiding van de contaminatie. Voor 7 radionucliden is externe bestraling (oranje) de belangrijkste blootstellingsweg; voor 14 radionucliden is dat ingestie van gewassen (groen); voor 6 radionucliden inhalatie van stof (paars); voor 4 radionucliden ingestie van dierlijke producten (roze); en voor 3 radionucliden radoninhalatie (lichtblauw).



Figuur 14-178: Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondscenario (impact van dochternucliden wordt bij de moeder geteld) in het jaar nadat de contaminatie in de grond werd verspreid op $t_0 + 2\,000$ jaar. ^3H , ^{90}Sr en ^{137}Cs worden niet getoond omdat zij tot verwaarloosbare activiteitsniveaus vervallen zijn na 2 000 jaar.

14.12.4 Radiologische impact

De impact onder het penaliserende grondscenario werd in eerste instantie berekend voor een startmoment na 2 000 jaar (§14.12.4.1). Tevens werd gekeken naar de gevoeligheid van de impact ten aanzien van het beschouwde startmoment: hierbij werden vijf startmomenten tussen 350 a en 10 000 a beschouwd (§14.12.4.2). In alle gevallen werd uitgegaan van een homogene activiteitsverdeling over het inwendige volume van 29 modules¹⁷⁷.

14.12.4.1 Basisrekengeval : Startmoment na 2 000 jaar

14.12.4.1.1 Effectieve dosis

Figuur 14-179 toont de berekende *effectieve dosis* voor volwassenen over tijdschalen tot 100 jaar na het startmoment van het penaliserende grondscenario op 2 000 jaar. De *piekimpact* treedt op in het jaar volgend op de verspreiding van het materiaal uit de berging in de omgeving. Voor volwassenen wordt een maximale impact van 2,1 mSv/a berekend, wat van de orde is van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. Externe bestraling, ingestie van gewassen en ingestie van dierlijke producten vormen de belangrijkste blootstellingswegen.

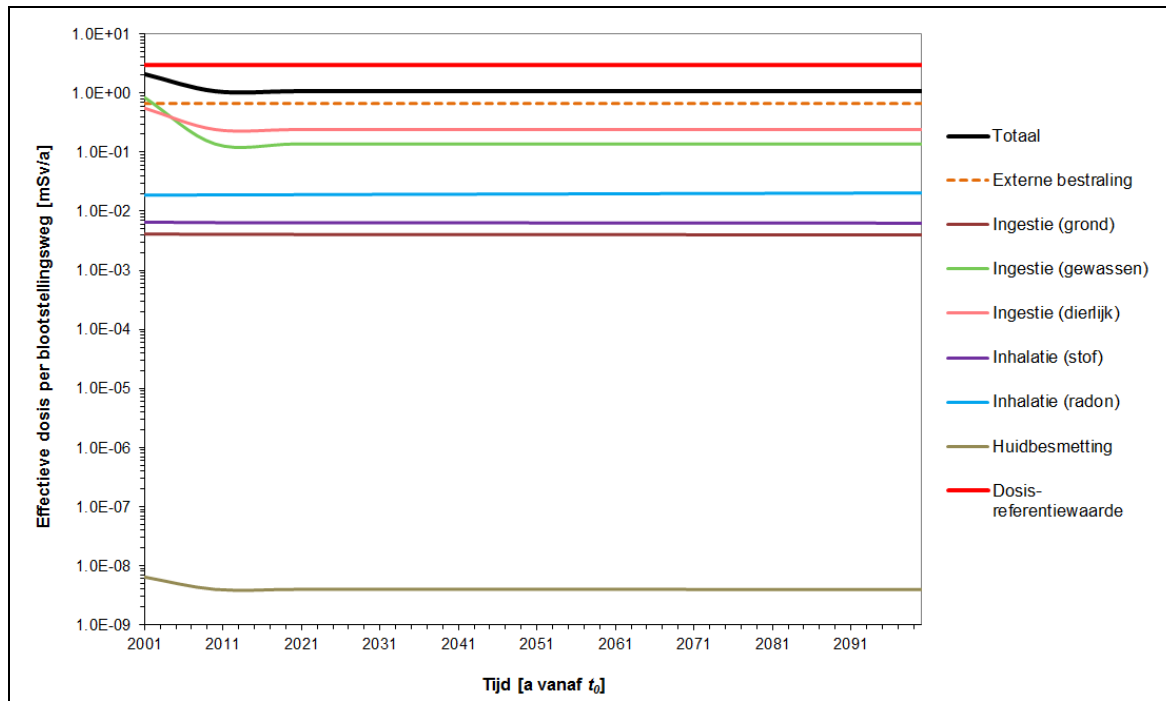
De piekimpact wordt voornamelijk bepaald door ¹⁴C, ⁹⁴Nb en ³⁶Cl (Figuur 14-180). ¹⁴C in de bodem is onderhevig aan evasie (¹⁴CO₂), waardoor het snel uit de bodem verdwijnt. Over een tijdschaal van ongeveer 10 jaar valt de impact door ingestie van gewassen terug met ongeveer een factor 6; de globale *residuele* impact valt terug tot ongeveer de helft van de piekwaarde: i.e. een niveau van 1,1 mSv/a dat gedurende duizenden jaren gehandhaafd blijft (Figuur 14-181). Zoals beargumenteerd in §14.12.5 blijft ook deze residuele impactschatting omhullend.

Een overzicht van de maximale impacts veroorzaakt door de individuele moedernucliden over de relevante tijdschalen wordt gegeven in Tabel 14-164 in Bijlage 14-1.

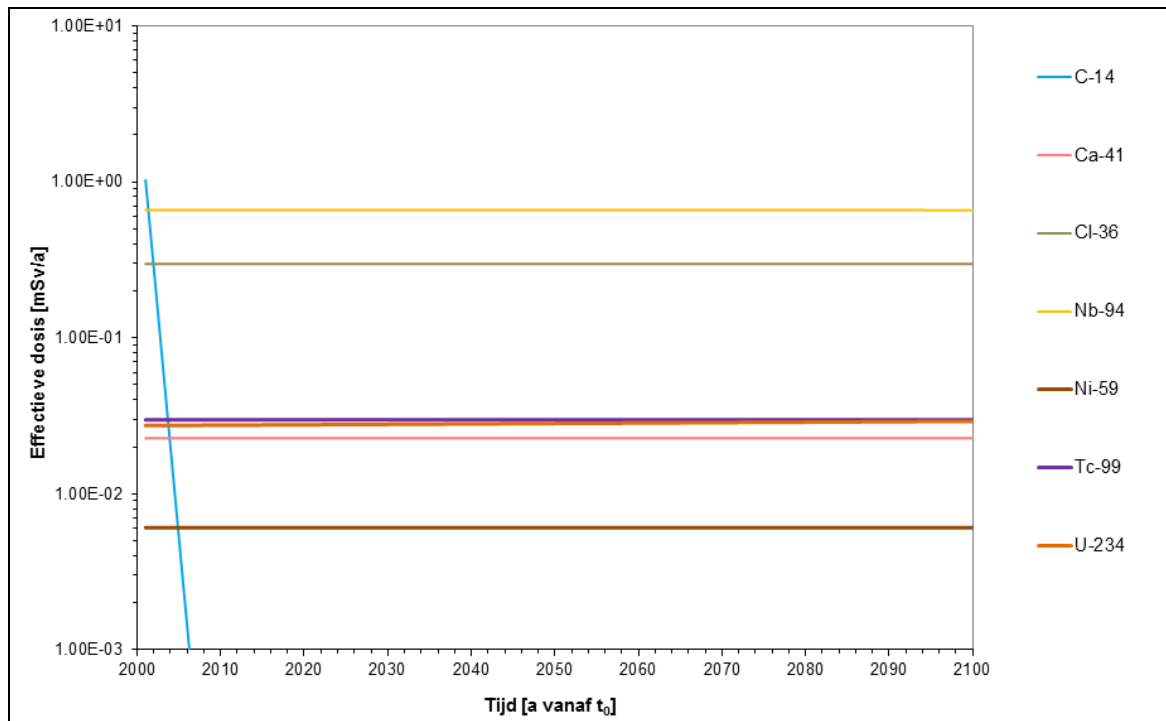
In Figuur 14-182 wordt een vergelijking gegeven van de piekimpacts voor de verschillende leeftijdsgroepen. Voor *kinderen* is de piekimpact iets minder dan de helft hoger dan voor volwassenen (3,0 mSv/a); voor jonge kinderen is er meer dan een verdubbeling van de piekimpact (5,5 mSv/a). De omhullend geschatte impacts (zie §14.12.5) blijven wel van de orde van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

Net als voor volwassenen blijft ook voor kinderen en jonge kinderen de residuele impact gedurende duizenden jaren op een ongeveer gelijk niveau. Het effect van het beschouwen van andere leeftijdsgroepen is voor deze residuele impact nog meer uitgesproken dan voor de piekimpact: de residuele impact voor jonge kinderen (3,7 mSv/a) is 240%, of meer dan 3 keer, hoger dan voor volwassenen (Figuur 14-182). Dit effect kan verklaard worden door de bijdragen van verschillende radionucliden in meer detail te gaan bekijken voor de verschillende leeftijdsgroepen (Tabel 14-93; zie ook §5.2.2 van [OD-276]).

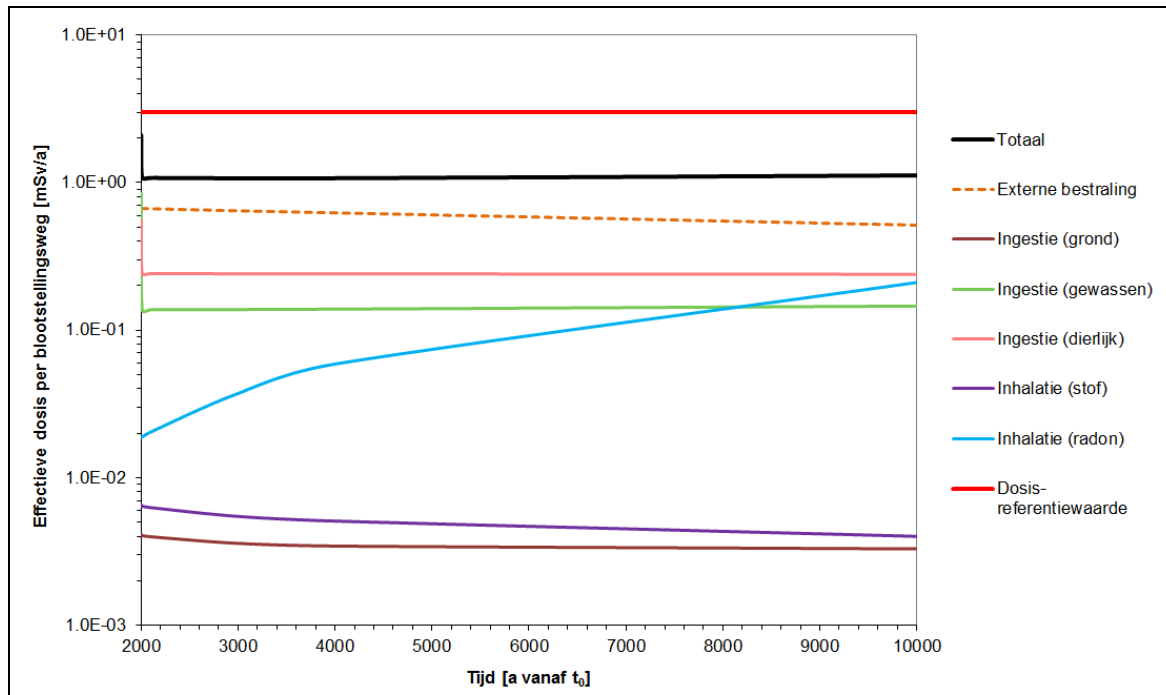
¹⁷⁷ De berekening van de radiologische impact gebeurt op basis van de bronterm 2013 V2, waarvan de activiteitsniveaus voor de kritieke radionucliden overeenstemmen met de theoretische OLI's (§14.3.1.5, §14.16.3). De OLI's van de oostelijke tumulus van 20 modules bedragen 20/29^{ste} van de totale theoretische OLI's. Een homogene verdeling van de totale activiteit van de bronterm over het inwendige volume van 29 modules stemt dus overeen met een homogene verdeling van de OLI's van de oostelijke tumulus over 20 modules in termen van activiteitsconcentratie.



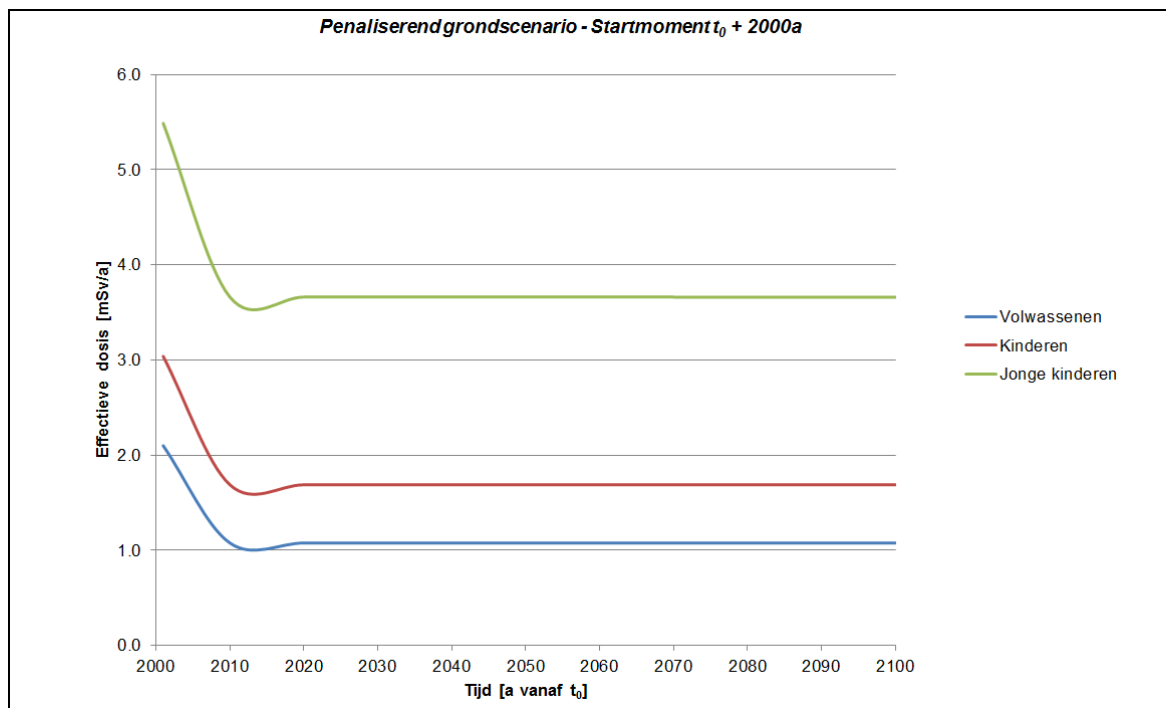
Figuur 14-179: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de verschillende blootstellingswegen onder het penaliserende grondscenario (startmoment $t_0 + 2\,000$ jaar).



Figuur 14-180: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] uit de belangrijkste radionucliden onder het penaliserende grondscenario (startmoment $t_0 + 2\,000$ jaar).



Figuur 14-181: Residuele impact voor volwassenen [mSv/a] uit de verschillende blootstellingswegen onder het penaliserende grondscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar). De bijdrage van huidbesmetting is niet significant (zie Figuur 14-179) en wordt hier niet getoond.



Figuur 14-182: Piekimpact [mSv/a] onder het penaliserende grondscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar) voor verschillende leeftijdsgroepen.

Tabel 14-93: Relatieve bijdrage [%] van verschillende radionucliden tot de piekimpact en residuele impact (na 100 jaar) onder het penalisierende grondscenario (startmoment $t_0 + 2\ 000$ jaar) voor verschillende leeftijdsgroepen.

Radionuclide	Volwassenen		Kinderen		Jonge kinderen	
	Piek	Residueel	Piek	Residueel	Piek	Residueel
¹⁴ C	48,7%	-	44,4%	-	33,3%	-
⁴¹ Ca	1,1%	2,1%	2,0%	3,5%	1,0%	1,4%
³⁶ Cl	14,2%	27,7%	27,1%	48,7%	44,1%	66,1%
⁹⁴ Nb	31,4%	61,2%	22,2%	39,9%	16,8%	25,1%
⁵⁹ Ni	0,3%	0,6%	0,4%	0,8%	0,7%	1,0%
⁹⁹ Tc	1,4%	2,8%	1,5%	2,8%	2,5%	3,8%
²³⁴ U	1,3%	2,7%	1,1%	2,1%	0,8%	1,2%
Overige	1,6%	2,9%	1,8%	2,2%	0,8%	1,4%
Totaal [mSv/a]	2,10	1,08	3,04	1,69	5,48	3,66

Onmiddellijk valt hierbij het enorme relatieve belang van ³⁶Cl op: voor jonge kinderen is deze radionuclide verantwoordelijk voor 44,1% van de piekimpact en 66,1% van de residuele impact – voor volwassenen is dit aandeel beperkt tot respectievelijk 14,2% en 27,7%.

Inname van *dierlijke producten* vertegenwoordigt de belangrijkste blootstellingsweg voor ³⁶Cl (85,6% voor kinderen en zelfs 91,3% voor jonge kinderen). Aangezien de melkconsumptie van (jonge) kinderen significant (meer dan een factor 2) hoger ligt dan voor volwassenen en ook de dosiscoëfficiënt voor ingestie veel hoger is ($9,3 \times 10^{-10}$ Sv/Bq voor volwassenen tegenover $6,3 \times 10^{-9}$ Sv/Bq voor jonge kinderen – zie Tabel 14-141 in Bijlage 14-1), leidt dit tot een sterke verhoging van de impact van deze radionuclide.

³⁶Cl is een zeer mobiele radionuclide; de hypothese om geen bodemverliezen (door uitloging of oogst van gewassen) te beschouwen voor deze radionuclide geeft dan ook bij uitstek aanleiding tot een omhullende impact, zelfs al in het eerste jaar nadat zich penalisierende omstandigheden hebben ingesteld (i.e. het tijdstip van optreden van de piek – zie §14.12.5.3.1).

14.12.4.1.2 Equivalente dosis voor de huid en de oog lens

De maximale waarden voor de *equivalente huiddoses* worden gevonden in het jaar nadat zich penalisierende omstandigheden hebben ingesteld en bedragen

- 0,83 mSv/a voor volwassenen;
- 0,85 mSv/a voor kinderen; en
- 1,16 mSv/a voor jonge kinderen.

Deze equivalente doses zijn nagenoeg integraal toe te schrijven aan externe bestraling, voornamelijk uit ⁹⁴Nb. De equivalente huiddosis daalt in de tijd en respecteert de equivalente-dosislimiet voor de huid van 50 mSv/a met een ruime marge. Verdere details worden gegeven in §5.2.4.1 van [OD-276].

De som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis in het jaar nadat zich penalisierende omstandigheden hebben ingesteld op een startmoment $t_0 + 2\ 000$ a bedraagt

- 2,93 mSv/a voor volwassenen;

- 3,89 mSv/a voor kinderen; en
- 6,64 mSv/a voor jonge kinderen.

Gelet op de overwegingen in §14.2.4.1.6 rond de *equivalente dosis voor de ooglen*s, zal ook de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv/a gerespecteerd worden voor alle leeftijdsgroepen.

14.12.4.2 Gevoeligheidsanalyse: Variatie van het startmoment

De gevoeligheid van de maximale impact voor volwassenen in het jaar nadat zich penalisierende omstandigheden hebben ingesteld ten opzichte van het beschouwde startmoment kan beschouwd worden als een afwijking ten opzichte van de piekimpact bij een startmoment na 2 000 jaar (Tabel 14-94).

Tabel 14-94: Gevoeligheid van de piekimpact voor volwassenen [mSv/a] onder het penalisierende grondscenario ten opzichte van het beschouwde startmoment.

Startmoment	Piekimpact [mSv/a]	Afwijking [%] ten opzichte van startmoment na 2 000 a
$t_0 + 350$ a (einde van fase III)	2,56	+ 22%
$t_0 + 1\ 000$ a (einde van fase IV)	2,26	+ 7,5%
$t_0 + 2\ 000$ a (basisrekengeval – zie §14.12.4.1.1)	2,10	
$t_0 + 4\ 000$ a	1,87	- 11%
$t_0 + 10\ 000$ a (einde van de evaluatieperiode – zie §14.2.2.2.4)	1,50	- 28%

Er is een dalende trend van de impact naarmate het startmoment opschuift in de tijd. De piekimpact is weinig gevoelig aan het beschouwde startmoment over tijdschalen van enkele duizenden jaren.

Tabel 14-95 geeft de relatieve bijdragen van verschillende radionucliden tot de piekimpact voor de verschillende startmomenten. Hieruit blijkt dat

- de hogere impact op een eerder startmoment in de eerste plaats toe te schrijven is aan ^{14}C die nog geen verval heeft ondergaan en na 350 jaar ook aan het minder langlevende ^{63}Ni . De piek wordt echter het sterkst bepaald door *langlevende* radionucliden, waardoor de gevoeligheid voor dit vroege startmoment veel beperkter is dan onder het penalisierende grondwaterscenario (§14.11.6.2);
- er voor de startmomenten na 4 000 en 10 000 jaar een merkbaar effect is van verval van ^{14}C . Wel wordt de bijdrage van ^{234}U stilaan belangrijker – dit is een gevolg van ingroei van ^{226}Ra en exhalatie van radon, waardoor de dosis door radoninhalatie significant wordt (Tabel 14-96). Aangezien het effect van verval van ^{14}C (halfwaardetijd $\sim 5\ 700$ jaar) domineert over de ingroei van ^{226}Ra uit ^{234}U , neemt de globale impact verder af naarmate het startmoment opschuift in de tijd.

Tabel 14-95: Relatieve bijdrage van moederradionucliden tot de piekimpact voor volwassenen onder het penalisierende grondscenario voor verschillende startmomenten. Enkel bijdragen > 1% worden getoond.

Radionuclide	Relatieve bijdrage tot piekimpact voor startmoment na...				
	350 a	1 000 a	2 000 a (basisrekengeval)	4 000 a	10 000 a
¹⁴ C	48,8%	51,2%	48,7%	42,8%	25,7%
⁴¹ Ca	< 1%	1,0%	1,1%	1,2%	1,4%
³⁶ Cl	11,7%	13,2%	14,2%	15,8%	19,4%
⁹⁴ Nb	27,3%	30,3%	31,4%	32,9%	33,2%
⁶³ Ni	5,6%	< 1%	< 1%	< 1%	< 1%
⁹⁹ Tc	1,2%	1,3%	1,4%	1,6%	1,9%
²³⁴ U	< 1%	< 1%	1,3%	3,9%	16,1%

Tabel 14-96: Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingswegen tot de piekimpact voor volwassenen onder het penalisierende grondscenario voor verschillende startmomenten.

Blootstellingsweg	Relatieve bijdrage tot piekimpact voor startmoment na...				
	350 a	1 000 a	2 000 a	4 000 a	10 000 a
Externe bestraling	29,1%	30,9%	31,8%	33,3%	34,2%
Ingestie (gewassen)	42,2%	41,6%	40,3%	37,0%	27,5%
Ingestie (dierlijk)	27,5%	26,5%	26,5%	26,1%	23,8%
Ingestie (grond)	0,4%	0,3%	0,3%	0,2%	0,2%
Inhalatie	0,7%	0,5%	0,3%	0,3%	0,3%
Radoninhalatie	< 0,1%	0,2%	0,9%	3,2%	14,0%
Huidbesmetting	< 0,1%	< 0,1%	< 0,1%	< 0,1%	< 0,1%

14.12.5 Argumentatie van het omhullende karakter

Uit Figuur 14-178 blijkt dat de belangrijkste blootstellingswegen¹⁷⁸ ingestie van gewassen en dierlijke producten zijn, alsook externe bestraling. Dit belang wordt bevestigd door de berekende impacts (Figuur 14-179 en Figuur 14-181). Over tijdschalen van meerdere duizenden jaren levert ook *radoninhalatie* binnenshuis een belangrijke bijdrage tot de impact (ingroei uit voornamelijk ²³⁴U; zie §14.12.4.2).

Bij de onderbouwing van het omhullende karakter wordt dan ook voornamelijk ingegaan op de hypothesen en parameterwaarden die tussenkomen in de modellering van deze blootstellingswegen. Bepalend is de radionuclidenconcentratie in de *gecontamineerde grondlaag* die als bodem fungeert en

- rechtstreeks verantwoordelijk is voor de blootstelling door *externe* bestraling;
- aan de basis ligt van de *transfer* van radionucliden naar gewassen voor inname door mens en dier (via bodem-plantransferfactoren); en
- aan de basis ligt van de diffusieve en advectieve *instroom* van radongas doorheen de vloerplaat van de woning.

¹⁷⁸ Voor enkele radionucliden (isotopen van Am en Pu) is ook inhalatie een belangrijke blootstellingsweg, maar deze zijn niet bepalend voor de (piek)impact onder dit scenario.

Daarom wordt in eerste instantie ingegaan op de concentratie in gecontamineerde grond. Het omhullende karakter van deze concentratie stoelt op volgende hypothesen:

- 1) alle initieel aanwezige activiteit in het bergingssysteem draagt, met uitzondering van *effecten van radioactief verval en ingroei*, bij tot de initiële concentratie in de gecontamineerde grond op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden (§14.12.5.1);
- 2) de *fractie afval* in de gecontamineerde grond (§14.12.5.2);
- 3) naast evasie van $^{14}\text{CO}_2$ en radioactief verval worden geen *verliesmechanismen* in rekening gebracht voor de concentratie in gecontamineerde grond (§14.12.5.3).

Daarnaast dragen ook andere specifieke hypothesen en *parameterkeuzes* bij tot het omhullende karakter van de evaluatie van voornoemde blootstellingswegen, deze worden toegelicht in §14.12.5.4 voor externe bestraling, in §14.12.5.5 voor inname van gewassen en dierlijke producten en in §14.12.5.6 voor radoninhalatie.

14.12.5.1 Beschikbare activiteit op het ogenblik van optreden van penaliserende omstandigheden

Het uitlogen uit het bergingssysteem van minstens een gedeelte van de activiteit over eerdere tijdschalen zal de (initieële) radionuclidenconcentraties in de gecontamineerde grondlaag reduceren. Omdat de hoeveelheid uitgeloopte radionucliden tot aan de start van het penaliserende grondscenario moeilijk kwantificeerbaar¹⁷⁹ is, wordt de omhullende hypothese genomen dat er *geen radionucliden uit het bergingssysteem verdwenen* zijn door andere processen of gebeurtenissen dan radioactief verval tot de start van dit scenario (§14.12.2).

14.12.5.2 Fractie afval in gecontamineerde grond

De concentratie in de gecontamineerde grond wordt rechtstreeks bepaald uit het volume materiaal afkomstig uit het bergingssysteem (Vergelijking 43 in §14.12.3.2): in totaal is een volume van 348 615 m³ gecontamineerd materiaal voorhanden. De (niet-gecontamineerde) lagen van (de restanten van de) *aarden afdekking*, met een ontwerpdikte van 4,45 m, worden hierbij niet meegenomen (gelet op de processen die tot degradatie van de aarden afdekking kunnen leiden over de beschouwde tijdschalen).

Slechts een fractie van het gecontamineerde materiaal bestaat uit (restanten van) *afval*; deze fractie is gelijk aan de volumeverhouding tussen het afval en het totale volume. Het afvalvolume wordt beschouwd als het interne volume van de 29 modules nodig om alle afval te kunnen bergen (§14.3.1). De interne oppervlakte van één module is $24 \text{ m} \times 26 \text{ m} = 624 \text{ m}^2$ en de interne hoogte is 8,106 m (hoogte van een stapel monolieten). Het totale afvalvolume bedraagt dus 146 686 m³.

Het gecontamineerde materiaal bevat bijgevolg een afvalfractie¹⁸⁰ van 42,1%. De omhullende aard van deze fractie stoelt op een argumentatie gelijkaardig aan deze ontwikkeld in §14.9.5.2.1, i.e.:

- de derde voorwaarde van Artikel 162 van het VLAREBO [R14-137] rond het algemene hergebruik van uitgegraven materiaal als bodem, die stelt dat het gehalte aan andere bodemvreemde materialen dan stenen maximaal één massa- en volumepercent mag bedragen om uitgegraven materiaal algemeen als

¹⁷⁹ Ook de EES-installatiemodellen vormen een benadering van de verwachte evolutie (zie §14.4.3).

¹⁸⁰ Indien de aarden afdekking mee beschouwd zou worden, zou de afvalfractie dalen tot 31,7%.

bodem te hergebruiken. Dit zou het hergebruik als bodem van de restanten van de berging, met een afvalfractie van 42,1%, uitsluiten op basis van de regelgeving vandaag;

- het feit dat de restanten van de berging naast afval ook een significante fractie betonpuin (beton van de modules, topplaten, modulebasis) bevatten, zodat ook het gehalte aan stenen die niet van nature aanwezig zijn hoger ligt dan vijf massaprocent (eerste voorwaarde van Artikel 162 van het VLAREBO [R14-137]);
- voor gebruik van uitgegraven bodem als bodem binnen eenzelfde kadastrale werkzone (Artikel 165 van het VLAREBO [R14-137]) geen maximaal gehalte aan stenen die niet van nature aanwezig zijn wordt opgelegd, maar de voorwaarde met betrekking tot het gehalte aan bodemvreemde materialen van toepassing blijft;
- een hoge stenigheid de bewerkbaarheid van de bodem sterk bemoeilijkt;
- de overweging dat, rekening houdende met de vereisten met betrekking tot de zuurtegraad van de grond, de restanten van de berging met gecementeerd afval en betonpuin met kalkaggregaten een schrale bodem zullen vormen met een hoge pH¹⁸¹ (> 9), waardoor deze niet geschikt is voor de teelt van gewassen. De zuurtegraad van de grond beïnvloedt de opname van nutriënten door gewassen en de biologische activiteit in de bodem. De meeste planten en landbouwgewassen in het bijzonder verkiezen een neutrale tot licht zure bodem. Het is mogelijk om de pH van de grond te verlagen door toevoeging van turf, zwavel en gedroogde koemest. Echter zijn grote hoeveelheden nodig en is het effect pas na enkele jaren zichtbaar.

Samenvattend kan gesteld worden dat de aanname dat de gecontamineerde grond een *afvalfractie van 42,1%* bevat conservatief is, zowel in het licht van de huidige regelgeving ter zake als de bodemkwaliteit. Deze aanname verzekert het *omhullende karakter* van het startpunt voor de berekening van radionuclidenconcentraties in de verschillende componenten beschouwd in het model.

14.12.5.3 Bodemverliezen

Onder het penaliserende grondscenario worden – met uitzondering van radioactief verval en evasie van ¹⁴CO₂ – geen bodemverliezen beschouwd. Deze zouden, althans op termijn, kunnen optreden door uitloging (§14.12.5.3.1) of door oogst van gewassen (§14.12.5.3.2).

14.12.5.3.1 Verliezen door uitloging (en winderosie)

De invloed van uitloging en winderosie als verliesmechanismen voor de concentratie in de bodem wordt niet in rekening gebracht, wat conservatief is in termen van de concentratie in de bodem.

In het kader van de biosfeermodellering werd een evaluatie gemaakt van het mogelijke effect van *winderosie* (Annex 3.1 van [OD-030]). De verliezen door winderosie zijn beperkt in vergelijking met de verliezen door uitloging en worden niet verder beschouwd.

Hoewel het *uitlogingspotentieel* voorafgaand aan het optreden van de piekimpact in het jaar na optreden van de penaliserende omstandigheden zeer beperkt blijft, is er voor zeer mobiele radionucliden (⁹⁹Tc, ³⁶Cl) al een merkbaar effect door uitloging tijdens dit eerste jaar. Dit effect werd gekwantificeerd door

¹⁸¹ Bij Besluit van de Vlaamse regering van 4 mei 2012 tot wijziging van het VLAREBO werd in bijlage V, waar toegelaten concentraties aan verontreinigende stoffen worden bepaald, een bijkomende vereiste opgenomen met betrekking tot de zuurtegraad van de grond ($3 \leq \text{pH-KCl} \leq 9$) voor hergebruik van materiaal als bodem.

een berekening¹⁸² met de uitlogingsconstanten zoals gebruikt in het intrusiescenario ‘residentie na uitgraving’ (§5.2.3 van [OD-116]). Hierbij werd ook rekening gehouden met ingestie van gecontamineerd drinkwater en met het drinken van vee met gecontamineerd water.

Tabel 14-97 en het bovenste gedeelte van Figuur 14-183 tonen een afname van de impact in het eerste jaar met ongeveer 10% en 50% voor respectievelijk ³⁶Cl en ⁹⁹Tc door uitloging te beschouwen.

De effecten van uitloging zijn vooral belangrijk op lange termijn, in termen van *residuele impact* (onderste gedeelte van Figuur 14-183):

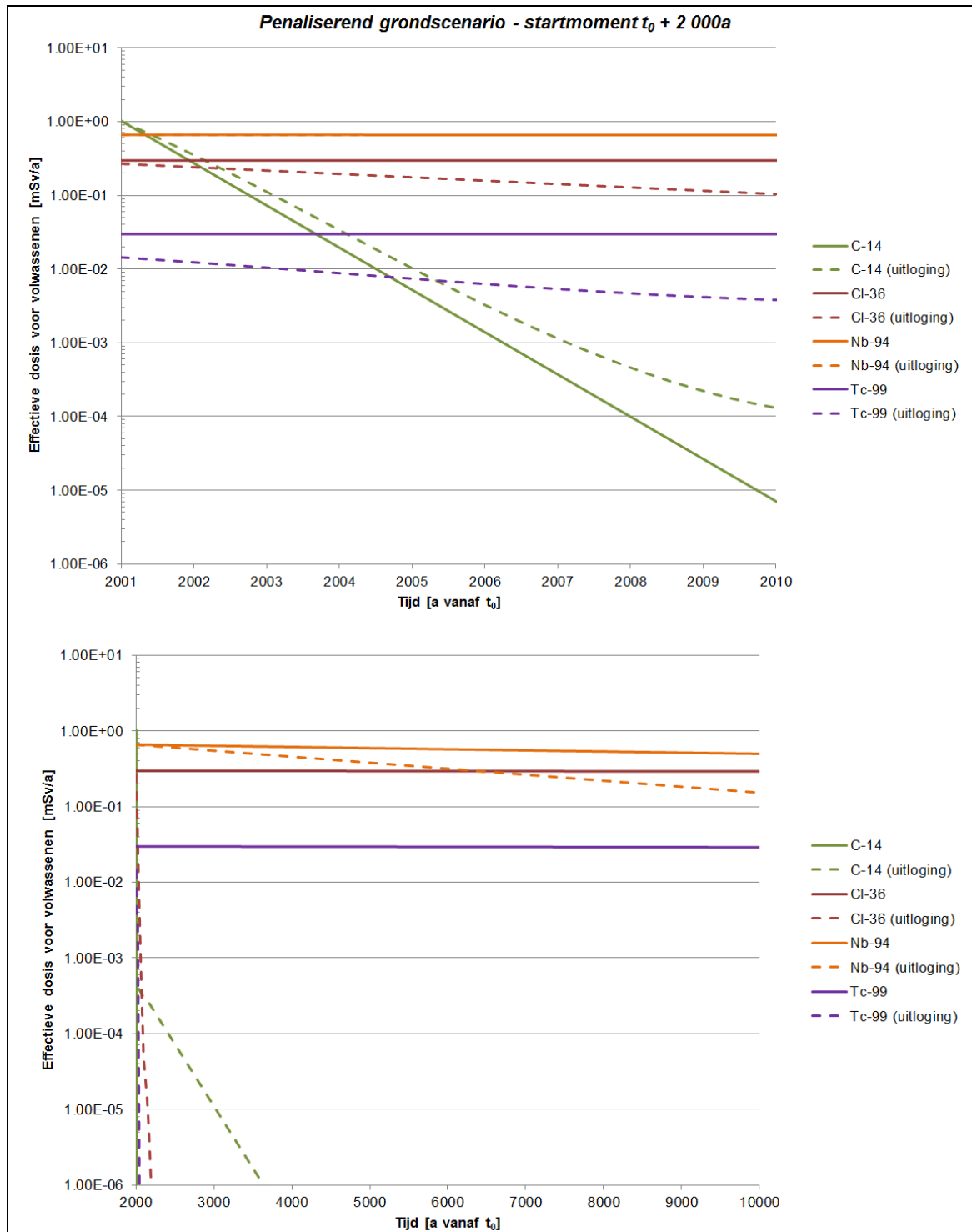
- na 10 jaar zou de impact van ³⁶Cl al 65% lager liggen indien uitloging beschouwd wordt;
- over tijdschalen van duizenden jaren is er zelfs een significante afname van de impact van ⁹⁴Nb en bijgevolg de globale impact door uitloging.

Tabel 14-97: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondscenario op verschillende tijdstippen na het optreden van penaliserende omstandigheden vanaf $t_0 + 2\ 000$ jaar en vergelijking met een model waarin verliezen door uitloging beschouwd worden, voor enkele belangrijke radionucliden en de globale effectieve dosis.

Radionuclide	Tijd [a vanaf t_0]					
	2 001	2 010	2 100	3 000	4 000	10 000
¹⁴ C	$1,02 \times 10^0$	$7,07 \times 10^{-6}$	$< 10^{-10}$	$< 10^{-10}$	$< 10^{-10}$	$< 10^{-10}$
¹⁴ C uitloging	$1,01 \times 10^0$ (-0,73%)	$1,31 \times 10^{-4}$ (⁺ ⁺)	$3,02 \times 10^{-4}$ (⁺ ⁺)	$1,09 \times 10^{-5}$ (⁺ ⁺)	$2,53 \times 10^{-7}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (--)
³⁶ Cl	$2,98 \times 10^{-1}$	$2,98 \times 10^{-1}$	$2,98 \times 10^{-1}$	$2,97 \times 10^{-1}$	$2,96 \times 10^{-1}$	$2,92 \times 10^{-1}$
³⁶ Cl uitloging	$2,68 \times 10^{-1}$ (-9,99%)	$1,04 \times 10^{-1}$ (-65,05%)	$4,33 \times 10^{-5}$ (-99,99%)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)
⁹⁴ Nb	$6,60 \times 10^{-1}$	$6,60 \times 10^{-1}$	$6,58 \times 10^{-1}$	$6,37 \times 10^{-1}$	$6,16 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-1}$
⁹⁴ Nb uitloging	$6,60 \times 10^{-1}$ (-0,01%)	$6,59 \times 10^{-1}$ (-0,15%)	$6,48 \times 10^{-1}$ (-1,47%)	$5,50 \times 10^{-1}$ (-13,75%)	$4,58 \times 10^{-1}$ (-25,62%)	$1,53 \times 10^{-1}$ (-69,38%)
⁹⁹ Tc	$2,98 \times 10^{-2}$	$2,98 \times 10^{-2}$	$2,98 \times 10^{-2}$	$2,97 \times 10^{-2}$	$2,96 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-2}$
⁹⁹ Tc uitloging	$1,44 \times 10^{-2}$ (-51,55%)	$3,81 \times 10^{-3}$ (-87,22%)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)	$< 10^{-10}$ (⁺ ⁺)
Totaal	$2,10 \times 10^0$	$1,08 \times 10^0$	$1,08 \times 10^0$	$1,07 \times 10^0$	$1,07 \times 10^0$	$1,12 \times 10^0$
Totaal uitloging	$2,03 \times 10^0$ (-3,22%)	$8,34 \times 10^{-1}$ (-22,50%)	$7,02 \times 10^{-1}$ (-34,71%)	$5,90 \times 10^{-1}$ (-44,89%)	$4,97 \times 10^{-1}$ (-53,56%)	$1,90 \times 10^{-1}$ (-83,02%)

Het verwaarlozen van uitloging is op zich niet omhullend voor de *residuele impact* van ¹⁴C over tijdschalen van enkele tientallen tot duizenden jaren. Migratie van ¹⁴C naar diepten waar het niet meer beschikbaar is voor evasie, leidt ertoe dat drinkwater snel de dominante blootstellingsweg wordt voor deze radionuclide wanneer uitloging wordt beschouwd. In absolute waarde is deze bijdrage van ¹⁴C echter niet significant in vergelijking met de globale impact onder het penaliserende grondscenario over de betrokken tijdschalen.

¹⁸² Deze berekening blijft conservatief in termen van concentraties in de bodem en dus omhullend voor de impact, zoals beargumenteerd in §14.9.5.3.



Figuur 14-183: Effectieve dosis voor volwassenen [mSv/a] onder het penaliserende grondscenario met en zonder het effect van uitloging voor enkele belangrijke radionucliden: eerste decennium (boven) en impact op lange termijn (onder).

Voor kinderen en jonge kinderen zou het effect van uitloging nog belangrijker zijn; daar ^{36}Cl de belangrijkste bijdrage levert tot de impact (§14.12.4.1.1). Door het beschouwen van uitloging zou de residuele impact snel onder het niveau van 3 mSv/a zakken indien rekening zou worden gehouden met de mobiliteit van deze radionuclide in de omgeving.

Samenvattend kan gesteld worden dat het niet beschouwen van bodemverliezen door uitloging omhullend is. Hoewel het effect op de (globale) piekimpact tot enkele procenten beperkt blijft, leidt het verwaarlozen van uitloging tot een *sterke overschatting van de residuele impact* op langere termijn.

14.12.5.3.2 Verliezen door oogst

Radionucliden die uit de bodem worden opgenomen door gewassen verdwijnen uit de bodem op het ogenblik dat deze gewassen worden geoogst. Dergelijke verliezen zijn echter moeilijk te kwantificeren (gewassen kunnen deels gerecycleerd worden als compost,...) en daarom worden ze voorzichtigheidshalve genegeerd.

Niettemin dient opgemerkt te worden dat deze hypothese veel conservatiever is in het kader van het penaliserende grondscenario dan in het biosfeermodel voor scenario's van geleidelijke uitloging (§14.4.7.1.2): in het biosfeermodel wordt contaminatie voortdurend geïntroduceerd door irrigatie, terwijl de contaminatie in het penaliserende grondscenario *initieel* wordt verspreid en niet meer hernieuwd.

Deze hypothese draagt dan ook bij tot het omhullende karakter van de *residuele* impact onder het penaliserende grondscenario. In termen van piekimpact (in het eerste jaar) is er geen effect.

14.12.5.4 Externe bestraling

Residentie in een woning/tuin op gecontamineerde grond leidt tot blootstelling door externe bestraling. Naast de hoger beschreven hypothesen met betrekking tot de berekening van de radionuclidenconcentraties in de gecontamineerde grond, dragen ook de blootstellingsduur, afschermingsfactoren en bulkdichtheid van de grond bij tot het omhullende karakter van de evaluatie voor deze blootstellingsweg.

14.12.5.4.1 Blootstellingsduur

De representatieve personen brengen een belangrijke fractie van hun tijd, *meer dan driekwart van het jaar*, door in hun huis/tuin die zich beide op gecontamineerde grond bevinden (Tabel 14-144 in Bijlage 14-1).

14.12.5.4.2 Afscherming

Buitenshuis zorgen de topografie, vegetatie, dieren en eventuele toestellen (speltoestellen, tuinhulpmiddelen,...) voor afscherming van een zekere fractie van de straling afkomstig van de gecontamineerde grond. Hiermee wordt geen rekening gehouden (afschermingsfactor SF_s , buitenshuis gelijk aan 1, zie Tabel 14-144 in Bijlage 14-1).

Voor blootstelling *binnenshuis* reduceert het afschermende effect van *gebouwen* het niveau van blootstelling. In principe zal de afschermingsfactor radionuclideafhankelijk zijn, alsook afhankelijk van de constructie van het gebouw (dikte van de muren/vloeren). In het kader van het Yucca Mountain project (§6.6 van [R14-136]) werd dit bestudeerd en bleken de hoogste waarden van de orde van 0,4 (voor hoogenergetische gammastralers en lichte constructies, met dunne wanden en vloeren). Deze waarde

werd in het model voorzichtigheidshalve gebruikt voor alle radionucliden (SF_6 , binnenshuis gelijk aan 0,4; zie Tabel 14-144 in Bijlage 14-1).

14.12.5.4.3 **Bulkdichtheid gecontamineerde grond**

De bulkdichtheid van gecontamineerde grond wordt gelijkgesteld aan 1 640 kg/m³ (Tabel 14-143 in Bijlage 14-1), wat de gemiddelde gemeten bulkdichtheid is voor de zanden van Mol (Boven Mol) in de omgeving van de bergingssite (zie Tabel 32 in [OD-051]). Gelet op de samenstelling van het gecontamineerd materiaal, met een belangrijke fractie afval en betonpuin, vormt dit een *onderschatting* van de bulkdichtheid. Hierdoor wordt de dosis door externe bestraling overschat.

14.12.5.5 **Ingestie van gewassen en dierlijke producten**

De hierboven beschreven hoge radionuclidenconcentraties in de gecontamineerde grond leiden (via de bodem-plant transferfactoren) tot hogere concentraties in de gewassen voor menselijke en dierlijke consumptie die op deze grond worden geteeld.

14.12.5.5.1 **Evasie van ¹⁴CO₂**

Specifiek voor ¹⁴C, die de belangrijkste bijdrage levert tot de piekimpact voor volwassenen en kinderen (Tabel 14-93), draagt de evasieconstante bij tot het omhullende karakter van de blootstelling door ingestie. De evasiesnelheid van ¹⁴CO₂ is bepalend voor de ¹⁴C-concentratie in de bodem (beschikbaarheid via wortelopname) en de lucht (beschikbaarheid via fotosynthese). In de literatuur worden evasieconstanten tussen en 0,0032 a⁻¹ en 22 a⁻¹ gevonden voor, respectievelijk, pedogenetische verliezen van carbonaten en zandbodems [R14-141].

Omdat de gecontamineerde grondlaag bestaat uit overblijfselen van beton met een belangrijke fractie kalkaggregaten, zal de koolstofinhoud hoger zijn dan voor natuurlijke bodems, waardoor de evasie lager zal zijn. Een *evasieconstante* van 2,2 a⁻¹ (correctiefactor 10 op de waarde voor zandbodem) vormt een bovengrens voor de evasieconstante, die in het wiskundige model wordt aangewend (Tabel 14-143 in Bijlage 14-1).

De keuze voor een maximale evasieconstante is omhullend in termen van piekimpact, omdat hierdoor een hogere ¹⁴CO₂-concentratie in de lucht wordt berekend en gewassen het merendeel van hun koolstof opnemen door fotosynthese (slechts 1-2% via wortelopname [R14-142]).

14.12.5.5.2 **Consumptie**

Het omhullende karakter wordt verder gewaarborgd door de hypothese van *volledige zelfvoorziening* voor zowel gewassen als dierlijke producten. Dierlijke producten zijn melk en vlees afkomstig van rundvee, die contaminatie innemen door hun voer (gras op gecontamineerde grond) en grond (inname met voer).

14.12.5.6 **Radoninhalatie**

Het wiskundige model werd zodanig geparametriseerd dat de resultaten van de berekening overeenkomen met metingen (evenwichtsomstandigheden – §3.1.6.3 van [OD-276]). Gegeven de beperkte dikte van de gecontamineerde laag, waarvan in het model abstractie wordt gemaakt door een evenwichtsconcentratie te beschouwen in het bodemgas, en het feit dat geen rekening wordt gehouden met de depletie van radon nabij het aardoppervlak, kan een dergelijke conceptualisering en parametrisering als omhullend beschouwd worden.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.13 Essentiële parameters

Essentiële parameters zijn de parameters – of hypothesen – waarvoor een sterke afwijking ten opzichte van de beschouwde waarde, of het niet respecteren van de ermee geassocieerde conformiteitscriteria, de resultaten en conclusies van de veiligheidsevaluatie kan beïnvloeden. De identificatie van essentiële parameters en hypothesen is voornamelijk toegespitst op de scenario's van *verwachte evolutie*, aangezien

- de niet-verwachte maar mogelijke evoluties beschouwd in de AES'en in normale omstandigheden niet verifieerbaar zijn; en
- de HIS'en bij definitie gestileerde, hypothetische scenario's zijn waarvoor de onderliggende hypothesen niet verifieerbaar zijn;
- de PS'en een gestileerde manier vormen om om te gaan met groeiende onzekerheden over tijdschalen van enkele duizenden jaren en de onderliggende hypothesen dus de facto ook niet verifieerbaar zijn.

De identificatie van de *essentiële parameters en hypothesen* gebeurt op basis van

- de hypothesen onderliggend aan het EES en hun onderbouwing op basis van de verwachte evolutie (§14.4.2 en §14.4.3);
- de voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie (§14.3.7.1);
- de resultaten van de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor EES (§14.4.4 en §14.4.9.2); en
- de effecten van voor de veiligheid relevante onzekerheden met betrekking tot niet verwachte maar mogelijke evoluties behandeld in de AES'en (§14.6.6.11).

Op basis hiervan worden volgende parameters en hypothesen aangemerkt als essentieel:

- *beschermende rol van de aarden afdekking* tijdens fases Ib, II, III en IV;
- de *verwachte levensduur van de cementgebonden componenten* (minstens 1 000 jaar);
- de *spreiding in de tijd* van de degradatie van het bergingssysteem;
- de *drainage* doorheen de restanten van de aarden afdekking, die de maximale waterinsijpeling in de modules bepaalt (R2a-functie van de aarden afdekking vanaf fase Va);
- de *herverdeling van het insijpelende water* waardoor het merendeel van het insijpelende water van het afval wordt weggeleid (R2a-functie van de afschermingsplaten en het opvulmateriaal in de tussenruimten tussen de monolietstapels), wat ook na degradatie een grote invloed heeft op de insluitingsperformantie (§14.6.6.11);
- de *geometrie* van de SSC's in de installatiemodellen en in het bijzonder de *dikte* van verschillende componenten die, in geval van belangrijke afwijkingen, de geldigheid van de installatiemodellen in vraag stelt;
- *geen versturende chemische reacties* in het afval;
- *traag vrijkomen* van radionucliden uit de afvalvorm (R1-functie voor afval in colli in type I/II monolieten; R3-functie voor type III monolieten);

- de *sorptie-eigenschappen* van de cementgebonden SSC's (R3-functie);
- de *poriëndiffusiecoëfficiënten* in beton, vulmortel (R4a-functie) en afval;
- *dispersie* in conductieve sorberende materialen (R4b-functie);
- de *geotransferfactor* voor een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus.

In Tabel 14-98 wordt aangegeven hoe de essentiële parameters en hypothesen worden beschouwd in de veiligheidsevaluatie, wat de ermee geassocieerde onzekerheden zijn en hoe zij desgevallend verder zullen opgevolgd en/of gecontroleerd worden, i.e.

- door de met de betreffende hypothesen/parameters gerelateerde vereisten voor de bergingscolli, gecontroleerd door toetsing aan de hiermee geassocieerde conformiteitscriteria voor het afval en de bergingscolli als geheel [HS-15];
- door de met de betreffende hypothesen/parameters gerelateerde ontwerpinputs en -vereisten voor de caissons en vulmortel, vertaald in conformiteitscriteria die worden gecontroleerd als onderdeel van de QC bij de productie van caissons en monolieten (Bijlage 2 van [HS-15] en §7.4.2.1 [HS-7]);
- door de ontwerpinputs en -vereisten voor andere SSC's, vertaald in conformiteitscriteria (Tabel 8-27 in §8.7 [HS-8]) die worden gecontroleerd als onderdeel van de QC tijdens constructie/implementatie;
- via het monitoringprogramma (Tabel 16-1 in §16.2.4 [HS-16]); en/of
- door verdere opvolging van wetenschappelijke evoluties en RD&D.

Tevens is de geldigheid van de resultaten van de veiligheidsevaluatie enkel gegarandeerd indien de radiologische *activiteitsinhoud en -verdeling* in overeenstemming is met de beschouwde hypothesen. Dit wordt gegarandeerd door toepassing van de operationele criteria (beperkingen van de activiteit en (door sommatieregels) de heterogeniteit) beschreven in §14.16.

Tabel 14-98: Essentiële parameters en hypothesen, hun onderbouwing en, desgevallend, geplande opvolging en controle (n.v.t.: niet van toepassing).

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Beschermende rol van de aarden afdekking tijdens fases Ib, II, III en IV	ingegraven omstandigheden voor betonnen SSC's tot het einde van fase IV ($t_0 + 1\ 000$ a)	§14.3.2.5.1	afwijkingen van de beoogde performantie van de aarden afdekking (§14.3.2.7, §14.4.3.6.4)	<p>Aanwezigheid en dikte van de aarden afdekking (ontwerpvereiste 26 'afdekking moet de onderliggende componenten tegen chemische degradatie (inclusief carbonatatie) en vorst beschermen'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ topografische metingen op de afdekking tijdens fases Ib, II en III (§16.5.5.1 [HS-16]) ▪ conformiteitscriterium Afd11 met betrekking tot de minimale laagdikte van de aarden afdekking, geverifieerd door topografische opmeting
				<p>Weerstand van de aarden afdekking tegen <i>ontwerpbelastingen</i> (ontwerpvereisten 12.b 'weerstand aan de DBE50 (behoud van de veiligheidsfuncties)' en 12.c 'weerstand aan de ontwerp klimaatbelastingen' en 25.a 'weerstand aan de statische belastingen'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ opvolging van in-situ seismologische gegevens tijdens de constructiefase en fases Ia en Ib (§16.5.7.3 [HS-16]), om <ul style="list-style-type: none"> ▪ de bekomen gegevens te vergelijken met de aannames waarvoor de stabiliteit van de aarden afdekking werd bevestigd in §8.5.7.3 [HS-8] en ▪ een inspectiecampagne op te zetten indien blijkt dat de seismische risicoanalyse gebaseerd is op een onderschatting van de invoerdata ▪ topografische metingen op de proefafdekking tijdens fase Ia (§16.7.2.4 [HS-16]) en op de aarden afdekking tijdens fases Ib, II en III (§16.5.5.1 [HS-16]) ▪ fysiek toezicht op de proefafdekking tijdens fase Ia (§16.7.2.4 [HS-16]) en op de aarden afdekking tijdens fases Ib, II en III (§16.5.5.2 [HS-16]) om anomalieën met betrekking tot afschuivingen te kunnen vaststellen ▪ conformiteitscriterium Afd06 met betrekking tot de laagdikte boven de klei in de afdekking (biologische laag en de bio-intrusie laag), geverifieerd door topografische opmeting ▪ conformiteitscriterium Afd10 met betrekking tot de initiële helling van de zijanten van de aarden afdekking, geverifieerd door topografische opmeting ▪ conformiteitscriterium Afd21 met betrekking tot de initiële helling bovenaan de biologische laag, geverifieerd door topografische opmeting ▪ conformiteitscriterium Afd22 met betrekking tot de karakteristieken van de bio-intrusie laag conform appendix D van NUREG-1632 [R14-42], geverifieerd door topografische opmeting en correlatie-analyses volgens NF P 94-056 en -057

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<p>Weerstand van de aarden afdekking tegen <i>perturbatie door fauna en flora</i> (ontwerpvereiste 9.f 'bio-intrusie voorkomen'):</p> <ul style="list-style-type: none"> fysiek toezicht op de proefafdekking tijdens fase Ia (§16.7.2.4 [HS-16]) en op de aarden afdekking tijdens fases Ib, II en III om anomalieën met betrekking tot perturbatie door fauna en flora te kunnen vaststellen (§16.5.5.2 [HS-16]) conformiteitscriterium Afd03 met betrekking tot de hoekigheid van het materiaal van de bio-intrusie laag, geverifieerd volgens NF EN 933-5 conformiteitscriterium Afd23 met betrekking tot de korrelgrootte van het materiaal van de bio-intrusie laag, geverifieerd door korrelgrootte-analyses volgens NF P 94-056 en -057
				<p>Weerstand van de aarden afdekking tegen <i>erosie</i> (ontwerpvereiste 9.e 'trage erosiesnelheid')</p> <ul style="list-style-type: none"> fysiek toezicht op de proefafdekking tijdens fase Ia (§16.7.2.4 [HS-16]) en op de aarden afdekking tijdens fases Ib, II en III (§16.5.5.2 [HS-16]) om anomalieën met betrekking tot bodemerosie te kunnen vaststellen conformiteitscriterium Afd21 met betrekking tot de initiële helling bovenaan de biologische laag, geverifieerd door topografische opmeting conformiteitscriterium Afd22 met betrekking tot de karakteristieken van de bio-intrusie laag conform appendix D van NUREG-1632 [R14-42], geverifieerd door topografische opmeting en korrelgrootte-analyses volgens NF P 94-056 en -057
				<p>Stabiliteit van de modules (geen grote differentiële zettingen):</p> <ul style="list-style-type: none"> monitoring van de zettingen en verplaatsingen van de modules tijdens fase Ia (§16.5.4 [HS-16]) topografische metingen op de afdekking tijdens fases Ib, II en III (§16.5.5.1 [HS-16])
Verwachte levensduur cementgebonden componenten (minstens 1 000 jaar)	zolang ingegraven omstandigheden heersen, i.e. tot $t_0 + 1\ 000$ a, wordt geen rekening gehouden met effecten van degradatie van cementgebonden componenten (carbonatatie, netwerken van doorgaande scheuren)	§14.3.2 §14.4.3.6.1.1 §14.4.3.6.2.1	afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.2.7, §14.4.3.6.4)	<p>Weerstand van cementgebonden componenten tegen <i>ontwerpbelastingen</i> (ontwerpvereisten 12.a 'weerstand aan de DBE350 (behoud van de veiligheidsfuncties)', 12.b 'weerstand aan de DBE50 (behoud van de veiligheidsfuncties)' en 12.c 'weerstand aan de ontwerp klimaatbelastingen'), <i>statische</i> belastingen (ontwerpvereiste 25.a) en <i>dynamische</i> belastingen (ontwerpvereiste 25.b):</p> <ul style="list-style-type: none"> opvolging van in-situ seismologische gegevens tijdens de constructiefase en fases Ia en Ib, om (§16.5.7.3 [HS-16]) <ul style="list-style-type: none"> de bekomen gegevens te vergelijken met de aannames waarvoor de betonnen componenten ontworpen werden [HS-7][HS-8] een inspectiecampagne op te zetten indien blijkt dat de seismische risicoanalyse gebaseerd is op een onderschatting van de invoerdata

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<ul style="list-style-type: none"> ▪ monitoring via inspectierobot tijdens fase Ia en Ib om onverwachte afwijkingen te kunnen vaststellen (§16.5.2.1 [HS-16]) ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de druksterkteklasse: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod05 voor de modules, Gda08 voor de inspectiegalerij en Afd04 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd volgens NBN EN 206-1 ▪ Mon05 voor de caissons en de vulmortel en Apl03 voor de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de wapening, geverifieerd op de wapeningsplannen en op de werf alvorens het betonneren kan starten <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod16, Mod17, Mod18, Mod19, Mod20, Mod27, Mod28, Mod29, Mod30 en Mod31 voor de componenten van de module ▪ Gda07 voor de inspectiegalerij ▪ Mon21 voor de caisson (basiswapening) ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de vloeigrens van het wapeningsstaal, geverifieerd op materiaalfiches en door testen <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod21 voor de componenten van de module ▪ Mon22 voor de caisson ▪ Gda09 voor de inspectiegalerij ▪ conformiteitscriterium Apl10 met betrekking tot de wapeningsinhoud (vezelgehalte) van de afschermingsplaten, geverifieerd door weging ▪ conformiteitscriterium Fun09 met betrekking tot de samendrukbaarheidsmodulus en indringing van de onderdelen van de funderingen, gecontroleerd via plaatproeven volgens OCW 40/78 of meting met de lichte slagsonde volgens OCW 39/78 ▪ conformiteitscriterium Fun10 met betrekking tot de cohesie van de zandcement-ophoging, gecontroleerd via het cementgehalte (door weging bij aanmaak) ▪ conformiteitscriterium Afd05 met betrekking tot de breukenergie van de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door laboproeven op werfproefstukken (NBN EN 14651)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<p><i>Trage</i> carbonatatiesnelheid van componenten uit klassiek gewapend beton (in ingegraven omstandigheden; ontwerpvereiste 9.d 'trage carbonatatiesnelheid'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ meting carbonatatiefront getuigemonolieten en proefstukken tot aan de sluitingsfase (§16.5.1 [HS-16]) ▪ conformiteitscriteria Mod15 met betrekking tot het cementtype, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod15 voor het beton van de modules ▪ Mon14 voor het beton van de caissons
				<p>Carbonatatie als <i>degradatiemechanisme</i> dat de verwachte levensduur van cementgebonden componenten bepaalt (ontwerpvereisten 9.a 'weerstand aan interne en externe sulfaataantasting', 9.b 'aanvaardbare samenstelling van de aggregaten met het oog op het vermijden van alkali-aggregaat-reacties', 9.c 'weerstand aan vries-dooicycli', 9.h 'voorkomen van corrosie van de wapening' en 10 'compatibele materialen gebruiken (onderling en met het afval)'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ opvolging getuigemonolieten en proefstukken tot aan de sluitingsfase (§16.5.1 [HS-16]): carbonatatiefront, verificatie van afwezigheid van thaumasiet en secundaire ettringiet, dimensionele veranderingen en spanningen (te wijten aan belasting en veroudering), corrosiepotentiaal ▪ conformiteitscriteria Mon 12 en Fun05 met betrekking tot het type cement gebruikt voor respectievelijk de vulmortel en de zandcementophoging, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de hoeveelheid cement: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod03 voor de componenten van de module en Afd01 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ Mon03 voor de caissons en de vulmortel en Apl01 voor de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de w/c verhouding: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod04 voor de componenten van de module en Afd02 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ Mon04 voor het beton van caissons en de vulmortel, en Apl02 voor het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de druksterkteklasse: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod05 voor het beton van de modules en Afd04 voor dat van de ondoorlatende topplaat, geverifieerd volgens NBN EN 206-1 ▪ Mon05 voor het beton van caissons en de vulmortel, en Apl03 voor het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<ul style="list-style-type: none"> ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de chemische samenstelling van het cement: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod08, Mod09, Mod10, Mod11 en Mod38 voor het beton van de modules, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles (cement-analyse) ▪ Mon08, Mon09 en Mon32 voor het beton van de caissons, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ Mon07 en Mon10 voor het beton van de caissons en de vulmortel, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles (cement-analyse) ▪ Mon 24 voor het beton van de caissons en de vulmortel, geverifieerd door opvolging van de QA/QC documenten van de leveranciers en controles ▪ Apl04, Apl05, Apl06, Apl07 en Apl13 voor het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles (cement-analyse) ▪ Afd12 en Afd13 voor het beton van de ondoorlatende topplaat en de vlotplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de maximale uithardingstemperatuur: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod13 en Afd14 voor respectievelijk het beton van de modules en dat van de ondoorlatende topplaat en vlotplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles; en door metingen van de temperatuur in het werk ▪ Mon28 voor het beton van de caissons en de vulmortel, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles; daarnaast zal tijdens de fabricage van dummy caissons/monolieten de temperatuur tijdens de uitharding gemeten worden ter bevestiging ▪ Apl17 voor het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles; daarnaast zal tijdens de opstart van de fabricage de temperatuur tijdens de uitharding van enkele afschermingsplaten gemeten worden ter bevestiging ▪ conformiteitscriteria Mod14, Mon13, Apl09 en Afd18 met betrekking tot het type aggregaten in respectievelijk het beton van de modules, dat van de caissons en de vulmortel, dat van de afschermingsplaten, en dat van de ondoorlatende topplaat en de vlotplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles volgens PTV845(COPRO) ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de minimale betondekking van de wapening: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod22 voor de componenten van de module, geverifieerd door opmeting volgens de norm NBN EN 13670 alvorens het betonneren kan starten en geverifieerd na ontkisting (bijvoorbeeld met een pachometer) ▪ Mon15 voor de caisson, geverifieerd door controle alvorens het betonneren start en geverifieerd na ontkisting (bijvoorbeeld met een pachometer)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<ul style="list-style-type: none"> ▪ conformiteitscriteria Mod33, Mon23, Apl18 en Afd19 met betrekking tot de weerstand van aggregaten in respectievelijk het beton van de componenten van de module, dat van de caissons en de vulmortel, het beton van de afschermingsplaten en dat van de ondoorlatende topplaat en de vlotplaten, gemeten volgens NBN EN 1367-1:2007 of 1367-2:2010 ▪ conformiteitscriteria Mod35, Mon26, Fun12, Apl14 en Afd24 met betrekking tot de expansie op 16 dagen van respectievelijk het beton van de componenten van de modules, dat van de caissons en de vulmortel, de zandcementophoging, de afschermingsplaten, en de ondoorlatende topplaat en de vlotplaten, geverifieerd volgens ASTM C 1260 of equivalent ▪ conformiteitscriteria Mod36, Mon27, Fun13, Apl15 en Afd25 met betrekking tot de expansie op één jaar van respectievelijk het beton van de componenten van de modules, dat van de caissons, de zandcementophoging, de afschermingsplaten, en de ondoorlatende topplaat en de vlotplaten, geverifieerd volgens ASTM C 1293 of equivalent ▪ conformiteitscriterium Mon16 met betrekking tot de afwezigheid van rechtstreeks fysiek contact tussen de wapeningskooi en het ingebedde deel van de hijsankers van de caisson, geverifieerd door visuele controle alvorens het betonneren start ▪ conformiteitscriteria Mod23, Mon17 en Apl12 met betrekking tot het type superplastificeerders voor respectievelijk de componenten van de module, de caissons en de vulmortel, en de afschermingsplaten, geverifieerd in documenten van de leveranciers ▪ conformiteitscriterium Afd09 met betrekking tot het sulfaatgehalte in de infiltratiebarrière, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles (laboanalyses op klei)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<p>Afwezigheid van <i>doorgaande scheuren</i> in betonnen componenten (ontwerpvereisten 5.b 'geen doorgaande macroscheuren' en 9.g 'lage (krimp)scheurwijdte'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ opvolging getuigemonolieten en proefstukken tot aan de sluitingsfase: verificatie van afwezigheid van doorgaande scheuren (§16.5.1 [HS-16]) ▪ monitoring via inspectierobot tijdens fase Ia en Ib om onverwachte afwijkingen te kunnen vaststellen (§16.5.2.1 [HS-16]) ▪ conformiteitscriteria Mod05 en Afd04 met betrekking tot de druksterkteklasse van het beton van de modules en de ondoorlatende topplaat, geverifieerd volgens NBN EN 206-1 ▪ conformiteitscriteria met betrekking tot de afwezigheid van doorgaande macroscheuren <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mod34 voor de modulewand, geverifieerd door visuele inspectie en qc door het plaatsen van een voldoende hoge laag water (~1 m) op de ondersteunende plaat ▪ Mon25 voor de caisson en de vulmortel, geverifieerd door visuele controle op de caisson en het vullen ervan met water ▪ Apl16 voor de afschermingsplaten, geverifieerd door onder water zetten van het bovenvlak van de plaat of andere equivalente maatregelen ▪ Afd20 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door visuele controle ▪ conformiteitscriteria Mod16, Mod17, Mod18, Mod19 en Mod20 met betrekking tot de wapening van de componenten van de module, geverifieerd op de wapeningsplannen en op de werf alvorens het betonneren kan starten ▪ conformiteitscriterium Mod21 met betrekking tot het wapeningsstaal van de componenten van de module, geverifieerd op materiaalfiches en testen ▪ conformiteitscriteria Mod37 en Mon29 met betrekking tot de maximale toegelaten scheurwijdte in respectievelijk het beton van de componenten van de modules en dat van de caissons, geverifieerd door visuele controle ▪ conformiteitscriteria Mon04 en Apl02 met betrekking tot de w/c-verhouding voor respectievelijk het beton van de caisson en de vulmortel, en het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 ▪ conformiteitscriterium Afd05 met betrekking tot de breukenergie van het beton van de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door labproeven op werfproefstukken (NBN EN 14651)

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
	<ul style="list-style-type: none"> afwezigheid van waterstroming in de modules tot $t_0 + 1\ 000$ a 	§14.4.3.5.2.2	afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.2.7)	<p>R2a-rol van de ondoorlatende topplaat en de modulewanden (ontwerpvereisten 5.a 'lage effectieve hydraulische geleidbaarheid', 5.b 'geen doorgaande macroscheuren' en 5.e 'voldoende laterale drainage van water in de afdekking'), in combinatie met afwezigheid van effecten van degradatie zoals hierboven beschouwd:</p> <ul style="list-style-type: none"> monitoring via het drainagesysteem en de inspectierobot tijdens fase Ib om de aanwezigheid van sporen van water te detecteren (§16.6 en §16.5.2.1 [HS-16]) conformiteitscriteria Mod05 en Afd04 met betrekking tot de druksterkteklasse van respectievelijk het beton van de modules en dat van de ondoorlatende topplaat, geverifieerd volgens NBN EN 206-1 conformiteitscriteria met betrekking tot de afwezigheid van doorgaande macroscheuren <ul style="list-style-type: none"> Mod34 voor de modulewand, geverifieerd door visuele inspectie en qc door het plaatsen van een voldoende hoge laag water (~1 m) op de ondersteunende plaat Afd20 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door visuele controle conformiteitscriterium Afd05 met betrekking tot de breukenergie van de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door laboproeven op werfproefstukken (NBN EN 14651) conformiteitscriterium Afd15 met betrekking tot de initiële helling bovenaan de ondoorlatende topplaat, geverifieerd door topografische opmeting
Spreading in de tijd van de degradatie van het bergingssysteem	<ul style="list-style-type: none"> twee starttijdstippen voor degradatie van het bergingssysteem: $t_0 + 650$ a (25% van de modules) en $t_0 + 1\ 000$ a (75% van de modules) degradatie van modules en monolieten telkens in vijf gelijke stappen, gespreid over 300 jaar lineaire toename waterinsijpeling over periode van 350 jaar 	<p>§14.3.2.6</p> <p>§14.4.3.6.3</p> <p>§14.4.3.6.4</p>	<p>spreading in de tijd van de degradatie van modules en monolieten (§14.3.6.1.3)</p> <p>snellheid waarmee beperking waterinsijpeling verdwijnt (§14.3.6.1.2, §14.4.4.2)</p> <p>afwijkingen van de beoogde performantie (§14.3.2.7, §14.3.6.1.4, §14.4.4.3)</p>	<p>n.v.t. – stoelt op argumentatie ("er kon geen proces of gebeurtenis worden geïdentificeerd die aanleiding geeft tot een plotse, grootschalige blootlegging van de ondoorlatende topplaat en de modules")</p>

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Drainage doorheen restanten van de aarden afdekking	<ul style="list-style-type: none"> Cs-klimaatomstandigheden op basis van het hoge CCI-HYDR klimaatscenario Heide (schrane begroeiing) Infiltratie van 480 mm/a	§14.4.3.7.1	klimaat-omstandigheden en begroeiing (§14.3.6.1.9)	<ul style="list-style-type: none"> geen rechtstreekse bevestiging van de drainage doorheen restanten van de aarden afdekking mogelijk; stoelt op argumentatie dat "keuze voor een hoge waterinsijpeling aanleiding geeft tot sneller advectief transport en hogere (piek)fluxen" RD&D – opvolging reële klimaatvoorspellingen
Herverdeling insijpelend water, dat weggeleid wordt van het afval en voornamelijk tussen de monolietstapels stroomt	transmissiviteitsverhouding 25:1 voor de waterstroming doorheen de tussenruimten tussen de monolietstapels ten opzichte van die doorheen de scheuren in de monoliet	§14.3.2.6.1.2 §14.4.3.5.2.1	hoeveelheid water die tussen monolietstapels stroomt (§14.4.4.5) zie ook §14.6.6.11 voor effect van meer water in contact met afval (buiten verwachte evolutie)	R2a-functie van de <i>afschermingsplaten</i> (ontwerpvereisten 5.a 'lage effectieve hydraulische geleidbaarheid' en 5.b 'geen doorgaande macroscheuren'): <ul style="list-style-type: none"> conformiteitscriteria Apl01, Apl02 en Apl03 die een lage hydraulische geleidbaarheid helpen verzekeren, geverifieerd volgens NBN EN 13369 conformiteitscriterium Apl16 met betrekking tot de afwezigheid van doorgaande scheuren, geverifieerd door onder water zetten van het bovenvlak of equivalente maatregelen R2a-functie van het <i>opvulmateriaal in de tussenruimten</i> (ontwerpvereiste 5.f 'voldoende drainage van water tussen de monolietstapels'): <ul style="list-style-type: none"> conformiteitscriterium Mod06 met betrekking tot de hydraulische geleidbaarheid van het opvulmateriaal in de tussenruimten, geverifieerd door een test volgens norm NBN ISO/TS 17892-11 conformiteitscriterium Mod32 met betrekking tot de granulometrie van het opvulmateriaal in de tussenruimten, geverifieerd op basis van de technische fiche en/of proeven (NBN ISO/TS 17892-4)
Geometrie van de ssc's in de installatiemodellen	<ul style="list-style-type: none"> wanddikte caisson 12 cm modulebasis opgebouwd uit 70 cm dikke ondersteunende plaat, 59 cm hoge opgevulde inspectieruimte en 90 cm dikke funderingsplaat 2 m dikke zandcementophoging 	§14.4.3.1	n.v.t.	Geometrie van ssc's conform ontwerp: <ul style="list-style-type: none"> conformiteitscriterium Mod02 met betrekking tot de vulgraad van de opgevulde inspectieruimte, gecontroleerd door meting van het volume ingepompte grout en verificatie van de terugstroom uit de ontluuchtingsbuizen conformiteitscriterium Mod26 met betrekking tot de gecombineerde nominale dikte van de ondersteunende plaat en het prefab element, geverifieerd op de bekistingsplannen en op de werf alvorens het betonneren kan starten; conformiteitscriterium Mon18 met betrekking tot de wanddikte van de caissons, geverifieerd op de bekistingsplannen en door metingen conformiteitscriterium Fun02 met betrekking tot de nominale laagdikte van de zandcementophoging, geverifieerd door topografische opmeting

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Geen verstorende chemische reacties in het afval	<ul style="list-style-type: none"> ▪ geen verstorende chemische reacties in het afval 	§14.3.1.3	gekende en niet-gekende overschrijdingen van de conformiteits-criteria (§14.3.1.3)	<p><i>Chemische vereisten:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ chloride-ionen in het afval mogen de omliggende betonbarrières niet verstoren door versnelde corrosie van de stalen wapening tijdens de periode waarin deze barrières als niet-gedegradeerde beschouwd worden, geverifieerd door toetsing aan de conformiteitscriteria met betrekking tot de toegelaten hoeveelheid minerale chloride-ionen (§15.4.2.2 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ het vrijkomen van sulfaten uit het bergingsafval mag niet leiden tot een aantasting van de betonbarrières tijdens de periode waarin deze als niet-gedegradéerd beschouwd worden, geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot het toegelaten gehalte aan sulfaten (§15.4.2.3 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ gevaarlijke stoffen binnen het in de monoliet ingebrachte afval mogen de verwachte performantie van de monoliet niet verstoren en mogen ook de stabiliteit en de verwachte performantie van het bergingssysteem niet verstoren, geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot afwezigheid van stoffen geklasseerd onder de 'fysische gevaren' volgens de CLP-verordening (§15.4.2.5 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ gasproductie door het ingebrachte radioactieve afval mag de andere componenten van het bergingssysteem niet verstoren (§15.4.2.6 [HS-15]), geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot de redoxpotentiaal van aanwezige metalen met lage redoxpotentiaal in het afval (§15.4.2.6.2 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ de fysische en chemische eigenschappen van het rechtstreeks ingebrachte ruwe en/of verwerkte radioactieve afval mogen geen onderlinge incompatibiliteiten vertonen en ook geen incompatibiliteiten met andere componenten van het bergingssysteem, geverifieerd door evaluatie van de aanwezigheid van bepaalde stoffen in het afval in type III monolieten, waarbij de compatibiliteit per variëteit zal worden bevestigd via argumentatie en, zo nodig, testen (§15.4.2.7 [HS-15])
				<p><i>Fysische vereisten:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ de monoliet mag geen vrije vloeistoffen bevatten, geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot de afwezigheid van vrije vloeistoffen in het in de monoliet ingebrachte radioactieve afval (§15.3.3 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ processen die tot expansie kunnen leiden van het bergingsafval moeten vermeden worden tijdens de periode waarin gerekend wordt op de fysische integriteit van de SSC's rondom het afval, geverifieerd door toetsing aan de conformiteitscriteria met betrekking tot de ongevoeligheid voor ASR en DEF (§15.3.4 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Traag vrijkomen uit de afvalvorm	<ul style="list-style-type: none"> ▪ lineair reversibele sorptie op uitgeharde cementpasta in conditioneringsmatrix (type I) / vulmortel (type III) ▪ 10 m% HCP in afval in type I monolieten ▪ 14,5 m% HCP in inwendig volume van type III monolieten (afval + vulmortel) op basis van minimale hoeveelheid vulmortel van 50 vol% 	§14.4.3.2.1.1	aanwezigheid van complexanten (§14.3.1.3, §14.6.3.4) eigenschappen conditioneringsmatrix ranges van K_d -waarden – zie 'sorptie-eigenschappen'	<p><i>Chemische vereisten</i> met betrekking tot het ingebrachte radioactieve afval:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ complexering door de aanwezigheid van cellulosehoudende stoffen in het afval mag de radiologische impact door uitloging op lange termijn niet significant verhogen – geverifieerd door toetsing aan de conformiteitscriteria met betrekking tot de toegelaten hoeveelheid cellulosehoudende stoffen (§15.4.2.1 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ complexering door de aanwezigheid van chloride-ionen in het afval mag de radiologische impact door uitloging op lange termijn niet significant verhogen – geverifieerd door toetsing aan de conformiteitscriteria met betrekking tot de toegelaten hoeveelheid minerale chloride-ionen (§15.4.2.2 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ complexering door de aanwezigheid van complex- en chelaatvormende agentia in het afval mag de radiologische impact door uitloging op lange termijn niet significant verhogen – geverifieerd door identificatie en kwantificering van de agentia in het afval, waarbij de compatibiliteit, mits eventuele maatregelen, zal worden bevestigd door middel van een specifieke veiligheidsstudie (§15.4.2.4 [HS-15]) <p><i>Fysische vereisten</i> met betrekking tot het ingebrachte afval en de vulmortel:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ het bergingsafval in type I/II monolieten moet de fysische en chemische eigenschappen hebben die het vrijkomen van radionucliden uit het afval beperken, geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot de hoeveelheid HCP (§15.3.2.1 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ de hoeveelheid conditioningsmortel moet voldoende groot zijn om het vrijkomen van radionucliden uit het collo te beperken, geverifieerd door toetsing aan het conformiteitscriterium met betrekking tot de hoeveelheid mortel in een collo (§15.3.2.2 [HS-15]), alvorens het afval te accepteren voor berging ▪ de hoeveelheid vulmortel moet voldoende groot zijn om het vrijkomen van radionucliden uit de monoliet te beperken, geverifieerd door toetsing aan de conformiteitscriteria Mon30 en Mon31 via weging
Sorptie-eigenschappen van cementgebonden ssc's	K_d -waarde van niet-gecarbonateerde cementgebonden ssc's afhankelijk van het gebruikte type cement	§14.4.3.7.1.1	cementtype en samenstelling conditioneringsmortel (§14.3.2.2.5)	<p><i>Type cement</i> gebruikt in ssc's:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ conformiteitscriterium Mod15 met betrekking tot het cementtype voor het beton van de modules, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ conformiteitscriterium Mon12 met betrekking tot het cementtype voor de vulmortel, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ conformiteitscriterium Mon14 met betrekking tot het cementtype voor het beton van de caissons, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles ▪ conformiteitscriterium Fun05 met betrekking tot het cementtype gebruikt in de zandcementophoging, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
				<p>Minimale <i>gewichtsfractie</i> uitgeharde cementpasta (ontwerpvereiste 3 'chemisch vasthouden van radionucliden door chemische retentieprocessen (R3)'):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ conformiteitscriterium Mod01 met betrekking tot de gewichtsfractie HCP in het opvulmateriaal van de inspectieruimte, geverifieerd door weging in de betoncentrale volgens de norm NBN EN 206-1 en analyse op betonstalen ▪ conformiteitscriterium Mod02 met betrekking tot de vulgraad van de opgevulde inspectieruimte, gecontroleerd door meting van het volume ingepompte grout en verificatie van de terugstroom uit de ontluchtingsbuizen ▪ conformiteitscriterium Mon01 met betrekking tot de gewichtsfractie HCP in het beton van de caisson, geverifieerd door weging tijdens de aanmaak volgens de norm NBN EN 13369 en analyse (achteraf) op betonstalen ▪ conformiteitscriterium Mon02 met betrekking tot de gewichtsfractie HCP in vulmortel, geverifieerd door weging tijdens de aanmaak en analyse (achteraf) op mortelstalen ▪ conformiteitscriterium Mon30 met betrekking tot de vulgraad van het interne volume van een monoliet met colli geconditioneerd afval, geverifieerd door weging ▪ conformiteitscriterium Mon31 met betrekking tot de vulgraad van het interne volume van een type III caisson met vulmortel, geverifieerd door weging ▪ conformiteitscriterium Fun01 met betrekking tot het minimale nominale cementgehalte in de zandcementophoging, geverifieerd door weging bij aanmaak en analyse (achteraf) op stalen ▪ conformiteitscriterium Fun02 met betrekking tot de nominale laagdikte van de zandcementophoging, geverifieerd door topografische opmeting ▪ conformiteitscriterium Gda01 met betrekking tot de met betrekking tot de gewichtsfractie cement in het opvulmateriaal van de inspectiegalerij
	<p>K_d-waarden van niet-gecarbonateerde cementgebonden SSC's worden herschaald met de gewichtsfractie uitgeharde cementpasta volgens minimale eisen opgelegd in conformiteitscriteria</p>	<p>§14.4.3.7.7.1 §14.4.3.7.7.3</p>	<p>reële samenstellingen versus minimale eisen in conformiteits-criteria (§14.4.3.7.7.3)</p>	
	<p>EES (Tabel 14-28 in §14.4.3.7.7.2): beste schattingswaarden voor de K_d voor uitgeharde cementpasta en calciet</p> <p>RS (Tabel 14-55 in §14.5.3.2.7.1): minimale waarden voor de K_d voor uitgeharde cementpasta en calciet</p>	<p>§14.4.3.7.7.2 (EES) §14.5.3.2.7.1 (RS)</p>	<p>ranges van K_d-waarden: §14.3.6.1.18 §14.4.4.10</p>	<p>RD&D – metingen op uitgeharde cementpasta specifiek voor de SSC's voor de maatgevende radionucliden</p>

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Poriëndiffusie-coëfficiënten in beton, vulmortel en afval	EES (Tabel 14-27 in §14.4.3.7.6): beste schattingswaarden van D_p voor CI voor beton en vulmortel; hoog geschatte waarde uitgaande van de diffusiviteit in vrije oplossing voor CI voor afval, opvulmateriaal van de inspectieruimte, zandcement, opvulmateriaal in tussenruimten en scheuren RS (Tabel 14-54 in §14.5.3.2.6): minimale waarden van D_p voor CI voor beton en vulmortel; hoog geschatte waarde uitgaande van de diffusiviteit in vrije oplossing voor CI voor afval, opvulmateriaal van de inspectieruimte, zandcement, opvulmateriaal in tussenruimten en scheuren	§14.4.3.7.6 (EES) §14.5.3.2.6 (RS)	ranges van D_p -waarden: §14.3.6.1.17 §14.4.4.8	Lage <i>effectieve diffusiviteit</i> (ontwerpvereiste 7): <ul style="list-style-type: none"> conformiteitscriteria met betrekking tot de hoeveelheid cement: <ul style="list-style-type: none"> Mod03 voor de componenten van de module en Afd01 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles Mon03 voor de caissons en de vulmortel en Apl01 voor de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 conformiteitscriteria met betrekking tot de w/c verhouding van cementgebonden materialen: <ul style="list-style-type: none"> Mod04 voor de componenten van de module en Afd02 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd in documenten van de leveranciers en controles Mon04 voor het beton van caissons en de vulmortel en Apl02 voor het beton van de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369 conformiteitscriteria met betrekking tot de druksterkteklasse: <ul style="list-style-type: none"> Mod05 voor de modules en Afd04 voor de ondoorlatende topplaat, geverifieerd volgens NBN EN 206-1 Mon05 voor de caissons en de vulmortel en Apl03 voor de afschermingsplaten, geverifieerd volgens NBN EN 13369
Dispersie in conductieve sorberende materialen	<ul style="list-style-type: none"> opvulmateriaal inspectieruimte: effect van (verwachte) mechanische dispersie (deels) gecompenseerd door teruggdiffusie vanuit scheur doorheen het opvulmateriaal in het opvulmateriaal zandcementophoging: mechanische dispersie (longitudinale dispersiviteit 0,1 m) 	§14.4.3.7.5 §14.4.3.6.1.3	dispersie in opvulmateriaal inspectieruimte: §14.3.6.1.16 §14.4.3.6.1.3 dispersie in zandcement: §14.3.6.1.16 §14.4.4.7	Hoge <i>dispersiviteit</i> (ontwerpvereiste 8): <ul style="list-style-type: none"> conformiteitscriterium Mod07 met betrekking tot de hydraulische geleidbaarheid van het opvulmateriaal van de inspectieruimte, geverifieerd door een test volgens norm NBN ISO/TS 17892-11 conformiteitscriterium Fun03 met betrekking tot de hydraulische geleidbaarheid van de zandcementophoging, geverifieerd door meting op kernen volgens NBN ISO/TS 17892-11

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Parameter / hypothese	Waarde / hypothese in EES/RS	Argumentatie	Onzekerheid	Geplande opvolging en controle
Geotransferfactor voor een hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus	GTF voor waterput als belangrijkste biosfeerreceptor met een waarde van $1,7 \times 10^{-5}$ Bq/m ³ per Bq/a bepaald onder mogelijke toekomstige Cs-klimaatomstandigheden volgens het hoge CCI-HYDR klimaatscenario en in afwezigheid van het kanaal Bocholt-Herentals	§14.4.5.4 §14.4.5.5.2.1	toekomstig klimaat: §14.3.6.3.1 waterstromingspatronen: §4.6.2.7 [HS-4] hypothesen rond waterput: §14.4.6	<ul style="list-style-type: none"> ▪ geen rechtstreekse bevestiging van de geotransferfactor mogelijk; gebaseerd op argumentatie dat de waarde omhullend is in het geheel van de evaluatie ▪ RD&D – opvolging reële klimaattevolutie en klimaatvoorspellingen ▪ waterstroming: opvolging van waterpeilen, stroomrichtingen en stroomsnelheden in de omgeving van de berging tot het einde van de nucleaire reglementaire controlefase (§16.4.11 [HS-16])

14.14 Performantieanalyse: insluitingscapaciteit

*DE PERFORMANTIEANALYSE IN TERMEN VAN INSLUITINGSCAPACITEIT ZAL HIER WORDEN
OPGENOMEN VOORAFGAAND AAN DE TWEEDE WETENSCHAPPELIJKE RAAD.*

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.15 Performantieanalyse: afzonderingscapaciteit

DE PERFORMANTIEANALYSE IN TERMEN VAN AFZONDERINGSCAPACITEIT ZAL HIER WORDEN OPGENOMEN VOORAFGAAND AAN DE TWEDE WETENSCHAPPELIJKE RAAD.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.16 Afleiding van operationele criteria op basis van de langetermijnveiligheidsevaluatie

14.16.1 Inleiding en doelstellingen

De op basis van de resultaten van de langetermijnveiligheidsevaluatie afgeleide *operationele criteria* worden in de context van dit hoofdstuk beperkt tot

- de *beperkingen* van de *activiteit* en de *heterogeniteit* (door middel van sommatieregels) van de *kritieke radionucliden* in de bronterm; en
- de *verificaties* voorafgaand aan de eigenlijke opvulling van de modules waarmee finaal wordt bevestigd dat de radiologische impacts aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria.

De identificatie van *kritieke radionucliden*, op basis van de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden (§14.3.1.4.4) en de resultaten van de veiligheidsanalyse wordt uiteengezet in §14.16.2.

Aan de kritieke radionucliden wordt per radionuclide een absolute beperking van de *radiologische capaciteit* opgelegd (§14.16.3), waarvoor de veiligheid wordt aangetoond in de veiligheidsanalyse. Deze wordt gecombineerd met een beperking van de *maximaal toegelaten radionuclidenconcentraties* (§14.16.4) op de schaal ‘collo’¹⁸³, alsook op de schaal ‘module’ voor een aantal radionucliden. Deze concentraties kunnen binnen redelijke grenzen afwijken van de gemiddelde concentratie berekend uitgaande van de radiologische capaciteit. Bij het vastleggen van deze radiologische limieten worden de resultaten van de veiligheidsevaluatie in rekening gebracht.

Om de spreiding van de activiteit over de modules te garanderen, worden bijkomende beperkingen van de heterogeniteit (heterogeniteitsfactoren op basis van *sommatieregels*) opgelegd voor bepaalde (combinaties van) kritieke radionucliden (§14.16.5).

De *activiteitsbeperkingen*

- liggen aan de basis van de *conformiteitscriteria* met betrekking tot toegelaten radiologische activiteitsconcentraties (§15.6.1.1 [HS-15]); en
- maken deel uit van de *radiologische uitbatingslimieten* (§9.9 [HS-9]).

De *sommatieregels* dienen om

- de heterogeniteit in de berging in overeenstemming met de *hypothesen* van de uitlogingsscenario’s, met inbegrip van de HIS’en met betrekking tot aantasting van de insluitingscapaciteit, te houden;
- de concentratie van activiteit binnen één of enkele van de toekomstige colli binnen de grenzen van *reeds geproduceerd* categorie A afval uit bronterm 2013 V2 te houden; en
- de heterogeniteit in de berging op alle relevante schalen te kunnen *beheren* bij het opvullen van de berging met afval.

¹⁸³ Voor type III monolieten stemt het collo overeen met het inwendige volume van de monoliet.

Niet alle operationele criteria worden dus rechtstreeks ingegeven of onderbouwd door de resultaten van de veiligheidsevaluatie.

De activiteitsbeperkingen per radionuclide en de uit de sommatieregels afgeleide heterogeniteitsfactoren worden gebruikt bij het vastleggen van een bergingsbeleid en *opvulmethodiek* (§9.3.4 [HS-9]), die bepalen op welke manier de berging opgevuld kan worden. Deze vormen de basis voor het opstellen van een *opvulplan* (§9.3.4.2 [HS-9]), dat telkens wordt opgesteld voor de opvulling van vier modules. Hiermee wordt enerzijds de exacte combinatie van bergbare afvalcolli tot monolieten bepaald en anderzijds de plaats die de monolieten uiteindelijk zullen innemen in de bergingsinstallatie.

Tijdens de opmaak van de opvulplannen en de exploitatie van de berging, worden, alvorens de opvulling van vier modules te starten, *verificaties* uitgevoerd (§14.16.6) om na te gaan dat

- a priori aan de activiteits- en heterogeniteitsbeperkingen voldaan wordt; én
- de radiologische impacts op alle relevante schalen aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria.

Een samenvattend overzicht van de operationele criteria en verificaties en, indien van toepassing, hun link met de verschillende scenario's van de veiligheidsevaluatie wordt gegeven in §14.16.7.

14.16.2 Identificatie van kritieke radionucliden

De kritieke radionucliden worden geïdentificeerd uitgaande van

- de voor de langetermijnveiligheid belangrijke geachte radionucliden (§14.3.1.4); en
- de over de relevante tijdschalen berekende *radiologische impacts* voor volwassenen onder
 - ▶ het RS (§14.16.2.1),
 - ▶ de HIS'en (§14.16.2.2), en
 - ▶ de PS'en (§14.16.2.3),

voor de bronterm 2013 V2, waarbij de bijdrage van expliciet gemodelleerde dochternucliden in alle gevallen bij de moeder wordt geteld. Het bijkomend beschouwen van andere leeftijdsgroepen, of van de AES'en¹⁸⁴, zou geen aanleiding geven tot bijkomende kritieke radionucliden.

De voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden die onder alle scenario's een zeer *geringe* bijdrage leveren tot de radiologische impact, hoeven niet beperkt te worden qua activiteit en/of activiteitsconcentratie in het afval op enige relevante schaal en vormen dan ook geen kritieke radionucliden. Ook ²²⁶Ra en ²³²Th worden, gegeven het geldende specifieke radiologische conformiteitscriterium (zie §15.6.1.2 [HS-15]), niet als kritieke radionucliden aangemerkt.

Bij belangrijke wijzigingen aan de (voorziene) bronterm in de berging dienen de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden bevestigd en, desgevallend, herzien/aangevuld te worden. In voorkomend geval zal dit gepaard gaan met nieuwe veiligheidsanalyses, op basis waarvan ook de kritieke radionucliden opnieuw bevestigd en, desgevallend, herzien/aangevuld zullen worden.

¹⁸⁴ Wel zouden, op basis van sommige AES'en, bijkomende radionucliden als kritiek geïdentificeerd worden in vergelijking met het RS. De betrokken radionucliden zijn echter eveneens kritiek voor sommige HIS'en.

14.16.2.1 Kritieke radionucliden onder het referentiescenario voor geleidelijke uitloging

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het RS indien haar maximale impact voor volwassenen (Tabel 14-145 in Bijlage 14-1), inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 100$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact van ongeveer 0,1 mSv/a (i.e. meer dan 10^{-4} mSv/a).

21 radionucliden worden kritiek bevonden voor het referentiescenario:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{36}Cl , ^{244}Cm , ^{135}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U en ^{236}U .

14.16.2.2 Kritieke radionucliden onder intrusiescenario's

14.16.2.2.1 Analyse van een boorkern

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘analyse van een boorkern’ indien haar maximale impact, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar]

- 1) bij analyse van een gemiddelde boorkern (Tabel 14-156 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de berekende globale maximale impact (i.e. meer dan $6,64 \times 10^{-5}$ mSv; zie §14.7.4.1.1); of
- 2) meer bedraagt dan 1% van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (i.e. meer dan 0,03 mSv) wanneer de maximale activiteitsconcentratie in GA die voorkomt in de bronterm (Tabel 14-5 in §14.3.1.5) wordt beschouwd (Tabel 14-156 in Bijlage 14-1).

16 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘analyse van een boorkern’ op basis van het eerste criterium¹⁸⁵:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{137}Cs , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{126}Sn , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U en ^{238}U .

13 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘analyse van een boorkern’ op basis van het tweede criterium¹⁸⁵:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{137}Cs , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{237}Np , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu en ^{234}U .

14.16.2.2.2 Boring

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘boring’ indien haar maximale impact, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar]

- 1) bij een homogene activiteitsverdeling (Tabel 14-157 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact (i.e. meer dan $7,14 \times 10^{-6}$ mSv; zie §14.8.4.1.1); of
- 2) meer bedraagt dan 1% van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (i.e. meer dan 0,03 mSv) wanneer de maximale activiteitsconcentratie in GA die voorkomt in de bronterm (Tabel 14-5 in §14.3.1.5) wordt beschouwd in een volledige stapel type III monolieten¹⁸⁶ (Tabel 14-157 in Bijlage 14-1).

¹⁸⁵ De radionucliden die slechts op basis van één van beide criteria kritiek worden bevonden, werden in vet gedrukt.

¹⁸⁶ De (theoretisch maximale) impacts van de CLI's bij boring doorheen een stapel type III monolieten zijn hoger dan bij boring doorheen een stapel type I monolieten (§14.8.4.1.2). Daarom kan ook deze berekening voor de maximale activiteitsconcentraties als omhullend beschouwd worden voor de berekening uitgaande van een stapel type I monolieten.

15 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘boring’ op basis van het eerste criterium¹⁸⁵:

^{108m}Ag, ²⁴¹Am, ²⁴³Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁴Nb, ⁶³Ni, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu, ¹²⁶Sn, ²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁶U en ²³⁸U.

8 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘boring’ op basis van het tweede criterium:

^{108m}Ag, ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁴Nb, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu en ²⁴¹Pu.

14.16.2.2.3 Constructie – uitgraving

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘constructie-uitgraving’ indien haar maximale impact, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] bij een homogene activiteitsverdeling (Tabel 14-158 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact (i.e. meer dan $1,05 \times 10^{-4}$ mSv – zie §14.8.4.2.1).

16 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘constructie-uitgraving’:

^{108m}Ag, ²⁴¹Am, ²⁴³Am, ¹⁴C, ¹³⁷Cs, ⁹⁴Nb, ⁶³Ni, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu, ¹²⁶Sn, ²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁶U en ²³⁸U.

14.16.2.2.4 Residentie na boring

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘residentie na boring’ indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] na intrusie op $t_0 + 350$ jaar

- 1) bij een homogene activiteitsverdeling (Tabel 14-159 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact (i.e. meer dan $7,71 \times 10^{-6}$ mSv/a – zie §14.9.4.1.1); of
- 2) meer bedraagt dan 1% van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a wanneer de maximale activiteitsconcentratie in GA die voorkomt in de bronterm (Tabel 14-5 in §14.3.1.5) wordt beschouwd in een volledige stapel type III monolieten¹⁸⁷ (Tabel 14-159 in Bijlage 14-1).

18 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘residentie na boring’ op basis van het eerste criterium¹⁸⁵:

^{108m}Ag, ²⁴¹Am, ²⁴³Am, ¹⁴C, ⁴¹Ca, ³⁶Cl, ¹³⁷Cs, ⁹⁴Nb, ⁶³Ni, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu, ¹²⁶Sn, ⁹⁹Tc, ²³⁴U, ²³⁶U en ²³⁸U.

7 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘residentie na boring’ op basis van het tweede criterium:

^{108m}Ag, ²⁴¹Am, ¹⁴C, ¹³⁷Cs, ⁹⁴Nb, ⁶³Ni en ⁹⁹Tc.

14.16.2.2.5 Residentie na uitgraving

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘residentie na uitgraving’ indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] na intrusie op $t_0 + 350$ jaar (Tabel 14-160 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact bij een homogene activiteitsverdeling (i.e. meer dan $4,42 \times 10^{-4}$ mSv/a – zie §14.9.4.2.1).

¹⁸⁷ De (theoretisch maximale) impact van de CLI’s bij residentie op boorgruis afkomstig van boring doorheen een stapel type III monolieten is hoger dan bij residentie op boorgruis afkomstig van boring doorheen een stapel type I monolieten (§14.9.4.1.2). Daarom kan ook deze berekening voor de maximale activiteitsconcentraties als omhullend beschouwd worden voor de berekening uitgaande van een stapel type I monolieten.

22 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘residentie na uitgraving’:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{36}Cl , ^{137}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{79}Se , ^{126}Sn , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{236}U en ^{238}U .

14.16.2.2.6 Residentie op de bergingsinstallatie

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘residentie op de bergingsinstallatie’ indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\,000$ jaar] na intrusie op $t_0 + 350$ jaar (Tabel 14-161 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact bij een homogene activiteitsverdeling over de modules en monolietstapels (i.e. meer dan $1,65 \times 10^{-4}$ mSv/a – zie §14.10.4.1.1).

24 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘residentie op de bergingsinstallatie’:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{36}Cl , ^{244}Cm , ^{135}Cs , ^{137}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U en ^{238}U .

14.16.2.2.7 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het HIS ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\,000$ jaar] na intrusie op $t_0 + 350$ jaar (Tabel 14-162 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact bij een homogene activiteitsverdeling over de modules (i.e. meer dan $2,11 \times 10^{-3}$ mSv/a – zie §14.10.4.2.1).

24 radionucliden worden kritiek bevonden voor ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’:

^{108m}Ag , ^{241}Am , ^{243}Am , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{36}Cl , ^{135}Cs , ^{137}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{79}Se , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U en ^{238}U .

14.16.2.3 Kritieke radionucliden onder de penaliserende scenario’s

14.16.2.3.1 Penaliserend grondwaterscenario

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het penaliserende grondwaterscenario indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen vanaf $t_0 + 2\,000$ jaar tot het einde van de evaluatieperiode bij penaliserende omstandigheden vanaf $t_0 + 2\,000$ jaar (Tabel 14-163 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact van ongeveer 3 mSv/a bij een homogene activiteitsverdeling (i.e. meer dan 3×10^{-3} mSv/a – zie §14.11.6.1.1).

19 radionucliden worden kritiek bevonden voor het penaliserende grondwaterscenario:

^{108m}Ag , ^{243}Am , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{135}Cs , ^{129}I , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{79}Se , ^{126}Sn , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U en ^{93}Zr .

14.16.2.3.2 **Penaliserend grondscenario**

Een voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide wordt als ‘kritiek’ aangemerkt onder het penaliserende grondscenario indien haar maximale impact voor volwassenen, inclusief de bijdragen van haar dochters, over de relevante tijdschalen vanaf $t_0 + 2\,000$ jaar tot het einde van de evaluatieperiode bij penaliserende omstandigheden vanaf $t_0 + 2\,000$ jaar (Tabel 14-164 in Bijlage 14-1) meer bedraagt dan 0,1% van de globale maximale impact bij een homogene activiteitsverdeling (i.e. meer dan $2,10 \times 10^{-3}$ mSv/a – zie §14.12.4.1.1).

16 radionucliden worden kritiek bevonden voor het penaliserende grondscenario:

^{243}Am , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{36}Cl , ^{129}I , ^{94}Nb , ^{59}Ni , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{79}Se , ^{126}Sn , ^{99}Tc , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U en ^{238}U .

14.16.2.4 **Overzicht van de lijst van kritieke radionucliden**

Tabel 14-99 geeft een overzicht van de 28 kritieke radionucliden geïdentificeerd op basis van het RS, de HIS'en en de PS'en.

Tabel 14-99: Identificatie van kritieke radionucliden uitgaande van het RS, de HIS'en en de PS'en.

Radionuclide	Verwachte evolutie		Gevolgen van intrusie door aantasting van de afzonderingscapaciteit							Gevolgen van intrusie door aantasting van de insluitingscapaciteit		Penaliserende scenario's		Conclusie	
	Referentiescenario (RS)		Analyse boorkern (HIS) – gemiddelde concentratie	Analyse boorkern (HIS) – maximale concentratie	Boring (HIS) – gemiddelde concentratie	Boring (HIS) – maximale concentratie	Constructie – uitgraving (HIS)	Residentie na boring (HIS) – gemiddelde concentratie	Residentie na boring (HIS) – maximale concentratie	Residentie na uitgraving (HIS)	Residentie op de bergingsinstallatie (HIS)	Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit (HIS)	Penaliserend grondwaterscenario (PS)		Penaliserend grondscenario (PS)
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
^{241}Am	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
$^{242\text{m}}\text{Am}$															
^{243}Am	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
^{10}Be															
^{14}C	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
^{41}Ca	✓							✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
^{36}Cl	✓							✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
^{244}Cm	✓									✓					✓
^{135}Cs	✓									✓	✓	✓			✓
^{137}Cs			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
^3H															

	Verwachte evolutie	Gevolgen van intrusie door aantasting van de afzonderingscapaciteit										Gevolgen van intrusie door aantasting van de insluitingscapaciteit		Penaliserende scenario's	
Radionuclide	Referentiescenario (RS)	Analyse boorkern (HIS) – gemiddelde concentratie	Analyse boorkern (HIS) – maximale concentratie	Boring (HIS) – gemiddelde concentratie	Boring (HIS) – maximale concentratie	Constructie – uitgraving (HIS)	Residentie na boring (HIS) – gemiddelde concentratie	Residentie na boring (HIS) – maximale concentratie	Residentie na uitgraving (HIS)	Residentie op de bergingsinstallatie (HIS)	Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit (HIS)	Penaliserend grondwaterscenario (PS)	Penaliserend grondscenario (PS)	Conclusie	
¹²⁹ I	✓								✓	✓	✓	✓	✓	✓	
⁹³ Mo	✓								✓	✓	✓	✓	✓	✓	
⁹⁴ Nb	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
⁵⁹ Ni	✓	✓	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓	
⁶³ Ni		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	
²³⁶ Np															
²³⁷ Np	✓		✓						✓	✓				✓	
¹⁰⁷ Pd															
²³⁸ Pu		✓	✓	✓	✓	✓	✓							✓	
²³⁹ Pu	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²⁴⁰ Pu	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²⁴¹ Pu	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓	
²⁴² Pu															
⁷⁹ Se	✓								✓	✓	✓	✓	✓	✓	
¹²⁶ Sn		✓		✓		✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	
⁹⁰ Sr									✓	✓				✓	
⁹⁹ Tc	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²²⁹ Th															
²³² U															
²³³ U															
²³⁴ U	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²³⁵ U	✓	✓		✓		✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²³⁶ U	✓	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
²³⁸ U		✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
⁹³ Zr											✓			✓	
Aantal	21	16	13	15	8	16	18	7	22	24	24	19	16	28	

Samengevat wordt/worden

- 16 radionucliden (^{108m}Ag, ²⁴³Am, ¹⁴C, ⁴¹Ca, ³⁶Cl, ¹²⁹I, ⁹³Mo, ⁹⁴Nb, ⁵⁹Ni, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ⁷⁹Se, ⁹⁹Tc, ²³⁴U, ²³⁵U en ²³⁶U) kritiek bevonden voor zowel het RS als minstens 1 HIS met betrekking tot de

afzonderingscapaciteit, minstens 1 HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit en minstens 1 PS. Zes hiervan (^{243}Am , ^{94}Nb , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{234}U en ^{236}U) zijn kritiek onder alle beschouwde scenario's;

- 3 radionucliden (^{241}Am , ^{237}Np en ^{241}Pu) kritiek bevonden voor zowel het RS als minstens 1 HIS met betrekking tot de afzonderingscapaciteit en minstens 1 HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit maar niet voor de PS'en;
- 1 radionuclide (^{135}Cs) kritiek bevonden voor alle beschouwde scenario's met betrekking tot de insluitingscapaciteit, maar niet voor de scenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit;
- 1 radionuclide (^{244}Cm) kritiek bevonden voor het RS en 1 HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit ('residentie op de bergingsinstallatie'), maar niet voor de andere HIS'en of de PS'en;
- 3 radionucliden (^{137}Cs , ^{63}Ni en ^{90}Sr) kritiek bevonden voor minstens 1 HIS met betrekking tot de afzonderingscapaciteit en minstens 1 HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit, maar niet voor het RS of de PS'en;
- 1 radionuclide (^{238}U) kritiek bevonden voor alle HIS'en en PS'en, maar niet voor het RS;
- 1 radionuclide (^{126}Sn) kritiek bevonden voor een aantal HIS'en met betrekking tot de afzonderingscapaciteit en de PS'en;
- 1 radionuclide (^{238}Pu) enkel kritiek bevonden voor een aantal HIS'en met betrekking tot de afzonderingscapaciteit;
- 1 radionuclide (^{93}Zr) enkel kritiek bevonden voor het penaliserende grondwaterscenario.

14.16.3 Toegelaten radiologische capaciteit per radionuclide

De *toegelaten radiologische capaciteit* (OLI) is de *absolute* beperking van de *totale* activiteit per kritieke radionuclide, waarvoor de veiligheid op lange termijn wordt aangetoond.

Omdat voor de activiteitsniveaus in de bronterm 2013 V2 (Tabel 14-4 in §14.3.1.5) werd aangetoond dat

- de impact onder het RS voldoet aan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a (§14.5.7.1.1);
- de impact onder grootschalige HIS'en bij een homogene activiteitsverdeling kleiner is dan of vergelijkbaar is met 3 mSv/a (§14.8.4.2.1, §14.9.4.2.1 en §14.10.4.2.1);
- de impact onder AES'en aanvaardbaar is (§14.6.6), rekening houdend met de waarschijnlijkheid van optreden en voldoet aan de globale risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} (§14.6.7); en
- de impact onder de PS'en lager is dan of vergelijkbaar is met de referentiewaarde van 3 mSv/a (§14.11.6.1.1 en §14.12.4.1.1);

levert de activiteit per kritieke radionuclide in de bronterm 2013 V2 in theorie de corresponderende OLI op van de betreffende kritieke radionuclide voor de berging als geheel (§6.4.5.3 [HS-6]).

De *hydrogeologische situatie* komt tussen bij de impactberekeningen voor het RS, de AES'en, de HIS'en met betrekking tot aantasting van de insluitingscapaciteit en het penaliserende grondwaterscenario. Het voldoen aan de criteria voor deze scenario's hangt dan ook af van *bevestigingsmetingen* van de snelheid en richting van de grondwaterstroming in de bovenste aquifer. Momenteel zijn deze metingen enkel

uitgevoerd in de nabijheid van de *oostelijke* tumulus; in de nabijheid van de *westelijke* tumulus konden geen uitspraken gedaan worden door een verstoring van de natuurlijke situatie van het grondwater in het westelijke deel van de bergingssite ten tijde van de metingen (4.6.2.7 [HS-4]). Daarom wordt in de radiologische impactberekeningen voor deze scenario's uitgegaan van een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus (§14.4.5.5) en worden in §6.4.5.3 [HS-6] enkel OLI's voorgesteld voor de oostelijke tumulus.

Gelet op de beschouwde *homogene activiteitsverdeling* in de scenario's van de veiligheidsanalyse bedragen deze 20/29^{stc} van de totale theoretische OLI's corresponderend met de activiteitsniveaus in de bronterm 2013 V2. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 14-100.

Tabel 14-100: Toegelaten radiologische capaciteit per kritieke radionuclide (OLI) [Bq] voor de oostelijke tumulus.

Radionuclide	Totale activiteit bronterm 2013 V2 [Bq]	OLI oostelijke tumulus [Bq]]	Radionuclide	Totale activiteit bronterm 2013 V2 [Bq]	OLI oostelijke tumulus [Bq]]
^{108m} Ag	$2,30 \times 10^{10}$	$1,59 \times 10^{10}$	²³⁷ Np	$8,51 \times 10^8$	$5,87 \times 10^8$
²⁴¹ Am	$5,44 \times 10^{11}$	$3,75 \times 10^{11}$	²³⁸ Pu	$3,19 \times 10^{11}$	$2,20 \times 10^{11}$
²⁴³ Am	$1,64 \times 10^{10}$	$1,13 \times 10^{10}$	²³⁹ Pu	$9,37 \times 10^{10}$	$6,46 \times 10^{10}$
¹⁴ C	$7,29 \times 10^{12}$	$5,03 \times 10^{12}$	²⁴⁰ Pu	$9,87 \times 10^{10}$	$6,81 \times 10^{10}$
⁴¹ Ca	$2,31 \times 10^{12}$	$1,59 \times 10^{12}$	²⁴¹ Pu	$1,06 \times 10^{13}$	$7,31 \times 10^{12}$
³⁶ Cl	$2,02 \times 10^{10}$	$1,39 \times 10^{10}$	⁷⁹ Se	$8,99 \times 10^8$	$6,20 \times 10^8$
²⁴⁴ Cm	$1,90 \times 10^{11}$	$1,31 \times 10^{11}$	¹²⁶ Sn	$1,25 \times 10^9$	$8,62 \times 10^8$
¹³⁵ Cs	$3,73 \times 10^8$	$2,57 \times 10^8$	⁹⁰ Sr	$3,19 \times 10^{12}$	$2,20 \times 10^{12}$
¹³⁷ Cs	$8,08 \times 10^{13}$	$5,57 \times 10^{13}$	⁹⁹ Tc	$7,47 \times 10^{10}$	$5,15 \times 10^{10}$
¹²⁹ I	$1,41 \times 10^9$	$9,72 \times 10^8$	²³⁴ U	$7,71 \times 10^{10}$	$5,32 \times 10^{10}$
⁹³ Mo	$2,03 \times 10^{10}$	$1,40 \times 10^{10}$	²³⁵ U	$3,76 \times 10^9$	$2,59 \times 10^9$
⁹⁴ Nb	$3,99 \times 10^{11}$	$2,75 \times 10^{11}$	²³⁶ U	$5,80 \times 10^{10}$	$4,00 \times 10^{10}$
⁵⁹ Ni	$4,99 \times 10^{12}$	$3,44 \times 10^{12}$	²³⁸ U	$2,21 \times 10^{10}$	$1,52 \times 10^{10}$
⁶³ Ni	$5,44 \times 10^{14}$	$3,75 \times 10^{14}$	⁹³ Zr	$1,63 \times 10^9$	$1,12 \times 10^9$

Na bevestiging van de hydrogeologische modellen voor alle relevante delen, zal dit gepaard gaan met een bevestiging dat de maximale impacts onder de verschillende scenario's van de veiligheidsanalyse niet hoger/uitgebreider zijn dan wat berekend werd in het veiligheidsrapport voor de waterputreceptor aan de voet van de oostelijke tumulus. Hiertoe zullen gepaste OLI's voor de westelijke tumulus worden vastgelegd.

14.16.4 Absolute concentratielimieten

14.16.4.1 Absolute concentratielimieten voor colli

De concentratielimieten voor colli (CLI) worden in §6.4.5.4 [HS-6] voorgesteld op basis van de maximale concentratie die voorkomt in de berging uitgaande van bronterm 2013 V2 (concentratie in gekarakteriseerde colli of verwachte concentratie over alle afvalfamilieën en variëteiten indien deze groter

bleek – zie Tabel 14-5 in §14.3.1.5), afgerond naar de volgende grootteorde tot op één beduidend cijfer, met een ondergrens van 1×10^8 Bq/m³.

Echter werd van deze algemene regel afgeweken wanneer

- de CLI van een individuele kritieke radionuclide, door de afronding naar boven, onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ aanleiding gaf tot
 - ▶ een effectieve dosis van meer dan 3 mSv (²⁴¹Am, ⁹⁴Nb en ²⁴¹Pu); of
 - ▶ een equivalente huiddosis van meer dan 50 mSv (niet van toepassing); of
 - ▶ een equivalente dosis voor de ooglens¹⁸⁸ van meer dan 15 mSv (niet van toepassing);
- de ondergrens van 1×10^8 Bq/m³ onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ aanleiding gaf tot een effectieve dosis van meer dan 3 mSv, een equivalente huiddosis van meer dan 50 mSv of een equivalente dosis voor de ooglens van meer dan 15 mSv (niet van toepassing);
- het *kritikaliteitscriterium* meer beperkend is (²³⁵U); of
- het *langlevende alfastralers* betreft (²³⁸U en ²³⁹Pu).

Door de eerste twee afwijkende regels zijn de CLI’s gelinkt met het scenario ‘analyse van een boorkern’ uit de veiligheidsanalyse, beschreven in §14.7:

- voor ²⁴¹Am, met een maximale concentratie van $1,19 \times 10^9$ Bq/m³ in de bronterm 2013 V2 (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), werd de naar de volgende grootteorde afgeronde CLI van 1×10^{10} Bq/m³, die een effectieve dosis van 10,3 mSv genereert, verlaagd tot 2×10^9 Bq/m³;
- voor ⁹⁴Nb, met een maximale concentratie van $6,90 \times 10^8$ Bq/m³ in de bronterm 2013 V2 (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), werd de naar de volgende grootteorde afgeronde CLI van 1×10^9 Bq/m³, die een effectieve dosis van 4,21 mSv genereert, verlaagd tot 7×10^8 Bq/m³;
- voor ²⁴¹Pu, met een maximale concentratie van $3,13 \times 10^{10}$ Bq/m³ in de bronterm 2013 V2 (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), werd de naar de volgende grootteorde afgeronde CLI van 1×10^{11} Bq/m³, die een effectieve dosis van 3,52 mSv genereert, verlaagd tot 8×10^{10} Bq/m³.

Tabel 14-101 geeft een overzicht van de CLI’s voor de kritieke radionucliden. De effectieve en equivalente doses corresponderend met de CLI’s onder ‘analyse van een boorkern’ worden gegeven in Tabel 14-73 in §14.7.4.3.

Tabel 14-101: Concentratielimieten (CLI) per collo [Bq] voor de kritieke radionucliden.

Radionuclide	Maximale concentratie bronterm 2013 V2 [Bq/m ³]	CLI [Bq/m ³]	Radionuclide	Maximale concentratie bronterm 2013 V2 [Bq/m ³]	CLI [Bq/m ³]
^{108m} Ag	$6,25 \times 10^7$	1×10^8	²³⁷ Np	$4,40 \times 10^7$	1×10^8
²⁴¹ Am	$1,19 \times 10^9$	2×10^9	²³⁸ Pu	$9,60 \times 10^8$	1×10^9
²⁴³ Am	$1,50 \times 10^7$	1×10^8	²³⁹ Pu	$4,90 \times 10^8$	5×10^8

¹⁸⁸ bepaald als de som van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis zonder de bijdrage van huidbesmetting door direct contact met de handen (§14.7.3.1)

Radionuclide	Maximale concentratie bronterm 2013 V2 [Bq/m ³]	CLI [Bq/m ³]	Radionuclide	Maximale concentratie bronterm 2013 V2 [Bq/m ³]	CLI [Bq/m ³]
¹⁴ C	$4,95 \times 10^{10}$	1×10^{11}	²⁴⁰ Pu	$3,73 \times 10^8$	1×10^9
⁴¹ Ca	$1,98 \times 10^8$	1×10^9	²⁴¹ Pu	$3,13 \times 10^{10}$	8×10^{10}
³⁶ Cl	$4,68 \times 10^7$	1×10^8	⁷⁹ Se	$1,08 \times 10^8$	1×10^9
²⁴⁴ Cm	$5,88 \times 10^8$	1×10^9	¹²⁶ Sn	$1,86 \times 10^6$	1×10^8
¹³⁵ Cs	$2,85 \times 10^6$	1×10^8	⁹⁰ Sr	$6,88 \times 10^{10}$	1×10^{11}
¹³⁷ Cs	$3,50 \times 10^{11}$	1×10^{12}	⁹⁹ Tc	$2,29 \times 10^9$	1×10^{10}
¹²⁹ I	$1,87 \times 10^7$	1×10^8	²³⁴ U	$2,78 \times 10^8$	1×10^9
⁹³ Mo	$2,70 \times 10^7$	1×10^8	²³⁵ U	$9,98 \times 10^6$	1×10^7
⁹⁴ Nb	$6,90 \times 10^8$	7×10^8	²³⁶ U	$1,69 \times 10^7$	1×10^8
⁵⁹ Ni	$5,10 \times 10^{10}$	1×10^{11}	²³⁸ U	$1,02 \times 10^8$	1×10^8
⁶³ Ni	$4,93 \times 10^{12}$	1×10^{13}	⁹³ Zr	$1,08 \times 10^8$	1×10^9

14.16.4.2 Absolute concentratielimieten voor modules

Zoals beschreven in §14.9.4.2.1 wordt de piekimpact onder het grootschalige intrusiescenario ‘residentie na uitgraving’ bepaald door ¹⁴C, ³⁶Cl, ⁶³Ni en ⁹⁴Nb, die elk meer dan 10% bijdragen en samen goed zijn voor bijna 90% van deze impact. Voor deze radionucliden zou bij een *heterogeniteitsfactor* van ongeveer zes over de lengte van een tumulus nog steeds voldaan worden aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. Aan deze vier radionucliden wordt een bijkomende *absolute concentratiebeperking* op moduleniveau (CLI) opgelegd: de gemiddelde concentratie in het afval in één module mag maximaal 6 keer hoger liggen dan de globale gemiddelde concentratie in het afval (Tabel 14-102).

Tabel 14-102: CLI's voor kritieke radionucliden in het afval op moduleniveau [Bq/m³].

RN	Gemiddelde concentratie op basis van de OLI's [Bq/m ³]	Voorstel CLI op moduleniveau [Bq/m ³]
¹⁴ C	$1,48 \times 10^8$	$8,86 \times 10^8$
³⁶ Cl	$4,10 \times 10^5$	$2,46 \times 10^6$
⁹⁴ Nb	$8,08 \times 10^6$	$4,85 \times 10^7$
⁶³ Ni	$1,10 \times 10^{10}$	$6,62 \times 10^{10}$

Voor de overige kritieke radionucliden legt het scenario ‘residentie na uitgraving’ geen bijkomende beperkingen op. Ook de andere grootschalige intrusiescenario's leggen geen concentratielimieten voor modules op (§14.16.5.3).

14.16.5 Beperkingen van activiteit en heterogeniteit in het licht van de resultaten van de veiligheidsevaluaties

Het zo homogeen mogelijk opvullen van de berging vormt één van de basisprincipes van het bergingsbeleid (§9.3.4.2 [HS-9]). Specifieke regels laten toe dit principe na te leven en tegelijkertijd rekening te houden met de aanwezige heterogeniteit in het te bergen afval. *Beperkingen* van activiteit en

heterogeniteit kunnen beschouwd worden op verschillende *schalen* die relevant zijn in het kader van de opvolplannen, die telkens worden opgemaakt voor een groep van vier modules (§9.3.4.2 [HS-9]):

- collo (§14.16.5.1);
- monoliet (§14.16.5.2);
- module (§14.16.5.3);
- groep van vier aangrenzende modules (§14.16.5.4);
- tumulus (§14.16.5.5); en
- berging.

Gelet op het feit dat voor de *westelijke* tumulus nog geen OLI's konden worden voorgesteld door de niet-bevestigde hydrogeologische situatie (§14.16.3), wordt de schaal 'berging' voorlopig niet beschouwd naast de schaal 'tumulus'.

Voor de *uitlogingsscenario's* worden de impacts berekend – en wordt de conformiteit met de dosisbeperking (RS) en risicobeperking (AES'en) aangetoond – uitgaande van

- een uniforme (*homogene*) activiteitsverdeling (§14.4.3.2.4 en §14.4.3.2.5);
- een hypothetische waterput aan de voet van de *oostelijke tumulus*, op de plaats met de hoogste berekende concentratie aan de voet¹⁸⁹ van deze tumulus (§14.4.5.2.1).

In wat volgt wordt ingegaan op de toegelaten *heterogeniteitsfactoren*, op basis van *sommatieregels* op de relevante schalen, waarmee de hypothesen van de uitlogingsscenario's gerespecteerd worden en op basis waarvan de conformiteit met de geldende criteria kan worden aangetoond.

Voor de verschillende *intrusiescenario's* worden de relevante schalen samengevat in Tabel 14-2. Belangrijk hierbij is dat er niet voor alle scenario's een één-op-één verband bestaat tussen de beschouwde schaal in de conceptuele en wiskundige modellen en de relevante schalen voor de opvolplannen. In wat volgt, wordt de link tussen de (schalen van de) HIS'en en de beperkingen van activiteit en heterogeniteit (in termen van *sommatieregels*) toegelicht.

Gegeven het ontbreken van een gefundeerde wetenschappelijke basis voor de hypothesen onderliggend aan de *penaliserende scenario's* over tijdschalen van enkele duizenden jaren en het feit dat de verschillende beschouwde schalen hun betekenis verliezen binnen de conceptuele en wiskundige modellen van de PS'en, zijn deze scenario's inherent ongeschikt om de basis te vormen¹⁹⁰ voor beperkingen van activiteit en heterogeniteit.

De schalen 'module', 'groep van vier aangrenzende modules' en 'tumulus' zijn niet relevant voor de scenario's 'analyse van een boorkern', 'boring' en 'residentie na boring'; anderzijds zijn de schalen 'collo' en 'monoliet' niet relevant voor de grootschalige intrusiescenario's, het RS en de AES'en en dit precies omwille van het grootschalige karakter van deze scenario's.

¹⁸⁹ op de locatie met de hoogste concentratie onder de modules van deze tumulus onder het HIS 'residentie op de bergingsinstallatie'

¹⁹⁰ Ze worden wel beschouwd om de aanvaardbaarheid van de OLI's te onderbouwen (§14.16.3).

14.16.5.1 Schaal ‘collo’

14.16.5.1.1 Analyse van een boorkern

Het intrusiescenario ‘analyse van een boorkern’ (§14.7) is het meest relevante scenario voor de beperking van de activiteit en heterogeniteit op de schaal ‘collo’: er bestaat een rechtstreekse link tussen de schaal beschouwd in het wiskundige model en de schaal voor mogelijke beperkingen van activiteit en heterogeniteit.

De impacts onder dit scenario werden in rekening gebracht bij het vastleggen van een voorstel van CLI’s, zoals beschreven in §14.16.4.1. Tevens wordt als conformiteitscriterium opgelegd dat elk collo geconditioneerd afval onder dit scenario een radiologische impact moet hebben die kleiner is dan of gelijk aan 3 mSv (§15.6.1.1 [HS-15]), te bevestigen door *verificatie* (zie §14.16.6.1).

Dit scenario dringt dan ook geen verdere maatregelen op om een adequaat beheer van de opvulling van de berging met afval mogelijk te maken.

14.16.5.1.2 Kleinschalige intrusiescenario’s

Voor de kleinschalige intrusiescenario’s, waarbij de *doorboring van één stapel monolieten* het uitgangspunt vormt in de wiskundige modellen, bestaat er geen één-op-één verband tussen de beschouwde schaal van het scenario en de relevante schalen voor mogelijke beperkingen van activiteit en heterogeniteit. ‘Collo’ is echter de te overwegen schaal voor de bepaling van limieten voor type I/II monolieten.

Onder de scenario’s ‘boring’ en ‘residentie na boring’ wordt de impact bepaald door direct contact met het afval dat bij doorboring van een stapel monolieten *aan het oppervlak wordt gebracht*. Overwegende dat de resultaten voor type II monolieten gelijkaardig zullen zijn aan die voor type I monolieten en dat bij doorboring van een stapel type I monolieten, 6 afvalcolli betrokken zijn

- blijft de effectieve dosis voor individuele radionucliden onder het scenario ‘boring’, wanneer de concentratie in alle 6 doorboorde colli gelijkgesteld wordt aan de CLI, steeds *lager* dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (Tabel 14-74 in §14.8.4.1.2). Dit scenario legt op de schaal ‘collo’ dan ook geen bijkomende beperkingen op;
- blijft de effectieve dosis voor individuele radionucliden onder het scenario ‘residentie na boring’, wanneer de concentratie in alle 6 doorboorde colli gelijkgesteld wordt aan de CLI, steeds *lager* dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Tabel 14-76 in §14.9.4.1.2). Ook dit scenario legt op de schaal ‘collo’ dus geen bijkomende beperkingen op.

Onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ wordt de eerste piek uitsluitend bepaald door *activiteit die uitloopt* uit de doorboorde stapel monolieten (Figuur 14-159 in §14.10.4.1.1). Omwille van de beperkte diameter van de boring doorheen de stapel is ook de schaal ‘collo’ relevant voor dit scenario. Omwille van het gekozen model, waarin de volledige activiteitsinhoud van de geaffecteerde monolietstapel beschouwd wordt (§14.10.3.1.1.1), is de schaal ‘monoliet’ voor dit scenario echter omhullend voor de schaal ‘collo’ (§14.16.5.2.2).

14.16.5.2 Schaal ‘monoliet’

14.16.5.2.1 Analyse van een boorkern

Voor type III monolieten stemt de schaal ‘monoliet’ overeen met de schaal ‘collo’ en wordt dus een activiteitsbeperking gelijk aan de CLI beschouwd op het inwendige volume van de monoliet.

De impacts onder dit scenario werden in rekening gebracht bij het vastleggen van een voorstel van CLI’s, zoals beschreven in §14.16.4.1. Tevens wordt als conformiteitscriterium opgelegd dat elke monoliet met rechtstreeks ingebracht ruw en/of verwerkt radioactief afval onder dit scenario een radiologische impact moet hebben die kleiner is dan of gelijk aan 3 mSv (§15.6.1.1 [HS-15]), te bevestigen door *verificatie* (zie §14.16.6.2).

Dit scenario dringt dan ook geen verdere maatregelen op om een adequaat beheer van de opvulling van de berging met afval mogelijk te maken.

14.16.5.2.2 Kleinschalige intrusiescenario’s

Voor de kleinschalige intrusiescenario’s, waarbij de *doorboring van één stapel monolieten* het uitgangspunt vormt in de wiskundige modellen, bestaat er geen één-op-één verband tussen de beschouwde schaal van het scenario en de relevante schalen voor mogelijke beperkingen van activiteit en heterogeniteit. ‘Monoliet’ is echter de te overwegen schaal voor de bepaling van limieten voor type III monolieten; alsook onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ waar de schaal ‘monoliet’ omhullend is voor de schaal ‘collo’.

Onder de scenario’s ‘boring’ en ‘residentie na boring’ wordt de impact bepaald door direct contact met het afval dat bij doorboring van een stapel monolieten *aan het oppervlak wordt gebracht*. Overwegende dat bij doorboring van een stapel type III monolieten, 5 monolieten betrokken zijn

- blijft de effectieve dosis voor individuele radionucliden onder het scenario ‘boring’, wanneer de concentratie in alle 5 doorboorde monolieten gelijkgesteld wordt aan de CLI, steeds *lager* dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (Tabel 14-74 in §14.8.4.1.2). Dit scenario legt op de schaal ‘monoliet’ dan ook geen bijkomende beperkingen op;
- blijft de effectieve dosis voor individuele radionucliden onder het scenario ‘residentie na boring’, wanneer de concentratie in alle 5 doorboorde monolieten gelijkgesteld wordt aan de CLI, steeds *lager* dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Tabel 14-76 in §14.9.4.1.2). Ook dit scenario legt op de schaal ‘monoliet’ dus geen bijkomende beperkingen op.

Onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ wordt de eerste piek uitsluitend bepaald door *activiteit die uitloopt* uit de doorboorde stapel monolieten (Figuur 14-159 in §14.10.4.1.1), waarbij de *volledige activiteit* van de monolietstapel beschouwd wordt binnen dit deelmodel (§14.10.3.1.1.1). Er wordt uitgegaan van een stapel type I monolieten, wat in termen van fluxen en dus impacts omhullend is aan een stapel type III monolieten. Tabel 14-103 geeft de fractie van de impact onder ‘residentie op de bergingsinstallatie’ die *enkel veroorzaakt* wordt door de *doorboorde stapel monolieten*, wanneer de concentratie in *alle* afval in deze stapel (i.e. in totaal 24 colli) gelijkgesteld wordt aan de CLI’s.

Tabel 14-103: CLI's voor kritieke radionucliden [Bq/m^3] en impact van de doorboorde monolietstapel bij een activiteitsconcentratie in alle betrokken afval gelijk aan deze CLI's onder het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' [mSv/a], bij boring van een waterput doorheen de tumulus op $t_0 + 350$ a. Hiertoe werd de fractie van de impact bij homogene activiteitsverdeling toe te schrijven aan uitloging uit de doorboorde stapel monolieten vermenigvuldigd met de verhouding tussen de CLI en de gemiddelde concentratie in de bronterm op basis van de OLI's (Tabel 6-20 in §6.4.5.4 [HS-6]). Individuele impacts die hoger zijn dan 3 mSv/a zijn vetgedrukt.

Kritieke radionuclide	CLI [Bq/m^3]	Gemiddelde concentratie in bronterm 2013 V2 op basis van de OLI's [Bq/m^3]	Piekimpact CLI onder 'residentie op de bergingsinstallatie' [mSv/a] (doorboorde stapel type I monolieten)	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	1×10^8	$4,66 \times 10^5$	$3,82 \times 10^{-1}$	360
^{241}Am	2×10^9	$1,10 \times 10^7$	$2,03 \times 10^{-1}$	589
^{243}Am	1×10^8	$3,32 \times 10^5$	$3,71 \times 10^{-2}$	1 137
^{14}C	1×10^{11}	$1,48 \times 10^8$	$1,96 \times 10^{-2}$	871
^{41}Ca	1×10^9	$4,68 \times 10^7$	$1,44 \times 10^{-3}$	455
^{36}Cl	1×10^8	$4,09 \times 10^5$	$4,96 \times 10^{-2}$	377
^{244}Cm	1×10^9	$3,85 \times 10^6$	$1,71 \times 10^{-3}$	668
^{135}Cs	1×10^8	$7,56 \times 10^3$	$3,54 \times 10^{-1}$	360
^{137}Cs	1×10^{12}	$1,64 \times 10^9$	$4,54 \times 10^0$	359
^{129}I	1×10^8	$2,86 \times 10^4$	$6,13 \times 10^0$	360
^{93}Mo	1×10^8	$4,11 \times 10^5$	$2,29 \times 10^{-1}$	361
^{94}Nb	7×10^8	$8,09 \times 10^6$	$1,04 \times 10^{-1}$	689
^{59}Ni	1×10^{11}	$1,01 \times 10^8$	$1,42 \times 10^{-1}$	399
^{63}Ni	1×10^{13}	$1,10 \times 10^{10}$	$2,07 \times 10^0$	383
^{237}Np	1×10^8	$1,72 \times 10^4$	$2,42 \times 10^{-1}$	412
^{238}Pu	1×10^9	$6,46 \times 10^6$	$1,26 \times 10^{-2}$	400
^{239}Pu	5×10^8	$1,90 \times 10^6$	$3,17 \times 10^{-1}$	678
^{240}Pu	1×10^9	$2,00 \times 10^6$	$6,02 \times 10^{-1}$	668
^{241}Pu	8×10^{10}	$2,15 \times 10^8$	$2,91 \times 10^{-1}$	589
^{79}Se	1×10^9	$1,82 \times 10^4$	$4,34 \times 10^0$	363
^{126}Sn	1×10^8	$2,53 \times 10^4$	$5,27 \times 10^{-4}$	2 000
^{90}Sr	1×10^{11}	$6,46 \times 10^7$	$1,01 \times 10^{-1}$	368
^{99}Tc	1×10^{10}	$1,51 \times 10^6$	$3,52 \times 10^0$	360
^{234}U	1×10^9	$1,56 \times 10^6$	$8,81 \times 10^{-2}$	2 000
^{235}U	1×10^7	$7,62 \times 10^4$	$1,97 \times 10^{-3}$	2 000
^{236}U	1×10^8	$1,18 \times 10^6$	$6,15 \times 10^{-3}$	1 113
^{238}U	1×10^8	$4,48 \times 10^5$	$6,50 \times 10^{-3}$	1 129
^{93}Zr	1×10^9	$3,30 \times 10^4$	$5,29 \times 10^{-2}$	389
Totaal [mSv/a]			$1,97 \times 10^1$	360

Hieruit blijkt dat de aldus bepaalde *theoretisch maximale effectieve dosis*, corresponderend met de CLI, van 4 individuele radionucliden (^{137}Cs , ^{129}I , ^{79}Se en ^{99}Tc) hoger is dan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. Dit zijn, logischerwijs, de radionucliden waarvoor een grote *heterogeniteit* bestaat tussen de gemiddelde concentratie in de berging (bepaald op basis van de OLI's) en de CLI's.

Vooreerst is het belangrijk te onderstrepen dat het hier gaat om *theoretische* maximale impacts, waarbij de CLI niet voor één maar wel – door het *gebrek aan één-op-één verband* tussen de schaal van het scenario en de schaal van het wiskundige model – voor niet minder dan 24 colli (die dan ook nog in dezelfde monolietstapel geborgen worden) werd toegepast. De kans dat een dergelijke situatie zich in de realiteit zal voordoen, is onbestaande:

- de CLI's zijn bedoeld om *uitzonderlijke* colli, met een hogere activiteitsconcentratie van één of enkele radionucliden, toch te kunnen toelaten in de berging mits zij voldoen aan alle geldende conformiteitscriteria. Van de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli in de bronterm 2013 V2:
 - ▶ hebben slechts 325 colli een ^{137}Cs -concentratie van meer dan 10% van de CLI van ^{137}Cs (1×10^{12} Bq/m³). De maximale concentratie bedraagt $3,50 \times 10^{11}$ Bq/m³ (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), wat
 - ▶ bijna een factor 3 lager is dan de CLI, en
 - ▶ een factor 1,7 lager is dan een concentratie van 6×10^{11} Bq/m³ die, indien aanwezig in alle colli binnen de doorboorde stapel, tot een individuele impact van ^{137}Cs van minder dan 3 mSv/a zou leiden,
 - ▶ hebben slechts 6 colli een ^{129}I -concentratie van meer dan 10% van de CLI van ^{129}I (1×10^8 Bq/m³). De maximale concentratie bedraagt $1,87 \times 10^7$ Bq/m³ (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), wat
 - ▶ meer dan een factor 5 lager is dan de CLI, en
 - ▶ meer dan een factor 2 lager is dan een concentratie van 4×10^7 Bq/m³ die, indien aanwezig in alle colli binnen de doorboorde stapel, tot een individuele impact van ^{129}I van minder dan 3 mSv/a zou leiden,
 - ▶ heeft slechts 1 collo een ^{79}Se -concentratie van meer dan 10% van de CLI van ^{79}Se (1×10^9 Bq/m³). De maximale concentratie bedraagt $1,08 \times 10^8$ Bq/m³ (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), wat
 - ▶ bijna een factor 10 lager is dan de CLI, en
 - ▶ meer dan een factor 5 lager is dan een concentratie van 6×10^8 Bq/m³ die, indien aanwezig in alle colli binnen de doorboorde stapel, tot een individuele impact van ^{79}Se van minder dan 3 mSv/a zou leiden,
 - ▶ hebben slechts 4 colli een ^{99}Tc -concentratie van meer dan 10% van de CLI van ^{99}Tc (1×10^{10} Bq/m³). De maximale concentratie bedraagt $2,29 \times 10^9$ Bq/m³ (Tabel 14-5 in §14.3.1.5), wat
 - ▶ meer dan een factor 4 lager is dan de CLI, en
 - ▶ meer dan een factor 3 lager is dan een concentratie van 8×10^9 Bq/m³ die, indien aanwezig in alle colli binnen de doorboorde stapel, tot een individuele impact van ^{99}Tc van minder dan 3 mSv/a zou leiden;

- het feit dat de CLI's slechts op *uitzonderlijke* colli van toepassing kunnen zijn, wordt verder onderbouwd door de vaststelling dat het activiteitsniveau in een stapel type I monolieten (24 colli van 400 liter stemt overeen met 9,6 m³ geconditioneerd afval) bij concentraties gelijk aan de CLI's in een aantal gevallen niet verenigbaar is met de *radiologische capaciteit* (OLI) van de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 in §14.16.3:
 - ▶ voor ¹³⁷Cs wordt 17,24% van de OLI van de oostelijke tumulus ($5,57 \times 10^{13}$ Bq) geconsumeerd door een dergelijke theoretische stapel;
 - ▶ voor ¹²⁹I wordt 98,77% van de OLI van de oostelijke tumulus ($9,72 \times 10^8$ Bq) geconsumeerd door een dergelijke theoretische stapel;
 - ▶ voor ⁷⁹Se en ⁹⁹Tc wordt de OLI van de oostelijke tumulus (respectievelijk $6,20 \times 10^8$ Bq en $5,15 \times 10^{10}$ Bq) zelfs (ruim) overschreden door een dergelijke theoretische stapel;
- voor ⁷⁹Se is de CLI voor één 400-litercollo – en dus a fortiori voor alle vier colli binnen een type I monoliet – niet compatibel met de *heterogeniteitsbeperking* tot een factor 85 op monolietniveau voor type I en II monolieten (Vergelijking 44 in §14.16.5.2.3), zelfs indien de resterende colli in de monoliet geen activiteit (⁷⁹Se of andere kritieke radionucliden) zouden bevatten;
- voor ¹²⁹I is de totale activiteit in een stapel monolieten met ¹²⁹I-activiteitsconcentratie in alle colli gelijk aan de CLI ook niet compatibel met de *heterogeniteitsbeperking* op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules' opgelegd aan de maatgevende radionucliden onder het scenario 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' (Vergelijking 48 in §14.16.5.4), zelfs indien alle andere monolietstapels geen activiteit (¹²⁹I of andere radionucliden beschouwd in deze heterogeniteitsbeperking (i.e. ¹³⁷Cs en ^{108m}Ag)) zouden bevatten;
- vanuit een bergingsbeleid dat ernaar streeft de berging zo *homogeen* mogelijk op te vullen (§9.3.4.2 [HS-9]), is een dergelijke opconcentratie van radionucliden op één bepaalde locatie niet wenselijk.

Daarnaast zou een bijkomende concentratiebeperking voor deze individuele radionucliden¹⁹¹ op zich nog niet garanderen dat de effectieve dosis voor iedere mogelijke monolietstapel een effectieve dosis oplevert die de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a respecteert; dit omdat de tijdstippen waarop de maximale impacts overeenstemmend met de CLI's van deze radionucliden worden berekend, (zo goed als) samenvallen (Tabel 14-103).

Er is dus sowieso een *verificatie* nodig van de impact onder 'residentie op de bergingsinstallatie' op de schaal 'monoliet' (§14.16.6.2). Hierdoor wordt de naleving van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a niet enkel gegarandeerd voor de impact van individuele radionucliden, maar ook voor de combinatie van radionucliden aanwezig in de betrokken stapel.

Op basis van deze overwegingen worden voor het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' geen bijkomende beperkingen opgelegd op de schaal 'monoliet' en, bij uitbreiding gegeven het omhullende karakter, de schaal 'collo'.

¹⁹¹ bijvoorbeeld tot een waarde voor de activiteitsconcentratie waarbij de fractie van de impact door doorboring van de monolietstapel onder 'residentie op de bergingsinstallatie' ongeveer 3 mSv/a bedraagt, naar analogie met de beperkingen voor ⁹⁴Nb, ²⁴¹Am en ²⁴¹Pu onder 'analyse van een boorkern' (§14.16.4.1)

14.16.5.2.3 Andere overwegingen

Bij opvulling van de berging, waarbij het te bergen *volume* primeert over de te bergen activiteit, is het aan te raden om de activiteitsconcentratie binnen één of enkele monolieten niet te hoog te laten oplopen en dit *onafhankelijk* van de resultaten van de veiligheidsevaluatie.

Daarom wordt de toegelaten heterogeniteit voor *toekomstig afval* beperkt tot deze van het bestaande afval binnen de bronterm 2013 V2. Een theoretisch collo waarvoor alle concentraties van de kritieke radionucliden gelijk zouden zijn aan de CLI zou gemiddeld over alle nucliden een heterogeniteitsfactor (*Z*) van 4 536 hebben. Een theoretisch collo waarvoor alle concentraties van de kritieke radionucliden gelijk zouden zijn aan de maximale concentratie binnen de bronterm 2013 V2, zoals vermeld in Tabel 14-5 (§14.3.1.5), zou gemiddeld over alle radionucliden een heterogeniteitsfactor van 677 hebben. Echter hebben niet alle kritieke radionucliden binnen één collo een meer dan gemiddelde concentratie. Van alle gekarakteriseerde colli binnen de bronterm 2013 V2,

- is de hoogste over alle kritieke radionucliden gemiddelde heterogeniteitsfactor 328 (sterke concentratie aan ⁷⁹Se en ⁹³Zr);
- bedraagt de op één na hoogste heterogeniteitsfactor 98 (sterke concentratie aan ²³⁷Np); en
- zijn er slechts 5 colli met een over alle kritieke radionucliden gemiddelde heterogeniteit hoger dan 60 en 3 colli met een over alle kritieke radionucliden gemiddelde heterogeniteit hoger dan 85.

De meeste colli zijn 400-litercolli waarvan er 4 per monoliet kunnen geplaatst worden. Indien één collo een heterogeniteitsfactor van 330 heeft en de andere drie een heterogeniteitsfactor van 1, dan is de *Z*-waarde van de monoliet 83.

Voor iedere *type I* en *type II monoliet* wordt een maximale totale heterogeniteitsfactor¹⁹² *Z* over de kritieke radionucliden van 85 opgelegd:

$$Z_{\text{Monoliet}} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{A_{i,\text{Monoliet}}}{\text{OLI}_{i,\text{tumulus oost}} / 17\,240} \leq 85 \quad \text{Vergelijking 44}$$

met *N* het aantal kritieke radionucliden (§14.16.2.4) en de OLI's voor de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 (§14.16.3).

Indien alle andere monolieten ongeveer een gemiddelde concentratie zouden hebben en indien de modules volledig met type I monolieten zouden worden opgevuld, zou men met de beperking van de heterogeniteit tot 1,33 per groep van 4 modules (Vergelijking 46 in §14.16.5.4), theoretisch ongeveer 15 monolieten met een heterogeniteit van 85 kunnen plaatsen, ofwel 3 à 4 per module.

Voor type III monolieten zijn de CLI's uit Tabel 14-101 in §14.16.4.1 van toepassing.

14.16.5.3 Schaal 'module'

Onder de uitlogingsscenario's wordt de radiologische impact, bij een waterput aan de voet van de oostelijke tumulus op de plaats waar de hoogste concentratie berekend wordt, bepaald door vier, twee aan twee aangrenzende modules onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (§14.4.5.5.2.1).

¹⁹² Voor de toepassing van het *Z*-criterium uit Vergelijking 44 werd het aantal monolieten (17 240) bepaald als 20/29^{ste} van de ongeveer 25 000 monolieten in de bronterm 2013 V2 (§6.4.5.2 [HS-6]).

De meest bijdragende module draagt, bij een *homogene* activiteitsverdeling over deze modules, 38,9% bij tot de concentratie in de waterput. Bij een zelfde totale activiteit in de vier modules, beperkt volgens de regels beschouwd in §14.16.5.4 op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’, mag de activiteitsinhoud van de meest bijdragende module bijgevolg maximaal met een factor $1 / 38,9\% = 2,57$ verhogen ten opzichte van de gemiddelde activiteitsinhoud om geen verhoging te krijgen van de concentratie in de waterput aan de voet van de oostelijke tumulus.

Onder andere mogelijke toekomstige klimaatomstandigheden (beschouwd op basis van de lage en gemiddelde CCI-HYDR klimaatscenario's) kan één module maximaal ongeveer de helft bijdragen tot de concentratie in de waterput (§14.4.5.5.2.1), waardoor de activiteitsinhoud van deze module maximaal met ongeveer een factor 2 mag verhogen ten opzichte van de gemiddelde activiteitsinhoud.

In het licht van bovenstaande is voor een module van de oostelijke tumulus gemiddeld over alle kritieke radionucliden een heterogeniteit van 2 toegelaten:

$$Z_{Module} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{A_{i,Module}}{OLI_{i,tumulus\ oost} / 20} \leq 2 \quad \text{Vergelijking 45}$$

met N het aantal kritieke radionucliden (§14.16.2.4) en de OLI's voor de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 (§14.16.3).

Voor de *intrusiescenario's* waarvoor ‘module’ een relevante schaal is (i.e. de grootschalige intrusiescenario's en het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’), merken we op dat een module voor iedere kritieke radionuclide, onafhankelijk van eventuele bijkomende beperkingen, niet meer dan een heterogeniteitsfactor 20 kan hebben ten opzichte van de gemiddelde concentratie in de oostelijke tumulus van 20 modules bij homogene verdeling.

Bij een dergelijke theoretische heterogeniteitsfactor van 20 zal voor de *grootschalige* intrusiescenario's

- nog steeds worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv onder het scenario ‘constructie-uitgraving’¹⁹³. Het scenario ‘constructie-uitgraving’ legt op de schaal ‘module’ dan ook geen bijkomende beperkingen op;
- niet noodzakelijk nog worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a onder het scenario ‘residentie na uitgraving’¹⁹⁴. Indien echter rekening gehouden wordt met de CLI's op modulenniveau (Tabel 14-102 in §14.16.4.2), waarvoor de impacts onder dit scenario in rekening werden gebracht, wordt er wel voldaan aan de dosisreferentiewaarde. Daarom legt dit scenario op de schaal ‘module’ geen bijkomende (heterogeniteits)beperkingen op;
- niet noodzakelijk nog worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’¹⁹⁵. Aangezien de radiologische impact onder dit scenario bepaald wordt door een groep van vier aangrenzende modules (waterput aan de voet van de oostelijke tumulus), wordt voor de maatgevende radionucliden een heterogeniteitsbeperking

¹⁹³ piekimpact 0,105 mSv bij homogene verdeling (§14.8.4.2.1)

¹⁹⁴ piekimpact 0,44 mSv/a bij homogene verdeling (§14.9.4.2.1)

¹⁹⁵ piekimpact 2,11 mSv/a bij homogene verdeling (§14.10.4.2.1)

opgelegd op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ (Vergelijking 48 in §14.16.5.4) en niet op de schaal ‘module’.

Voor de volledigheid vermelden we hier ook het HIS ‘residentie op de bergingsinstallatie’, waaronder een kleinschalige intrusie (boring) aanleiding kan geven tot effecten op moduleniveau¹⁹⁶, waarvoor ⁹⁴Nb, ²³⁹Pu en ²⁴⁰Pu maatgevend zijn (§14.10.4.1.1) en een vergelijkbare bijdrage tot de globale piekimpact leveren. Gelet op de heterogeniteitsbeperking op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ voor deze drie radionucliden, opgelegd door het RS (factor 1 gemiddeld over deze radionucliden – Vergelijking 47 in §14.16.5.4), kan de gemiddelde concentratie van elke van deze drie radionucliden in één module in theorie¹⁹⁷ nooit meer dan een factor 12 (3 (radionucliden) × 4 (modules)) afwijken van de concentratie bij homogene verdeling. Hierbij zal nog steeds worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. Het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ legt op de schaal ‘module’ dan ook geen bijkomende beperkingen op.

14.16.5.4 Schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’

Teneinde, conform het bergingsbeleid, een zo homogeen mogelijke opvulling van de berging te favoriseren (§9.3.4.2 [HS-9]), wordt, onafhankelijk van de resultaten van de veiligheidsevaluatie, de heterogeniteit gemiddeld over alle kritieke radionucliden samen op de schaal ‘groep van 4 aangrenzende modules’ verder¹⁹⁸ beperkt tot een factor 1,33:

$$Z_{1,Groep4Modules} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{A_{i,Groep4Modules}}{4 \cdot OLI_{i,tumulus\ oost} / 20} \leq 1,33 \quad \text{Vergelijking 46}$$

met N het aantal kritieke radionucliden (§14.16.2.4) en de OLI’s voor de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 (§14.16.3).

Onder de *uitlogingsscenario’s* wordt de radiologische impact, bij een waterput op 70 m aan de voet van de oostelijke tumulus op de plaats waar de hoogste concentratie wordt berekend, bepaald door slechts vier, twee aan twee aangrenzende modules onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario (§14.4.5.5.2.1). Bij opvulling van de berging dient de heterogeniteit op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ beperkt te worden zodat de hypothesen van deze scenario’s en de ermee geassocieerde criteria gerespecteerd blijven:

- de maximale effectieve dosis onder het RS bedraagt 0,096 mSv/a bij een homogene activiteitsverdeling (§14.5.7.1.1) en voldoet slechts met een kleine marge (4%) aan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a. Daarom mag op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ de activiteit voor radionucliden A_i [Bq] met een significante impact onder het RS, niet hoger zijn dan wat er gemiddeld aanwezig is in de bronterm:

¹⁹⁶ Het zijn deze effecten op moduleniveau en niet die op de doorboorde stapel die bepalend zijn voor de globale piekimpact van 0,165 mSv/a (Figuur 14-159 in 14.10.4.1.1).

¹⁹⁷ Bij de theoretische heterogeniteit van 12 in één module voor één radionuclide, bedraagt de activiteit dan 0 Bq voor de andere twee beschouwde radionucliden en in de drie andere modules uit de beschouwde groep van vier.

¹⁹⁸ ten opzichte van de beperking tot een factor 2 op de schaal ‘module’ (Vergelijking 45 in §14.16.5.3)

$$Z_{2,Groep4Modules} = \frac{1}{N_2} \sum_{i=1}^{N_2} \frac{A_{i,Groep4Modules}}{4 \cdot OLI_{i,tumulus\ oost} / 20} \leq 1 \quad \text{Vergelijking 47}$$

met N_2 het aantal radionucliden die onder het RS meer dan 10% bijdragen tot de globale piekimpact bij een homogene activiteitsverdeling (^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu (§14.5.7.1.1)) en de OLI's voor de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 (§14.16.3).

- de maximale effectieve dosis onder het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' bedraagt 2,11 mSv/a bij een homogene activiteitsverdeling (§14.10.4.2.1). Voor de radionucliden met een significante impact onder dit scenario is het aangewezen de heterogeniteit op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules' te beperken tot een factor 1,2 zodat de impact aanvaardbaar blijft ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a:

$$Z_{3,Groep4Modules} = \frac{1}{N_3} \sum_{i=1}^{N_3} \frac{A_{i,Groep4Modules}}{4 \cdot OLI_{i,tumulus\ oost} / 20} \leq 1,2 \quad \text{Vergelijking 48}$$

met N_3 het aantal radionucliden die onder het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' meer dan 10% bijdragen tot de globale piekimpact bij een homogene activiteitsverdeling (^{137}Cs , $^{108\text{m}}\text{Ag}$ en ^{129}I) en de OLI's voor de oostelijke tumulus zoals beschouwd in Tabel 14-100 (§14.16.3).

Het *radiologische risico* van de AES'en voldoet met een ruime marge aan de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} (§14.6.7.5). De maatgevende radionucliden onder de verschillende AES'en (§14.6.6) zijn veelal dezelfde als onder het RS dan wel het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' en de mogelijke heterogeniteit wordt dus sterk beperkt door de criteria van Vergelijking 47 en Vergelijking 48. De enige uitzonderingen zijn ^{241}Am en ^{241}Pu , die significant bijdragen tot de impacts onder AES4 'complexanten' en, vooral, ook de combinatiegevallen hiermee. Zelfs bij een theoretische¹⁹⁹ heterogeniteitsfactor van 5 voor ^{241}Am en ^{241}Pu ten opzichte van de gemiddeld toegelaten concentratie in de berging, blijft de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} voor het geheel van de AES'en gerespecteerd, zelfs bij de aanname dat het individuele piekrisico van de betreffende scenario's evenredig met deze theoretische heterogeniteitsfactor toeneemt. De AES'en leggen op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules' dan ook geen bijkomende beperkingen op.

Ook de *intrusiescenario's* naast 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' waarvoor 'groep van vier aangrenzende modules' een relevante schaal vormt (zie Tabel 14-2), leggen op deze schaal geen bijkomende beperkingen op, aangezien:

- onder het scenario 'constructie-uitgraving' bij een heterogeniteitsfactor 20 op moduleniveau nog steeds voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (§14.16.5.3). Een groep van vier aangrenzende modules heeft op analoge wijze maximaal een heterogeniteitsfactor van 5 ten opzichte van de gemiddeld toegelaten concentratie in de berging. Ook hierbij zal steeds voldaan zijn aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv;

¹⁹⁹ indien alle activiteit (OLI's van de oostelijke tumulus) van deze radionucliden zich in de betrokken groep van vier aangrenzende modules bevindt

- voor het scenario ‘residentie na uitgraving’ voor iedere module bijkomende *absolute concentratiebeperkingen* opgelegd worden opdat de impact zou voldoen aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (Tabel 14-102 in §14.16.4.2). Omdat voor iedere module uit een groep van vier aangrenzende modules de concentratie beperkt wordt, wordt ook voor die groep van vier aangrenzende modules voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.
- onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ ^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu maatgevend zijn voor de impact door effecten op deze schaal en een vergelijkbare bijdrage leveren tot de globale piekimpact (§14.10.4.1.1). Gelet op de heterogeniteitsbeperking per groep van vier aangrenzende modules voor deze drie radionucliden opgelegd door het RS (Vergelijking 47), wordt de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a voor iedere groep van vier aangrenzende modules steeds gerespecteerd.

14.16.5.5 Schaal ‘tumulus’

Op de schaal ‘tumulus’ zijn de OLI’s voor de oostelijke tumulus, zoals beschouwd in Tabel 14-102 (§14.16.3) van toepassing en is de concentratie gelijk aan de gemiddelde concentratie bij homogene activiteitsverdeling.

Voor deze OLI’s wordt de conformiteit met de dosisbeperking (RS) en de risicobeperking (AES’en) respectievelijk aangetoond in §14.5.7.1.1 en §14.6.7.5. De heterogeniteitsbeperkingen op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ van Vergelijking 47 en Vergelijking 48 in §14.16.5.4 (geldig voor iedere groep van vier, twee aan twee aangrenzende modules van de tumulus) zorgen dat de hypothesen van deze scenario’s gerespecteerd blijven.

In het licht van deze OLI’s en de heterogeniteitsbeperking op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ van Vergelijking 48 in §14.16.5.4 (geldig voor iedere groep van vier, twee aan twee aangrenzende modules van de tumulus) legt ook het HIS ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ op de schaal ‘tumulus’ geen bijkomende beperkingen op.

Voor de grootschalige intrusiescenario’s met betrekking tot de *afzonderingscapaciteit* zal ook op deze schaal steeds voldaan worden aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (per jaar), aangezien

- onder het scenario ‘constructie-uitgraving’
 - ▶ bij een homogene activiteitsverdeling voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (§14.8.4.2.1), en
 - ▶ op de schalen ‘module’ en ‘groep van vier aangrenzende modules’ voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (§14.16.5.3 en §14.16.5.4);
- onder het scenario ‘residentie na uitgraving’
 - ▶ bij een homogene activiteitsverdeling voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv (§14.9.4.2.1), en
 - ▶ op de schaal ‘module’ bijkomende absolute concentratiebeperkingen opgelegd worden opdat de impact zou voldoen aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.16.4.2). Omdat voor iedere module uit de tumulus de concentratie beperkt wordt, wordt ook voor de tumulus voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

Op de schaal ‘tumulus’ worden naast de OLI’s geen bijkomende beperkingen opgelegd.

14.16.6 Verificaties voorafgaand aan de opvulling van de modules

Het opleggen van beperkingen van de activiteit en heterogeniteit zoals beschreven in §14.16.3, §14.16.4 en §14.16.5 is op zich geen garantie dat de geldende criteria voor de in de veiligheidsanalyse beschouwde scenario's gerespecteerd worden op alle potentieel relevante schalen. Daarom zijn bijkomende *verificaties* voorzien, die zullen gebeuren in het kader van de opmaak van de *opvulplannen* voor vier, twee aan twee aangrenzende, modules en tijdens exploitatie.

Hieronder wordt beargumenteerd voor welke scenario's en op welke schalen dergelijke verificaties zich al dan niet opdringen om de langetermijnveiligheid onder alle omstandigheden te verzekeren.

De schalen 'module', 'groep van vier aangrenzende modules' en 'tumulus' zijn niet relevant voor de scenario's 'analyse van een boorkern', 'boring' en 'residentie na boring': voor deze scenario's wordt uitgaande van de concentratie in individuele colli/monolieten bevestigd dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/(a) gerespecteerd wordt, wat dus ook het geval zal zijn voor een intrusie op een willekeurige locatie in een module / groep van vier aangrenzende modules / tumulus.

Anderzijds zijn de schalen 'collo' en 'monoliet' niet relevant voor de grootschalige intrusiescenario's, het RS en de AES'en en dit wel omwille van het grootschalige karakter van deze scenario's.

De PS'en worden niet beschouwd binnen het verificatieproces bij de opmaak van opvulplannen en tijdens exploitatie, daar de verschillende schalen hun betekenis verliezen binnen de ermee geassocieerde conceptuele en wiskundige modellen.

14.16.6.1 Schaal 'collo'

In theorie zouden er in de toekomst colli kunnen zijn die voldoen aan alle CLI-waarden maar toch een hogere impact dan 3 mSv (effectieve dosis) / 15 mSv (equivalente dosis voor de ooglenzen) opleveren onder 'analyse van een boorkern', aangezien de som van de impacts van de CLI's op colloniveau niet voldoet aan deze criteria (§14.7.4.3).

In het kader van de opvulplannen en exploitatie is op de schaal 'collo' een verificatie nodig dat het scenario 'analyse van een boorkern' tot aanvaardbare impacts leidt. Deze verificatie houdt in dat voor ieder collo wordt nagegaan dat er voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv voor de effectieve dosis (radiologisch conformiteitscriterium – zie §15.6.1.1 [HS-15]). Aangezien de som van de equivalente huiddoses van de CLI's zonder de bijdrage van 'direct contact', relevant voor de bepaling van de equivalente dosis voor de ooglenzen (§14.7.3.1), slechts 9,67 mSv bedraagt (Tabel 14-73 in §14.7.4.3); is door deze verificatie op het niveau van de effectieve dosis ook automatisch aangetoond dat er wordt voldaan aan de equivalente-dosislimiet van 15 mSv voor de ooglenzen.

Onder de scenario's 'boring' en 'residentie na boring' wordt de impact bepaald door direct contact met het afval dat bij doorboring van een stapel monolieten *aan het oppervlak wordt gebracht*. Overwegende dat de resultaten voor type II monolieten gelijkaardig zullen zijn aan die voor type I monolieten en dat bij doorboring van een stapel type I monolieten, 6 afvalcolli betrokken zijn

- bedraagt de impact 3,41 mSv onder het scenario 'boring', wanneer de concentratie van alle kritieke radionucliden in alle 6 doorboorde colli gelijkgesteld wordt aan de CLI (Tabel 14-74 in §14.8.4.1.2). De reële impact zal steeds lager zijn, omdat de maatgevende radionucliden (⁹⁴Nb (22,8%), ²⁴¹Pu (19,7%), ²⁴¹Am (14,4%) en ²⁴⁰Pu (13,3%)) inherent onvermenigbaar zijn binnen eenzelfde collo

(§14.8.4.1.2). Daarom kan gesteld worden dat de impact onder het scenario ‘boring’ voor iedere stapel type I en II monolieten lager zal zijn dan 3 mSv; en is op de schaal ‘collo’ geen bijkomende verificatie nodig voor dit scenario in het kader van de opvolplannen en exploitatie; en

- bedraagt de impact 3,34 mSv/a onder het scenario ‘residentie na boring’, wanneer de concentratie van alle kritieke radionucliden in alle 6 doorboorde colli gelijkgesteld wordt aan de CLI (Tabel 14-76 in §14.9.4.1.2). De reële impact onder ‘residentie na boring’ zal steeds lager zijn, omdat de maatgevende radionucliden (⁹⁴Nb (38,8%), ¹³⁷Cs (19,8%) en ⁶³Ni (9,3%)) inherent onverenigbaar zijn binnen eenzelfde collo (§14.9.4.1.2). Daarom kan gesteld worden dat de impact onder het scenario ‘residentie na boring’ voor iedere stapel type I en II monolieten lager zal zijn dan 3 mSv/a; en is op de schaal ‘collo’ geen bijkomende verificatie nodig voor dit scenario in het kader van de opvolplannen en exploitatie.

De eerste piek onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ wordt uitsluitend bepaald door de activiteit die uitloopt uit de doorboorde stapel monolieten (Figuur 14-159 in §14.10.4.1.1). Omwille van de beperkte diameter van de boring doorheen de stapel is ook de schaal ‘collo’ relevant voor dit scenario. Omwille van het gekozen model, waarin de volledige activiteitsinhoud van de monolietstapel beschouwd wordt (zie §14.10.3.1.1.1), is de schaal ‘monoliet’ voor dit scenario echter omhullend voor de schaal ‘collo’ (§14.16.6.2).

14.16.6.2 Schaal ‘monoliet’

In het geval van een type III monoliet, is de schaal van het collo gelijk aan die van de monoliet (i.e. het collo stemt overeen met het inwendige volume van de monoliet). Gelet op de impacts van de som van de CLI’s onder ‘analyse van een boorkern’, **is in het kader van de opvolplannen en exploitatie op de schaal ‘monoliet’ een verificatie nodig dat het scenario ‘analyse van een boorkern’ tot een aanvaardbare impact leidt voor type III monolieten. Deze verificatie houdt in dat voor iedere type III monoliet wordt nagegaan dat er voldaan wordt aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv voor de effectieve dosis (radiologisch conformiteitscriterium – zie §15.6.1.1 [HS-15])**. Aangezien de som van de equivalente huiddoses van de CLI’s zonder de bijdrage van ‘direct contact’, relevant voor de bepaling van de equivalente dosis voor de ooglenzen (§14.7.3.1), slechts 9,67 mSv bedraagt (Tabel 14-73 in §14.7.4.3); is door deze verificatie op het niveau van de effectieve dosis ook automatisch aangetoond dat er wordt voldaan aan de equivalente-dosislimiet van 15 mSv voor de ooglenzen.

Onder de scenario’s ‘boring’ en ‘residentie na boring’ wordt de impact bepaald door direct contact met het afval dat bij doorboring van een stapel monolieten *aan het oppervlak wordt gebracht*. Overwegende dat bij doorboring van een stapel type III monolieten, 5 monolieten betrokken zijn

- bedraagt de impact 3,56 mSv onder het scenario ‘boring’, wanneer de concentratie van alle kritieke radionucliden in alle 5 doorboorde monolieten gelijkgesteld wordt aan de CLI (Tabel 14-74 in §14.8.4.1.2). De reële impact zal steeds lager zijn, omdat de maatgevende radionucliden – logischerwijs dezelfde als bij boring doorheen type I monolieten (§14.16.6.1) – inherent onverenigbaar zijn binnen eenzelfde type III monoliet (§14.8.4.1.2). Daarom kan gesteld worden dat de impact onder het scenario ‘boring’ voor iedere stapel type III monolieten lager zal zijn dan 3 mSv; en is op de schaal ‘monoliet’ geen bijkomende verificatie nodig voor dit scenario in het kader van de opvolplannen en exploitatie; en

- bedraagt de impact 3,49 mSv/a onder het scenario ‘residentie na boring’, wanneer de concentratie van alle kritieke radionucliden in alle 5 doorboorde monolieten gelijkgesteld wordt aan de CLI (Tabel 14-76 in §14.9.4.1.2). De reële impact zal steeds lager zijn, omdat de maatgevende radionucliden – logischerwijs dezelfde als bij boring doorheen type I monolieten (§14.16.6.1) – inherent onverenigbaar zijn binnen eenzelfde type III monoliet (§14.9.4.1.2). Daarom kan gesteld worden dat de impact onder het scenario ‘residentie na boring’ voor iedere stapel type III monolieten lager zal zijn dan 3 mSv/a; en is op de schaal ‘monoliet’ geen bijkomende verificatie nodig voor dit scenario in het kader van de opvolplannen en exploitatie.

De eerste piek onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ wordt uitsluitend bepaald door activiteit die uitloopt uit de *doorboorde stapel* monolieten (zie Figuur 14-159 in §14.10.4.1.1). Het relatieve belang van deze eerste piek²⁰⁰ kan hoger zijn wanneer de doorboorde stapel een sterke heterogeniteit vertoont ten opzichte van de gemiddelde concentratie. Aan de maatgevende radionucliden bij een homogene activiteitsverdeling (¹³⁷Cs, ^{108m}Ag, ¹²⁹I) wordt een heterogeniteitsbeperking opgelegd per groep van vier, twee aan twee aangrenzende, modules (Vergelijking 48 in §14.16.5.4), maar

- hiermee kan op zich niet gegarandeerd worden dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a bij uitloping na doorboring van *eender welke stapel* monolieten gerespecteerd wordt; en
- andere radionucliden kunnen bij een sterke heterogeniteit in de betrokken monolieten meer bepalend zijn voor de impact toe te schrijven aan uitloping uit de geaffecteerde stapel (Tabel 14-103 in §14.16.5.2.2).

Daarom is een verificatie op de schaal ‘monoliet’ nodig²⁰¹ voor het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’. Hierbij wordt nagegaan dat de impact van de individuele monolietstapels bij uitloping na doorboring aanvaardbaar is ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a.

14.16.6.3 Schaal ‘module’

Gemiddeld over alle radionucliden is voor een module een heterogeniteit van een factor 2 toegelaten (Vergelijking 45 in §14.16.5.3). Deze heterogeniteitsbeperking biedt echter geen strikte garantie dat de dosisbeperking van 0,1 mSv/a voor het RS, de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} voor de AES'en en de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a voor het HIS ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ gerespecteerd worden.

Omdat de impact bepaald wordt door een *groep van vier aangrenzende modules*, zullen de verificaties op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ (§14.16.6.4) ervoor zorgen dat de heterogeniteit voor de verschillende modules voldoende beperkt wordt om de relevante criteria te respecteren. In het kader van de opvolplannen en exploitatie zijn dan ook geen verificaties nodig voor deze set van scenario's op de schaal ‘module’.

²⁰⁰ $1,31 \times 10^{-2} \text{ mSv/a}$ bij een homogene activiteitsverdeling (§14.10.4.1.1)

²⁰¹ Voor alle mogelijke combinaties van de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2 wordt voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.10.4.1.2).

De schaal ‘module’ is verder relevant voor de grootschalige intrusiescenario’s met betrekking tot de *afzonderingscapaciteit*, waarvoor:

- bij de theoretisch maximaal mogelijke heterogeniteit van de concentratie op moduleniveau de dosisreferentiewaarde van 3 mSv nog steeds gerespecteerd wordt onder het scenario ‘constructie-uitgraving’ (§14.16.5.3).
- de absolute concentratiebeperking op moduleniveau voor de vier maatgevende radionucliden (Tabel 14-102 in §14.16.4.2) garandeert dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a onder ‘residentie na uitgraving’ gerespecteerd wordt voor de gemiddelde concentratie in een module. De concentratie van een gemiddelde laag monolieten binnen een module zal dezelfde zijn als deze gemiddelde concentratie in een module.

In het kader van de opvulplannen en exploitatie zijn daarom geen verificaties nodig voor deze scenario’s op de schaal ‘module’.

Onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ kan een kleinschalige intrusie (boring) eveneens aanleiding geven tot effecten op moduleniveau. Zoals beargumenteerd in §14.16.5.3 zal voor deze effecten steeds worden voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; bovendien zal het effect van een eventuele sterke heterogeniteit in de doorboorde stapel monolieten over tijdschalen na 650 jaar beschouwd voor de effecten op moduleniveau, uitgewerkt²⁰² zijn zodat ook de *globale* impact zal voldoen aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a. In het kader van de opvulplannen en exploitatie zijn geen verificaties nodig voor dit scenario op de schaal ‘module’.

14.16.6.4 Schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’

De schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ is relevant voor het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’. Voor dit scenario wordt, gelet op de van toepassing zijnde heterogeniteitsbeperkingen, op moduleniveau aangetoond dat steeds wordt voldaan aan de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.16.5.3), wat dus ook het geval zal zijn voor een willekeurige groep van vier aangrenzende modules. In het kader van de opvulplannen en exploitatie zijn geen verificaties nodig voor dit scenario op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’.

Voor de scenario’s ‘constructie-uitgraving’ en ‘residentie na uitgraving’, waarbij op de schaal ‘module’ wordt aangetoond dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/(a) gerespecteerd wordt, heeft een verificatie met de globale gemiddelde concentratie op de schaal ‘groep van vier aaneengrenzende modules’ geen toegevoegde waarde. Immers zal, indien de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/(a) gerespecteerd wordt voor de gemiddelde concentraties in iedere module, zij ook gerespecteerd worden voor de gemiddelde concentratie in een groep van vier aangrenzende modules. In het kader van de opvulplannen en exploitatie zijn geen verificaties nodig voor deze scenario’s op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’.

De radiologische impact onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ wordt bepaald door een groep van vier aangrenzende modules. De op deze schaal opgelegde heterogeniteitsbeperkingen (zie §14.16.5.4 – dit scenario beperkt concreet de heterogeniteit van de

²⁰² De impact onder doorboring van individuele monolietstapels is bepalend voor de totale impact geassocieerd met het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ over tijdschalen tot kort na 650 jaar, waarna uitloging uit de andere monolietstapels van de geaffecteerde module bepalend wordt (Figuur 14-159 in §14.10.4.1.1). Over deze tijdschalen is de theoretisch maximale impact (i.e. concentraties van alle kritieke radionucliden gelijk aan de CLI’s) van de doorboorde stapel monolieten al gedaald tot waarden lager dan 3 mSv/a (ongeveer 2 mSv/a na 650 jaar, met ²⁴¹Am, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu en ²⁴¹Pu als maatgevende radionucliden).

maatgevende radionucliden tot een factor 1,2 (Vergelijking 48)) bieden geen strikte garantie dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a gerespecteerd wordt voor iedere combinatie van vier aangrenzende modules. **Daarom wordt in het kader van de opvolplannen en exploitatie een verificatie op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ voorgesteld, waarbij wordt nagegaan dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a gerespecteerd wordt onder het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’.**

De radiologische impact onder het RS wordt eveneens bepaald door een groep van vier aangrenzende modules. Ook hier bieden de op deze schaal opgelegde heterogeniteitsbeperkingen (zie §14.16.5.4 – het RS beperkt concreet de heterogeniteit van de maatgevende radionucliden tot een factor 1 (Vergelijking 47)) geen strikte garantie dat de dosisbeperking van 0,1 mSv/a gerespecteerd wordt voor iedere combinatie van vier aangrenzende modules. **Daarom wordt ook hier in het kader van de opvolplannen een verificatie op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ voorgesteld, waarbij wordt nagegaan dat de dosisbeperking van 0,1 mSv/a gerespecteerd wordt onder het RS.**

Hoewel de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} van het geheel van AES'en gerespecteerd blijft voor iedere combinatie van vier aangrenzende modules, in het licht van de opgelegde beperkingen (§14.16.5.4), **wordt in het kader van de opvolplannen een verificatie op de schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’ voorgesteld, waarbij wordt nagegaan of de dosis en het radiologische risico onder de individuele AES'en aanvaardbaar zijn ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 0,1 mSv/a en de risicoreferentiewaarde van 10^{-6} a^{-1} , rekening houdend met de waarschijnlijkheid van optreden.**

Bij ieder opvolplan bestaan deze verificaties uit twee of drie luiken:

- luik ‘vier aangrenzende modules beschouwd in het opvolplan’;
- luik ‘twee meest linkse modules beschouwd in het opvolplan, gecombineerd met de twee aangrenzende modules links daarvan’. De twee links aangrenzende modules zijn nog niet beschouwd in een opvolplan. Daarom wordt een homogene verdeling ondersteld van de hoogste potentieel te bergen activiteit in de toekomstig²⁰³ op te vullen modules;
- luik ‘twee meest rechtse modules beschouwd in het opvolplan, gecombineerd met de twee aangrenzende modules rechts daarvan’. De twee rechts aangrenzende modules werden beschouwd in het kader van het vorige opvolplan. Er kan dus rekening gehouden worden met de reële (voorzien) activiteit in deze modules.

14.16.6.5 Schaal ‘tumulus’

Op de schaal ‘tumulus’ zijn geen bijkomende verificaties nodig, aangezien:

- de impacts onder het RS, de AES'en en het HIS ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ bepaald worden door vier aangrenzende modules. Op deze schaal zullen al de nodige verificaties gebeuren (§14.16.6.4);
- de dosisreferentiewaarde van 3 mSv nog steeds gerespecteerd wordt op de schaal ‘module’ onder ‘constructie-uitgraving’ bij de theoretisch maximaal mogelijke heterogeniteit van de concentratie op moduleniveau (§14.16.5.3). Dit zal dus ook het geval zijn bij beschouwing van de maximaal

²⁰³ i.e. na de vier in het voorliggende opvolplan voorgestelde modules

mogelijke heterogeniteit voor de later (i.e. in het kader van de opvulplannen voor de volgende modules) te bergen activiteit in de tumulus;

- voor de potentieel later te bergen activiteit in de tumulus geen betere projecties van de gemiddelde activiteit in de bij ‘residentie na uitgraving’ betrokken laag monolieten gemaakt kunnen worden dan van de gemiddelde activiteit in de modules. De absolute concentratielimieten op modulenniveau (Tabel 14-102 in §14.16.4.2) zullen garanderen dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a onder ‘residentie na uitgraving’ gerespecteerd wordt voor de gemiddelde concentratie in een module.

14.16.6.6 Conclusie

Om aan te tonen dat ‘a priori’ aan de activiteits- en heterogeniteitsbeperkingen voldaan wordt en om aan te tonen dat de radiologische impacts aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria, dient er, alvorens de opvulling van vier modules te starten:

- een verificatie te gebeuren op basis van het opvulplan (schaal ‘groep van vier aangrenzende modules’) dat de impact van 0,1 mSv/a gerespecteerd zal worden onder het RS; er dient dus rekening gehouden te worden met het reeds geborgen afval en de vier nieuw te bergen modules, alsook met de veronderstelde homogene opvulling van toekomstig op te vullen modules;
- eenzelfde verificatie te gebeuren met de AES’en, met betrekking tot de dosis- en risicoreferentiewaarden voor de individuele AES’en;
- eenzelfde verificatie te gebeuren met het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’, met betrekking tot de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a;
- een verificatie te gebeuren dat de impacts van individuele monolietstapels doorboord onder het kleinschalige intrusiescenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a respecteren;
- een verificatie te gebeuren dat de impacts van individuele colli in type I/II monolieten of type III monolieten bij een intrusie op colloniveau of monolietniveau de referentiewaarde van 3 mSv voor de effectieve dosis niet zullen overschrijden²⁰⁴.

14.16.7 Operationele criteria en verificaties: samenvatting

Een overzicht van de verschillende schalen, operationele criteria en hun link met de resultaten van de veiligheidsevaluaties, alsook de voorgestelde verificaties in het kader van de opvulplannen en exploitatie, wordt gegeven in Tabel 14-104.

De intrusiescenario’s ‘boring’, ‘residentie na boring’ en ‘constructie-uitgraving’ leggen op geen enkele relevante schaal beperkingen op in termen van operationele criteria, noch dienen zij beschouwd te worden in het kader van verificaties voorafgaand aan de opvulling van vier modules, aangezien met de voorgestelde beperkingen kan aangetoond worden dat de impacts onder deze scenario’s steeds aanvaardbaar zullen zijn ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv(/a).

²⁰⁴ Aan de limiet van 50 mSv voor de equivalente huiddosis wordt voldaan door de CLI’s (§14.7.4.3). Aan de equivalente-dosislimiet voor de ooglen van 15 mSv zal de facto worden voldaan wanneer voldaan is aan de effectieve-dosisreferentiewaarde van 3 mSv.

Tabel 14-104: Overzicht van de verschillende schalen & geassocieerde operationele criteria, hun relevantie voor de veiligheid en uit te voeren verificaties voorafgaand aan het opvullen van vier modules.

Beschouwde schaal	Operationele criteria & link met resultaten van de veiligheidsevaluatie	Verificatie voorafgaand aan het opvullen van vier modules
Collo	<p>Absolute concentratielimieten voor colli (CLI) op basis van de bronterm 2013 V2, afgerond tot op één beduidend cijfer (Tabel 14-101 in §14.16.4.1)</p> <p>Verband met intrusie op colloniveau (§14.16.5.1):</p> <ul style="list-style-type: none"> CLI voor ⁹⁴Nb, ²⁴¹Am, ²⁴¹Pu beperkt door effectieve dosis onder scenario 'analyse van een boorkern' 	<p>Verificatie dat individuele colli in type I/II monolieten bij intrusie de referentiewaarde voor de effectieve dosis van 3 mSv zullen respecteren onder het scenario 'analyse van een boorkern' (§14.7.4.2.1, §14.16.6.1)</p>
Monoliet	<p>Absolute concentratielimieten voor afval in type III monolieten (CLI) op basis van de bronterm 2013 V2, afgerond tot op één beduidend cijfer (Tabel 14-101 in §14.16.4.1)</p> <p>Verband met intrusie op colloniveau (§14.16.5.2):</p> <ul style="list-style-type: none"> CLI voor ⁹⁴Nb, ²⁴¹Am, ²⁴¹Pu beperkt door effectieve dosis onder scenario 'analyse van een boorkern' <p>Heterogeniteitsfactor gemiddeld over alle kritieke radionucliden van maximaal 85 voor type I en II monolieten (Vergelijking 44 in §14.16.5.2), onafhankelijk van de resultaten van de veiligheidsevaluatie</p>	<p>Verificatie dat het afval in type III monolieten bij intrusie de referentiewaarde voor de effectieve dosis van 3 mSv zal respecteren onder het scenario 'analyse van een boorkern' (§14.7.4.2.1, §14.16.6.2)</p> <p>Verificatie dat de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a gerespecteerd wordt bij doorboring van individuele monolietstapels onder het scenario 'residentie op de bergingsinstallatie' (§14.16.6.2)</p>
Module	<p>Absolute concentratielimieten voor modules op basis van het scenario 'residentie na uitgraving' (Tabel 14-102 in §14.16.4.2)</p> <p>Heterogeniteitsfactor over alle kritieke radionucliden van maximaal 2 voor iedere module van de oostelijke tumulus, op basis van de overweging dat 1 module maximaal ongeveer de helft kan bijdragen tot de concentratie in de hypothetische waterput aan de voet van de oostelijke tumulus (Vergelijking 45 in §14.16.5.3)</p>	---
Groep van vier aangrenzende modules	<p>Heterogeniteitsfactor gemiddeld over alle kritieke radionucliden van maximaal 1,33 voor iedere groep van vier aangrenzende modules van de oostelijke tumulus, onafhankelijk van de resultaten van de veiligheidsevaluatie maar vanuit de doelstelling de berging zo homogeen mogelijk op te vullen (Vergelijking 46 in §14.16.5.4)</p> <p>Toegelaten heterogeniteitsfactor van 1 gemiddeld over de maatgevende radionucliden onder het RS, waarvoor de impact bepaald wordt door vier aangrenzende modules (Vergelijking 47 in §14.16.5.4)</p> <p>Toegelaten heterogeniteitsfactor van 1,2 gemiddeld over de maatgevende radionucliden onder het scenario 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' (Vergelijking 48 in §14.16.5.4)</p>	<p>Verificatie dat voor iedere groep van vier aangrenzende modules de dosisbeperking van 0,1 mSv/a gerespecteerd wordt onder het RS (§14.16.6.4)</p> <p>Verificatie dat voor iedere groep van vier aangrenzende modules de impact van de individuele AES'en aanvaardbaar is ten opzichte van de dosis- en risicoreferentiewaarden, rekening houdend met de waarschijnlijkheid van optreden (§14.16.6.4)</p> <p>Verificatie dat voor iedere groep van vier aangrenzende modules de impact onder het scenario 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' aanvaardbaar is ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.16.6.4)</p>

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Beschouwde schaal	Operationele criteria & link met resultaten van de veiligheidsevaluatie	Verificatie voorafgaand aan het opvullen van vier modules
Tumulus	Absolute activiteitslimieten (operationele limieten, OLI's) voor de oostelijke tumulus op basis van bronterm 2013 V2 (Tabel 14-100 in §14.16.3) waarvoor wordt aangetoond dat de impacts onder de verschillende scenario's beschouwd in de veiligheidsanalyse aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria	---

14.17 Kwalitatieve bewijzen en argumenten

14.17.1 Inleiding en doelstellingen

De *kwantitatieve* bewijzen en argumenten zijn het resultaat van berekeningen binnen de veiligheidsevaluatie. De resultaten van berekeningen omvatten zowel de *klassieke* veiligheidsindicatoren effectieve (volg)dosis [mSv], dosistempo [mSv/a], equivalente dosis voor de huid en de ooglenzen [mSv/a] en radiologisch risico [a^{-1}] als *bijkomende* veiligheids- en performantie-indicatoren (§14.2.4.2 en §14.2.4.4) en *risico's voor niet-menselijke biota* (§14.2.4.3). De kwantitatieve evaluaties laten dus reeds een veiligheidsappreciatie toe die breder is dan een louter numerieke vergelijking tussen de klassieke veiligheidsindicatoren en de van toepassing zijnde beperkingen of referentiewaarden.

Aan de kwantitatieve analyses kunnen nog zuiver *kwalitatieve* bewijzen en argumenten toegevoegd worden, die verband houden met het *vertrouwen* in de kwantitatieve resultaten in termen van

- de *evaluatiebasis*, door:
 - ▶ gebruik van de *best beschikbare kennis* bij het vastleggen ervan (§14.17.2),
 - ▶ kwalitatieve argumenten dat de *performantie* van het bergingssysteem behouden blijft en de *omgeving* goed gekend is (§14.17.3), en
 - ▶ verificatie dat de evaluatiebasis *volledig* is (§14.17.4);
- het *uitvoeren* van de analyses, daar
 - ▶ de *scenario's* representatief en/of omhullend zijn voor de verwachte en niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem zoals beschreven in de evaluatiebasis en de conceptuele modellen het voorwerp uitmaken van *kwalificatie* (§14.17.5),
 - ▶ de wiskundige modellen en computermodellen uitgebreid *geverifieerd* en waar mogelijk *gevalideerd* zijn (§14.17.6), en
 - ▶ de voor de veiligheid relevante *onzekerheden* behandeld zijn in de veiligheidsevaluatie (§14.17.7).

In deze paragraaf wordt een samenvatting gegeven van de elementen die deze claims staven.

14.17.2 Best beschikbare kennis bij het vastleggen van de evaluatiebasis

14.17.2.1 Gebruik van relevante beschikbare nationale en internationale kennis

14.17.2.1.1 Inventaris van beschikbare internationale kennis over beton in oppervlaktebergingsinstallaties

Vóór de start van de projectfase heeft NIRAS proactief een compilatie laten uitvoeren van de rol van betonnen barrières en lopende studies met betrekking tot betonbarrières in de verschillende oppervlaktebergingsprojecten ter wereld [R14-143].

14.17.2.1.2 Ervaringsfeedback betonsamenstelling

Om de pertinente internationaal beschikbare kennis betreffende betonformulering op te nemen, werd beroep gedaan op experts van onder andere IETcc (ervaringsfeedback uit de oppervlaktebergingsinrichting El Cabril in Spanje), Universiteit van Aberdeen en WTCB (§2 van [OD-011]).

14.17.2.1.3 Internationale panels van deskundigen

Om alle pertinente internationaal beschikbare kennis over betonbarrières en aarden afdekkingen op te nemen in de evaluatiebasis werden er internationale panels van deskundigen georganiseerd:

- voor sorptiewaarden op cementgebonden materialen [OD-038][OD-107] [OD-270][R14-144]; en
- voor de afdekking (Appendix 4 van [OD-158]).

14.17.2.1.4 Verificatie van documenten door internationale deskundigen

Om alle pertinente beschikbare kennis op te nemen in de evaluatiebasis werden er internationale verificaties georganiseerd:

- door een expert van de Research Council van Noorwegen voor de bepaling van het seismische spectrum [R14-145][R14-146];
- door experts van Andra voor de beschrijving van de biosfeercharacteristieken [R14-147];
- door experts van de UCL en Andra voor de bepaling van de evapotranspiratie op de afdekking en in de omgeving van de berging [OD-040];
- door een expert van de UGent voor de langetermijnevolutie van de aarden afdekking [OD-065];
- door een expert van de Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research (EMPA) voor het geochemisch model voor betonporiënwater [R14-148] onderliggend aan de beschouwingen rond uitloging van betonfasen in §5.3.2.5.1 [HS-5].

14.17.2.1.5 Gebruik van bestaande nationale en internationale referenties

De *biosfeer* in de omgeving van Dessel is goed gekend en gekarakteriseerd, mede dankzij de aanwezigheid van nucleaire installaties sinds de jaren 1950. Daarom kunnen veel nationale referenties gebruikt worden in de algemene beschrijving van de biosfeer (§4.3, §4.9 en §4.10 [HS-4]).

De *diepe ondergrond* van de Kempen is gekend door ettelijke boringen die werden verricht op zoek naar steenkool, opslag van aardgas, onderzoek naar de diepe berging van radioactief afval en toepassing van geothermische energie. De ondiepe ondergrond is zeer goed gekend dankzij de honderden boringen die werden uitgevoerd voor de exploratie en exploitatie van grondwater. Nodige aanvullingen qua gegevens over de ondergrond betroffen voornamelijk geomechanische en hydrogeologische gegevens (§2.1 van [R14-149]).

Voor de argumentatie van de duurzaamheid van *beton* wordt, naast de specifieke aanvullende studies in opdracht van NIRAS (§14.17.2.2), sterk gebruik gemaakt van de artikels in peer-reviewed wetenschappelijke tijdschriften [HS-5].

14.17.2.2 Inzameling van nieuwe gegevens voor de oppervlakteberging van categorie A-afval te Dessel

Waar dat nodig was ter vervollediging van de evaluatiebasis voor de oppervlakteberging van categorie A-afval te Dessel werden er in opdracht van NIRAS nieuwe gegevens experimenteel of via modellering bepaald.

- De performantie, de robuustheid van de performantie, de degradatiemechanismen en de eventuele gevolgen van degradatie van het in §5.3 [HS-5] gekozen *beton* werden in meer detail bestudeerd ter aanvulling van de literatuurgegevens. Zo heeft
 - ▶ CEA een schatting gemaakt van de atmosferische carbonatatie van modules en monolieten [R14-150];
 - ▶ IETec duurzaamheidstesten uitgevoerd, de performantie qua waterdoorstroming bepaald, de weerstand aan chlorides bepaald en de weerstand aan thaumasietvorming bepaald [R14-151][R14-152];
 - ▶ WTCB bestudeerd binnen welke marges qua betonsamenstelling de performantie en duurzaamheid van het beton gegarandeerd kan blijven [OD-134];
 - ▶ CEA de effectieve waterpermeabiliteit in afwezigheid van een watertafel bepaald (§5.3.1.2.2 [HS-5]);
 - ▶ CEA een schatting gemaakt van mogelijke mechanische schade door corrosie van betonwapening [OD-206];
 - ▶ SCK•CEN een schatting gemaakt van de tijd nodig tot saturatie van de modules en monolieten (§14.3.2.1.1, §14.3.2.2.2, §14.3.2.3.2, §14.3.2.4.2, §14.3.2.5.2 en §14.3.2.6.1.1) [OD-272];
 - ▶ WTCB de atmosferische carbonatatiesnelheid van het beton uit de demonstratieproef gemeten [R14-153], waarbij
 - ▶ men een waarde van de carbonatatiesnelheid bekwam die vergelijkbaar is met (iets lager dan) die uit een grootschalige studie voor meer dan 960 stalen [R14-154],
 - ▶ ook gebleken is dat de carbonatatiesnelheid voor de betonhuid beschermd door een CPF-liner extreem laag is. De schatting van de gecarbonateerde betondikte van de modules uit §5.3.2.6.1 [HS-5] houdt daarmee geen rekening.
- De *ondergrond en biosfeer* in de omgeving van de berging werden nader gekarakteriseerd, op basis van:
 - ▶ een reeks van terreinverkenningen op en rondom de site te Dessel om de geologische, hydrogeologische, hydrologische en geotechnische karakteristieken en parameters te bepalen [OD-051][OD-086];
 - ▶ een hydrogeologische gevoeligheidsanalyse door SCK•CEN [R14-112] om de data-inzameling qua hydrogeologische karakteristieken tijdens de terreinverkenningen van 2008/2010 te focussen op invoerdata met een mogelijk belangrijke invloed op de veiligheidsberekeningen, voorafgaand aan deze campagne (zie ook §14.4.5.2);

- ▶ een opvolging van de piëzometrie in de omgeving van Dessel door SCK•CEN, om langetermijnevolutie hiervan in kaart te brengen [R14-155][R14-156];
- ▶ bevestigingsmetingen van de stroomrichting en -snelheid van het grondwater in de omgeving van de berging (§4.6.2.7 [HS-4]);
- ▶ modellering en de opvolging van de seismometers die NIRAS heeft laten installeren op diverse dieptes en aan het oppervlak in de omgeving van de site te Dessel, om de transferfunctie tussen de harde sokkel en het oppervlak te bepalen (Koninklijke Sterrenwacht) (§4.5.4.3 [HS-4]);
- ▶ een zettingsproef, om bijkomende geotechnische data voor de site te Dessel te bepalen (Tractebel) [OD-188];
- ▶ een ecologische inventarisatie door Arcadis in de nucleaire zone ten noorden van het Kanaal Bocholt-Herentals [R14-126], uitgaande waarvan de beschrijving van de biosfeercharacteristieken aangevuld werd (§4.10 [HS-4]);
- ▶ radiologische en niet-radiologische referentiemetingen op en nabij de site (§16.4.7 [HS-16]; §4.8.1.3, §4.8.2 en §4.12.1 [HS-4]).

NIRAS heeft ook een inschatting gemaakt van de hoeveelheden en karakteristieken van het categorie A afval (§6.4.4.2 en Bijlage 6-1 [HS-6]).

14.17.3 Kwalitatieve argumenten dat de performantie van het bergingssysteem behouden blijft en de omgeving goed gekend is

De claims dat de performantie van de berging gedurende lange tijd behouden blijft en de omgeving goed gekend is, berusten niet enkel op experimenten en modelleringen die bepaalde parameters direct aantonen, maar ook op

- diverse *veldmetingen* en zogenaamde ‘multiple lines of evidence’; alsook
- natuurlijke en archeologische gegevens en *analogieën*.

Analogieën geven een extra argument dat gegevens en inzichten verkregen uit observaties op korte termijn, *geëxtrapoleerd* kunnen worden naar tijdsschalen van belang voor de langetermijnveiligheid (§1.2 van [R14-70] en §5.34 uit [R14-157]). Analogieën vertonen echter nooit een perfecte overeenstemming met het bergingssysteem en er is bijna steeds een grote onzekerheid over hun beginvoorwaarden en hun evolutie (§1.2 uit [R14-70] en §4.7 uit [R14-158]). Dit maakt het gebruik van analogieën voor nauwgezette validatie van de modellen voor de langetermijnveiligheid onmogelijk.

Desondanks kunnen natuurlijke analogieën gebruikt worden voor de opbouw van *vertrouwen* in verschillende processen en materialen van het bergingssysteem (§4.8 uit [R14-158]). Voor het gebruik van natuurlijke analogieën als bijkomende argument is het van belang dat ze *voldoende punten van overeenkomst* vertonen (§1.2 uit [R14-70]).

14.17.3.1 Kwalitatieve argumentatie dat de performantie van het bergingssysteem behouden blijft

14.17.3.1.1 De aarden afdekking kan ook op lange termijn behouden blijven zonder actief onderhoud

Archeologische analogieën voor het behoud van de aarden afdekking op lange termijn, zijn grafheuvels uit het laat-neolithicum, de bronstijd en de Gallo-Romeinse tijd (§6.3 van [OD-065]):

- in Vlaanderen en Zuid-Nederland zijn 77 clusters van grafheuvels nog geomorfologisch herkenbaar in het landschap; Belgische voorbeelden van Gallo-Romeinse tumuli bevinden zich in Haspengouw (§6.3.1 van [OD-065]);
- vele grafheuvels uit de pre-Romeinse tijd zijn verwoest en enkel nog zichtbaar door een cirkelvormig verschil in gewas of kleur van de grond aan het grondoppervlak. De egalisatie van de bodem werd voornamelijk door de mens gedaan voor landbouwdoeleinden, eerder dan door natuurlijke verweringsprocessen (§6.3.2.1 van [OD-065]). De meeste egalisatie lijkt gebeurd te zijn tijdens de middeleeuwen, wat wil zeggen dat deze heuvels gedurende meer dan 2 000 jaar geomorfologisch herkenbaar in het landschap moeten geweest zijn (§6.3.4 van [OD-065]);
- de grafheuvels uit de pre-Romeinse tijd die tot op vandaag bewaard gebleven zijn in de Kempen en naburige delen van Nederland en Duitsland werden hoofdzakelijk gebouwd met zoden van plaggen uit nabije bodems die ontwikkeld waren in het dekzand (§6.3.2.1 van [OD-065]) en hebben een beperkte helling (§6.3.4 van [OD-065]). Nabij de site te Dessel is de ‘Partisaenenberg’ te Kasterlee een voorbeeld van een laat-neolithische grafheuvel (~ 3 000 BP) opgebouwd uit plaggen met daarboven een met de tijd ontwikkelde podzolbodem (§6.3.3.2 van [OD-065]). Uit deze analogieën leiden we af dat bodemvorming in de biologische laag van de afdekking kan bijdragen tot het behoud op lange termijn van de tumulus;
- vermits de meeste Gallo-Romeinse tumuli gelegen zijn in Haspengouw, werd löss als constructiemateriaal gebruikt waardoor er veel minder bodemontwikkeling optreedt op deze tumuli. De tumuli die bewaard gebleven zijn tot op vandaag, waren beschermd omdat ze begroeid werden door bos. Het hiermee geassocieerde ecosysteem gaat uitloging immers beter tegen dan dat geassocieerd met landbouw. Deze heuvels hebben veel steilere hellingen dan de heuvels uit de pre-Romeinse tijd, en hebben daardoor een hogere oppervlakkige afstroming en lagere infiltratie maar zijn waarschijnlijk ook meer aan erosie onderhevig geweest (§6.3.3.3 van [OD-065]);
- voor grotere hellingen dan deze aan de zijkanten van de aarden afdekking (1 op 3 of ongeveer 18° – zie §5.2.2.1.2 [HS-5]), is afschuiving een veelvoorkomend stabiliteitsprobleem zoals blijkt uit analogieën met
 - ▶ middeleeuwse aarden verdedigingsophogingen (mottes) in Zuid-Nederland,
 - ▶ de Piramide van Austerlitz in Nederland (19^{de} eeuw), en
 - ▶ de Leeuw van Waterloo in Waals-Brabant (19^{de} eeuw).

Voor archeologische analogieën met kleinere hellingen blijken de stabiliteitsproblemen vooral verband te houden met de groei van boomwortels en omver waaien van bomen (§6.3.4 van [OD-065]).

14.17.3.1.2 Het bergingssysteem zal bedekt blijven door vegetatie

Een analogie voor het blijven bestaan van vegetatie bovenop de berging, en dus *evapotranspiratie*, zijn de betonnen bunkers uit Wereldoorlog II. Deze vormen een bewijs van de snelle ontwikkeling van vegetatie op betonnen daken, in een sequentie van korstmoss, mos en gras. Periodes zonder vegetatie, zelfs op beton, zullen quasi niet-bestaande zijn (§6.3.2.3 van [OD-065]).

Op de plaatsen waar de *bio-intrusielaag* uit de afdekking komt bloot te liggen, wordt er ontwikkeling van enige vegetatie verwacht. Er zijn voorbeelden van de ontwikkeling van vegetatie op grindbanken bij de Maas en op extensieve groendaken [R14-60].

14.17.3.1.3 De C-S-H fasen kunnen meerdere duizenden jaren blijven bestaan

Onderzoek van de muur van Hadrianus in Groot-Brittannië en van andere Romeinse mortels toont aan dat amorfe C-S-H fasen stabiel kunnen blijven voor bijna tweeduizend jaar (§2 van [R14-70]).

In Scawt Hill in Noord-Ierland zijn natuurlijke amorfe C-S-H structuren bewaard gebleven over ongeveer 50 miljoen jaar (§5.2 van [R14-70]).

14.17.3.1.4 Carbonatatie in ingegraven omstandigheden kan zeer traag verlopen

In Scawt Hill in Noord-Ierland is gebleken dat ingegraven natuurlijke C-S-H structuren geen totale carbonatatie ondergaan, zelfs niet na meerdere duizenden jaren [R14-159].

In 2014 werd de oude steenkoolcentrale te Mol gesloopt. NIRAS maakte van deze gelegenheid gebruik om betonstructuren die zich gedurende ongeveer 50 jaar onder ingegraven omstandigheden bevonden hebben, aan destructief onderzoek te onderwerpen. Uit deze tests blijkt dat het ingegraven beton nauwelijks aan carbonatatie onderhevig geweest is [R14-41].

14.17.3.1.5 Beton dat naar behoren werd aangemaakt, is en blijft een duurzaam materiaal, zelfs in zeer ongunstige omstandigheden

Ondanks bijna tweeduizend jaar blootstelling aan weersomstandigheden en aardbevingen vertoont de koepel van het Pantheon te Rome nog geen sporen van structurele verzwakking. De duurzaamheid stoelt op een zorgvuldige keuze van materialen en een homogene langdurige menging tijdens de aanmaak (§4.2 van [R14-160]). Op te merken valt dat dit geen modern gewapend beton op basis van portlandcement is.

Analyse van gewapende betonnen bunkers uit de tweede wereldoorlog geeft aan dat het beton zelfs in agressieve omstandigheden (zeewater) een duurzaam materiaal is en blijft. De duurzaamheid wordt toegeschreven aan de geringe porositeit en afwezigheid van toeslagstoffen om het beton beter verpompbaar te houden (§4.3 van [R14-160]).

14.17.3.2 Kwalitatieve argumentatie dat de omgeving goed gekend is

14.17.3.2.1 De omgeving is geologisch stabiel

De omgeving is geologisch stabiel, en deze stabiliteit werd mede bevestigd door paleoseismisch onderzoek in Mol dat geen aanwijzingen voor breukvorming gedurende de laatste 20 000 jaar bevat (§4.5.3.3 [HS-4] en [R14-161]).

14.17.3.2.2 *Het aardbevingsrisico is goed gekend*

Bij de evaluatie van het aardbevingsrisico op de site werd niet enkel rekening gehouden met de instrumentele data vanaf 1911, maar ook met historische kwalitatieve data tussen 1350 en 1911 gebaseerd op historische bronnen die de gevolgen beschrijven van aardbevingen (§4.5.4.2.2 [HS-4] en [R14-162]).

14.17.4 Volledigheid van de evaluatiebasis

De wetenschappelijke en technische basis van de evaluatie omvat de elementen beschouwd in §14.2.3.2.1 en gedocumenteerd in §14.3 en de daar verder aangehaalde rapporten.

Door middel volledigheidchecks op basis van de cAtFEP-lijst werd geverifieerd dat de evaluatiebasis volledig is qua behandeling van karakteristieken, gebeurtenissen en processen die in het bergingssysteem en zijn omgeving kunnen optreden (§4.1, §5.1, §6.1 en §7.1 van [OD-021]).

14.17.5 Representatief en/of omhullend karakter van scenario's

De verwachte evolutie van het bergingssysteem werd vanuit fenomenologisch oogpunt beschreven in §14.3.2. Voor de EES-installatiemodellen werd geargumenteed (§14.4.3)

- dat de genomen hypothesen en gekozen parameterwaarden *representatief* zijn voor de verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem; of,
- waar ze dat niet zijn, wat de invloed is op het gemodelleerde systeemgedrag en de radionuclidenmigratie en hoe dit *gejustifieerd* wordt ten opzichte van de verwachte evolutie(s) van het bergingssysteem;

Voor de RS-installatiemodellen werd het conservatisme beargumenteerd ten opzichte van het EES en zijn onzekerheden (§14.5.3.3, §14.5.8.1).

Tevens werd geargumenteed dat de hypothesen voor de hydrogeologische en biosfeermodellen de mogelijke toekomstige evoluties afdekken (§14.4.5.4 en §14.4.7.1.1).

De beschouwde AES'en zijn voldoende representatief en omhullend de voor niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem (§14.6.2).

Onzekerheden met betrekking tot onopzettelijke menselijke intrusie werden behandeld door middel van gestileerde HIS'en waarvan het omhullende karakter beargumenteerd werd (§14.7.5, §14.8.5, §14.9.5 en §14.10.5).

Na enkele duizenden jaren groeien de onzekerheden op de evolutie van het systeem en neemt de heterogeniteit van die evolutie toe, waardoor de performantie van het bergingssysteem niet langer gegarandeerd kan worden. Deze onzekerheden worden behandeld in de PS'en waarvan het omhullende karakter beargumenteerd wordt (§14.11.7 en §14.12.5).

14.17.6 Verificatie en validatie van wiskundige en computermodellen

De wiskundige modellen en computermodellen uit de veiligheidsevaluatie zijn uitgebreid geverifieerd en waar mogelijk gevalideerd, conform de vereiste uit artikel 4.2 van het KB van 30 november 2011 [R14-3].

Een overzicht van de QVV toegepast voor de verschillende modellen gebruikt in de veiligheidsevaluatie, waarmee geëxpliciteerd wordt aan deze vereiste werd voldaan, wordt gegeven in Bijlage 14-2.

Bij de *verificatie* kwamen aspecten aan bod zoals

- verificatie van geometrie, vergelijkingen, begin- en randvoorwaarden, parameters en massabalans;
- verificatie van onafhankelijkheid van resultaten van het numerieke grid;
- implementatie in verschillende codes;
- onafhankelijke implementatie door verschillende personen; en
- coherentie van resultaten voor verschillende radionucliden.

Over de tijdschalen relevant voor de langetermijnveiligheid zijn de mogelijkheden met betrekking tot *validatie* door vergelijking met observaties op een echt systeem beperkt.

14.17.7 Behandeling van voor de veiligheid relevante onzekerheden

De voor de veiligheid relevante onzekerheden (§14.3.7) zijn behandeld in de veiligheidsevaluaties (§14.4.4, §14.4.6, §14.4.8, §14.6, §14.7.5, §14.8.5, §14.9.5, §14.10.5, §14.11.7 en §14.12.5).

14.18 Conclusies

De veiligheid van de oppervlakteberging in Dessel zal uiteindelijk berusten op (§2.10 [HS-2]):

- een *veiligheidsstrategie* die in overeenstemming is met de radiologische risico's verbonden aan het afval [HS-2];
- een *ontwerp* van de berging dat in gelaagde bescherming voorziet en geoptimaliseerd werd qua veiligheid [HS-7][HS-8];
- *veiligheidsevaluaties*; en
- *verificatie* dat de componenten van de berging en het afval dat geborgen wordt in overeenstemming zijn en blijven met de veiligheidsstrategie, het ontwerp en de veiligheidsevaluaties.

In dit hoofdstuk werd in detail ingegaan op de evaluatie van de *radiologische langetermijnveiligheid*, die berust op passieve *insluiting* van radionucliden en *afzondering* van het afval, zoals beschreven in de veiligheidsstrategie en het veiligheidsconcept [HS-2]. Bij deze evaluatie werd een systematische aanpak gevolgd (§14.2), gebaseerd op de IAEA ISAM-methodologie [R14-21] die internationaal erkend is als een generieke methodologie voor veiligheidsevaluaties van oppervlaktebergingen.

Het *uitgangspunt* voor de kwantitatieve evaluatie was de ontwikkeling van een goed begrip van hoe en onder welke omstandigheden radionucliden kunnen vrijkomen uit het bergingssysteem en hoe aannemelijk dit is, stoelend op gedetailleerde *state of the art* beschrijvingen van, en inzichten in, het gedrag / de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving (§14.3). Rekening houdend met de mogelijke routes waarlangs blootstelling kan optreden, werd een geheel van *representatieve en/of omhullend scenario's* en ermee geassocieerde hypothesen, modellen en berekeningen beschouwd:

- het *verwachte evolutiescenario* (EES, §14.4), dat in de mate van het mogelijke een representatieve voorstelling vormt van de fenomenologisch verwachte evolutie(s) en de onzekerheden binnen de verwachte evolutie(s) en dit over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 ;
- het *referentiescenario* (RS, §14.5), dat in termen van maximale impact de effecten van de onzekerheden binnen de verwachte evolutie omhult, terwijl het nog binnen de scope van de verwachte evolutie valt; en waarvoor over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar vanaf t_0 wordt aangetoond dat de impacts aanvaardbaar zijn (Tabel 14-105). De veiligheidsmarge ten opzichte van de dosisbeperking van 0,1 mSv/a wordt begroot op 4% (0,004 mSv/a) voor volwassenen en is dus vrij beperkt. In dit licht
 - ▶ wordt een beperking van de *heterogeniteit* opgelegd op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules', in de vorm van een sommatieregel met de radionucliden die significant bijdragen tot de piekimpact (^{94}Nb , ^{239}Pu en ^{240}Pu),
 - ▶ zal in het kader van de opvulplannen een *verificatie* gebeuren op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules', waarbij wordt nagegaan dat de dosisbeperking van 0,1 mSv/a gerespecteerd wordt onder het RS, en
 - ▶ zullen in een toekomstig RD&D programma metingen van de K_d -waarden op uitgeharde cementpasta specifiek voor de samenstelling van de SSC's gebeuren voor de maatgevende radionucliden, in het licht van het feit dat het gebruik van minimale K_d -waarden de belangrijkste

graad van conservatisme vertegenwoordigt ten opzichte van het EES, met name voor in principe goed gesorbeerde radionucliden;

- de *alternatieve evolutiescenario's* (AES'en, §14.6), die voldoende representatief en omhullend zijn voor de niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem (in termen van verlies van insluitingscapaciteit en verlies van afzonderingscapaciteit waarbij de oorzaak geen menselijke intrusie is), die afgebakend en beschreven worden uitgaande van de effectbeschrijvingen voor initiërende FEP's; en waarvoor wordt aangetoond dat de impacts en/of het geassocieerde risico aanvaardbaar zijn (Tabel 14-106). De veiligheidsmarge van het totale risico ten opzichte van de risicobeperking van $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ wordt begroot op 56,5% ($5,65 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$). De reële veiligheidsmarge is zelfs nog iets groter, gelet op het feit dat niet alle maximale risico's op hetzelfde ogenblik worden berekend. In dit licht
 - ▶ kan gesteld worden dat er ruim voldoende *insluitingsperformantie* van het bergingssysteem behouden blijft bij de verschillende bedreigingen, en
 - ▶ zal in het kader van de opvulplannen een *verificatie* gebeuren op de schaal 'groep van vier aangrenzende modules', waarbij de impact onder individuele AES'en, rekening houdend met de waarschijnlijkheid van optreden, wordt afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 0,1 mSv/a en de risicoreferentiewaarde van $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$;
- de *intrusiescenario's* (HIS'en, §14.7, §14.8, §14.9 en §14.10), die een set van gestileerde scenario's vormen die representatief en omhullend zijn voor de verschillende mogelijke schalen van intrusie en verschillende mogelijke acties van de indringer en de gevolgen daarvan voor de naburige bevolking; en waarvoor wordt aangetoond dat de impact aanvaardbaar is (Tabel 14-107); en
- de *penaliserende scenario's* (PS'en, §14.11 en §14.12), die een omhullende berekening van de radiologische impact mogelijk maken voor een breed scala van mogelijke evoluties over tijdschalen waarover het niet meer gefundeerd is een betrouwbare uitspraak te willen doen over de performantie van het bergingssysteem (i.e. na 2 000 jaar); en waarvoor wordt aangetoond dat de impact van de rest-radiotoxiciteit na enkele duizenden jaren aanvaardbaar is (Tabel 14-108).

Tabel 14-105: Aanvaardbaarheid van de impact onder de verwachte evolutie ten opzichte van de belangrijkste criteria, over de relevante tijdschalen tot $t_0 + 2\ 000$ a. De resultaten worden enkel gegeven voor volwassenen en bij de waterputreceptor (zie §14.4.9.1 en §14.5.7 voor andere leeftijdsgroepen, alternatieve biosfeerreceptoren en bijkomende veiligheidsindicatoren).

	Maximale effectieve dosis [mSv/a]	Tijdstip maximale effectieve dosis [a vanaf t_0]	Veiligheidsmarge [mSv/a]	Maximale equivalente huiddosis [mSv/a]	Maximale equivalente dosis voor de oog lens [mSv/a]
EES (basisrekengeval)	0,020	1 372	--	--	--
RS	0,096	2 000	0,004	0,031	0,127
Criterium	0,1 (dosisbeperving)	--	--	50 (equivalente-dosislimiet)	15 (equivalente-dosislimiet)

Tabel 14-106: Aanvaardbaarheid van de impacts onder de niet-verwachte maar mogelijke evoluties (AES'en) ten opzichte van de belangrijkste criteria, over de relevante tijdschalen tot $t_0 + 2\,000$ a. De resultaten worden enkel gegeven voor volwassenen (zie §14.6.6 voor andere leeftijdsgroepen).

Scenario	Maximaal risico [a ⁻¹]	Tijdstip maximaal risico [a vanaf t ₀]	Maximale equivalente huiddosis [mSv/a]	Maximale equivalente dosis voor de oog lens [mSv/a]
AES1-1 'vroegge aardbeving'	$4,24 \times 10^{-7}$	1 798	0,037	0,155
AES1-2 'vroegge en zware aardbeving'	$2,04 \times 10^{-6}$	2 000	0,231	2,34
AES2-1 'val van een militair vliegtuig'	$6,52 \times 10^{-9}$	2 000	0,037	0,151
AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' (rekengeval 'uitloging')	$1,61 \times 10^{-8}$	2 000	0,115	1,17
AES2-2 'val van een groot passagiersvliegtuig' (rekengeval 'directe blootstelling')	$3,39 \times 10^{-8}$	2 000	0,808	1,49
AES3-1 'versnelde erosie'	$6,40 \times 10^{-7}$	2 000	0,036	0,148
AES3-2 'extreme erosie'	$6,72 \times 10^{-9}$	1 798	0,037	0,155
AES4 'complexanten'	$6,38 \times 10^{-7}$	1 339	0,031	0,135
AES5-1 'complexanten in combinatie met een vroegge aardbeving'	$5,90 \times 10^{-8}$	999	0,037	0,220
AES5-2 'complexanten in combinatie met een vroegge en zware aardbeving'	$4,00 \times 10^{-7}$	958	0,786	6,88
AES6 'complexanten in combinatie met een versnelde erosie'	$8,77 \times 10^{-8}$	910	0,036	0,183
Totaal	$4,35 \times 10^{-6}$	--	--	--
Criterium	1×10^{-5} (risicobeperking voor geheel van AES'en) 1×10^{-6} (risico-referentiewaarde voor individuele AES'en)	--	50 (equivalente-dosislimiet)	15 (equivalente-dosislimiet)

Tabel 14-107: Aanvaardbaarheid van de impacts [mSv(a)] onder menselijke intrusies (HIS'en) ten opzichte van de belangrijkste criteria, over de relevante tijdschalen tot $t_0 + 2\,000$ a. De effectieve doses worden afgewogen ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a; de equivalente doses voor de huid en de ooglenzen ten opzichte van equivalente-dosislimieten van respectievelijk 50 mSv/a en 15 mSv/a. De resultaten worden enkel gegeven voor volwassenen en bij een homogene activiteitsverdeling (zie §14.7.4, §14.8.4, §14.9.4 en §14.10.4 voor andere leeftijdsgroepen en/of mogelijke heterogeniteiten).

Type scenario	Direct effect [mSv]	Uitgesteld effect – afzondering [mSv/a]	Uitgesteld effect – insluiting [mSv/a]
Boorkern (collo)	Analyse van een boorkern		
	▪ maximale effectieve dosis: $6,64 \times 10^{-2}$		
	▪ maximale equivalente huiddosis: $9,88 \times 10^{-2}$ ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: 0,121		
Boring (kleinschalig)	Boring		Residentie op de bergingsinstallatie
	▪ maximale effectieve dosis: $7,14 \times 10^{-3}$	▪ maximale effectieve dosis: $7,71 \times 10^{-3}$	▪ maximale effectieve dosis: 0,165
	▪ maximale equivalente huiddosis: $5,29 \times 10^{-3}$ ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: $1,24 \times 10^{-2}$	▪ maximale equivalente huiddosis: $8,82 \times 10^{-3}$ ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: $1,65 \times 10^{-2}$	▪ maximale equivalente huiddosis: $5,25 \times 10^{-2}$ ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: 0,217
Uitgraving (grootschalig)	Constructie-uitgraving		Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit
	▪ maximale effectieve dosis: 0,105	▪ maximale effectieve dosis: 0,44	▪ maximale effectieve dosis: 2,11
	▪ maximale equivalente huiddosis: $6,45 \times 10^{-2}$ ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: 0,170	▪ maximale equivalente huiddosis: 0,23 ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: 0,67	▪ maximale equivalente huiddosis: 0,231 ▪ maximale equivalente dosis voor de ooglenzen: 2,34

Tabel 14-108: Aanvaardbaarheid van de impact onder penaliserende omstandigheden vanaf $t_0 + 2\,000$ a ten opzichte van de belangrijkste criteria. De resultaten worden enkel gegeven voor volwassenen (zie §14.11.6.1.1.2 en §14.12.4.1.1 voor andere leeftijdsgroepen).

	Maximale effectieve dosis [mSv/a]	Tijdstip [a vanaf t_0]	Maximale equivalente huiddosis [mSv/a]	Maximale equivalente dosis voor de ooglenzen [mSv/a]
Penaliserend grondwaterscenario	3,77 (~ 3 mSv/a bij uitspreiding fysisch onmogelijke piek over enkele tientallen jaren)	2 003	0,35	3,91
Penaliserend grondscenario	2,1	2 001	0,83	2,93
 criterium	3 (dosis-referentiewaarde)	--	50 (equivalente-dosislimiet)	15 (equivalente-dosislimiet)

Zodoende worden alle mogelijke evoluties van het bergingssysteem en zijn omgeving afgedekt. De geschatte *impacts* worden vergeleken met de van toepassing zijnde *criteria* (Tabel 14-105 tot en met Tabel 14-108). De resultaten van de veiligheidsevaluatie bevestigen dat, rekening houdend met alle relevante onzekerheden en binnen het huidige toepassingsgebied, de geschatte radiologische impacts te allen tijde in overeenstemming zijn met de geldende criteria.

DE (ROBUUSTHEID VAN DE) PERFORMANTIE VAN HET BERGINGSSYSTEEM OP LANGE TERMIJN ZAL VOORAFGAAND AAN DE TWEDE WETENSCHAPPELIJKE RAAD GEKWANTIFICEERD WORDEN MIDDELS EEN REEKS PERFORMANTIE-INDICATOREN, DIE EEN PERFORMANTIEANALYSE MOGELIJK MAKEN TER ONDERSTEUNING VAN DE ARGUMENTEN VOOR GELAAGDE BESCHERMING (§2.8.8 [HS-2]).

Verder

- voldoet water uit een hypothetische waterput nabij de berging aan de kwaliteitsvoorwaarden van *water bestemd voor menselijke consumptie* volgens het KB van 31 mei 2016 [R14-6], i.e. de som van de ingestiedosis afkomstig van de berging onder het RS en de achtergrond dosis voor het putwater ligt lager dan 0,1 mSv/a (§14.5.7.3.1);
- bedragen de radioactiviteit en radiotoxiciteit die naar de omgeving kunnen vrijkomen op lange termijn slechts een fractie van wat *natuurlijk* reeds aanwezig is op regionale schaal (§14.5.7.3.2);
- zijn de langetermijnimpacts sterk *lokaal* (Figuur 14-100 en Figuur 14-101 in §14.5.7.3.3);
- is de bescherming van *niet-menselijke biota* in een terrestrisch en aquatisch ecosysteem verzekerd in aanwezigheid van de berging (§14.5.7.4);
- is de radiologische impact onder het RS omhullend voor de *verwachte* evolutie, rekening houdend met effecten van de onzekerheden binnen de verwachte evolutie (Figuur 14-93 in §14.5.2.1.2);
- is de radiologische impact onder de AES'en omhullend voor de *niet-verwachte* maar mogelijke evoluties, rekening houdend met de effecten van alle initiërende FEP's binnen het beschouwde scenario (§14.6.2);
- dekken de menselijke *intrusiescenario's* op een omhullende wijze de onzekerheden met betrekking tot toekomstige menselijke intrusies af (§14.7.5, §14.8.5, §14.9.5 en §14.10.5);
- dekken de *penaliserende scenario's* (PS'en) op een omhullende wijze alle mogelijke (verwachte en niet verwachte) evoluties van het bergingssysteem na 2 000 jaar af (§14.11.7 en §14.12.5);
- blijft de *performantie* van het bergingssysteem door complementariteit en onafhankelijkheid behouden bij verschillende bedreigingen (zie §2.8.8.3.2 [HS-2]);
- is er *vertrouwen* in de kwantitatieve resultaten in termen van
 - ▶ de evaluatiebasis, door gebruik van
 - ▶ de best beschikbare kennis (§14.17.2),
 - ▶ kwalitatieve argumenten met betrekking tot de performantie van het bergingssysteem en de kennis van zijn omgeving (§14.17.3), en
 - ▶ volledigheidchecks (§14.17.4 en §4.1, §5.1, §6.1 en §7.1 van [OD-021]); alsook

- ▶ de uitvoering van de analyses, door
 - ▶ de selectie van representatieve en/of omhullende scenario's (§14.17.5), en
 - ▶ het onderwerpen van de modellen aan QVV (§14.17.6 en Bijlage 14-2); en
- werden de voor de veiligheid relevante onzekerheden (§14.3.7) behandeld in de veiligheidsevaluatie en zijn de resterende *onzekerheden* aanvaardbaar, zoals beargumenteerd in §14.18.1;
- zal het merendeel van de essentiële parameters en hypothesen van de veiligheidsevaluatie *opgevolgd en/of gecontroleerd* worden, op basis van (Tabel 14-98 in §14.13)
 - ▶ vereisten voor de bergingscolli en hiermee geassocieerde conformiteitscriteria;
 - ▶ ontwerpinputs en –vereisten voor de caissons en monolieten en hiermee geassocieerde conformiteitscriteria;
 - ▶ ontwerpinputs en –vereisten voor de andere SSC's en hiermee geassocieerde conformiteitscriteria;
 - ▶ het monitoringprogramma; of
 - ▶ verdere opvolging van wetenschappelijke evoluties en RD&D;
- worden *bepalingen van activiteit en heterogeniteit* over colli, monolieten, modules, groepen van modules en tumulus opgelegd om de langetermijnveiligheid te verzekeren (§14.16.3; §14.16.4 en §14.16.5); en
- zullen bij de opmaak van opvolplannen en tijdens exploitatie de nodige *verificaties* uitgevoerd worden om na te gaan dat a priori aan de activiteits- en heterogeniteitsbepalingen voldaan wordt én dat de radiologische impacts op alle relevante schalen aanvaardbaar zijn ten opzichte van de geldende criteria (§14.16.6).

14.18.1 Aanvaardbaarheid van onzekerheden

Bij de evaluatie van de aanvaardbaarheid van onzekerheden wordt gefocust op onzekerheden die relevant zijn voor de veiligheid. De onzekerheden die a priori relevant werden geacht voor de veiligheid (§14.3.7), werden op systematische wijze behandeld in de veiligheidsevaluatie.

- Voor een aantal onzekerheden behandeld in de kwantitatieve analyse werd hun *relevantie* voor de veiligheid onderschreven (bijvoorbeeld de sortitie binnen het bergingssysteem) en werd tevens bevestigd dat ze de veiligheid niet in het gedrang brengen, daar de radiologische impacts voldoen aan de van toepassing zijnde dosisbeperking (RS), risicobeperking en -referentiewaarde (AES'en).
- Sommige andere onzekerheden die behandeld werden in de kwantitatieve analyse (bijvoorbeeld de dispersiviteit van zandcement), blijken minder belangrijk op basis van de uitkomsten van de analyse (*gering effect* op de waarde van de beschouwde veiligheidsindicatoren) en brengen bijgevolg de veiligheid niet in het gedrang.
- Door voor bepaalde onzekerheden het effect te omhullen door *conservatieve aannames*, brengen deze onzekerheden de veiligheid niet in het gedrang. De radiologische impacts voldoen aan de van

toepassing zijnde dosisbeperking (RS), risicobeperking (AES'en) of dosisreferentiewaarde (PS'en, HIS'en).

- Onzekerheden die op een *gestileerde* manier behandeld worden, betreffen onzekerheden rond inherent niet-kenbare fenomenen ('ontische' onzekerheden), waarbij de aanpak ofwel gejustificeerd wordt door ondersteunende berekeningen ofwel in lijn is met internationale aanbevelingen (biosfeer, intrusie).

Hieronder wordt de aanvaardbaarheid (van de effecten) van de voor de veiligheid relevante onzekerheden samengevat. Hierbij merken we op dat de bronterm 2013 V2 beschouwd bij de berekening van de radiologische impact zodanig werd bepaald dat (Figuur 6-9 in §6.4.5.2 [HS-6]):

- de impact onder het HIS 'analyse van een boorkern' voor alle colli of afvalfamilies/variëteiten aanvaardbaar is (i.e. ≤ 3 mSv);
- de impact onder het RS aanvaardbaar is (i.e. $\leq 0,1$ mSv/a) over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar.

De aanvaardbaarheid van de onzekerheden in de huidige programmastap is dan ook gelinkt aan de beschouwde bronterm.

14.18.1.1 Onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie

Op basis van de onzekerheden behandeld onder het EES, worden volgende hypothesen / parameters geïdentificeerd als bepalend voor de *performantie* van het bergingssysteem:

- hoeveelheid insijpelend water die tussen de monolietstapels stroomt en weggeleid wordt van het afval na degradatie;
- drainage doorheen materiaal bovenaan de gedegradeerde afdekking ten gevolge van toekomstige klimaatomstandigheden en wijzigingen in de begroeiing;
- poriëndiffusiecoëfficiënt in beton en mortel;
- poriëndiffusiecoëfficiënt in afval (Type I);
- sorptie binnen het bergingssysteem.

De effecten van de onzekerheden met betrekking tot het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie (§14.4.4) worden *omhuld* in het RS (§14.5.2.1 en §14.5.3.3). De radiologische impact onder het RS bedraagt maximaal 0,096 mSv/a over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar en voldoet dan ook aan de dosisbeperking van 0,1 mSv/a. De onzekerheden op het bergingssysteem en zijn verwachte evolutie zijn dus *aanvaardbaar*.

Waar het omhullende en conservatieve karakter van het RS mede afhangt van conformiteitscriteria die de range van onzekerheden afbakenen (zie §14.3.6.1), steunt het aanvaardbare karakter van de onzekerheden op het respecteren van deze criteria.

14.18.1.2 Onzekerheden buiten de verwachte evolutie

14.18.1.2.1 Niet-verwachte maar mogelijke evoluties

De *impacts* onder de AES'en over de relevante tijdschalen tot 2 000 jaar zijn weliswaar hoger dan de dosisreferentiewaarde van 0,1 mSv/a (§14.6.6.11), maar wel aanvaardbaar omdat de AES'en een lagere waarschijnlijkheid van voorkomen hebben dan de verwachte evolutie.

Het *globale risico* van alle niet-verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem, waarbij ook ongunstige combinaties van parameterwaarden worden beschouwd zoals onder het RS, bedraagt $4,35 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, wat voldoet aan de risicobeperking van 10^{-5} a^{-1} en dus aanvaardbaar is (§14.6.7.5).

De onzekerheden die gelinkt zijn aan de intensiteit en de waarschijnlijkheid van verstoringen, aan de gevolgen van de mogelijke verstoringen en aan de mogelijkheid van verschillende migratiewegen, brengen de veiligheid dan ook niet in het gedrang en zijn *aanvaardbaar*.

14.18.1.2.2 Evolutie tijdens fase VI

Op basis van de conservatieve keuzes in modelhypothesen en parameterwaarden (§14.11.7) kan gesteld worden dat de berekende piekimpact van het *penaliserende grondwaterscenario* omhullend zal zijn aan de mogelijke evoluties met betrekking tot de insluitingscapaciteit op de zeer lange termijn.

De radiologische impact van het penaliserende grondwaterscenario is voor alle drie leeftijdsgroepen van de orde van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a, rekening houdend met het feit dat de eerste berekende piek in realiteit onmogelijk is (§14.11.6.1.1).

Voor het *penaliserende grondscenario* leiden conservatieve keuzes (§14.12.5) ertoe dat gesteld kan worden dat de berekende impact omhullend zal zijn aan de mogelijke evoluties met betrekking tot de afzonderingscapaciteit op de zeer lange termijn.

De radiologische impact van het penaliserende grondscenario is voor alle drie leeftijdsgroepen van de orde van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.12.4.1).

De aldus beschouwde onzekerheden met betrekking tot de verwachte en niet verwachte maar mogelijke karakteristieken, processen en gebeurtenissen en daarmee verbonden onzekerheden na enkele duizenden jaren, brengen de veiligheid niet in het gedrang en zijn dus *aanvaardbaar*.

14.18.1.2.3 Menselijke intrusie

Op basis van de conservatieve keuzes in hypothesen en parameterwaarden (§14.7.5, §14.8.5, §14.9.5 en §14.10.5) kan gesteld worden dat het omhullende karakter van de intrusiescenario's gewaarborgd is in het licht van

- de verschillende *schalen* waarop de intrusies betrekking kunnen hebben;
- de directe en uitgestelde *effecten* en de verschillende daarmee verbonden blootstellingswegen; en
- de verschillende *representatieve personen*.

De radiologische impacts onder de verschillende intrusiescenario's zijn te allen tijde aanvaardbaar ten opzichte van de dosisreferentiewaarde van 3 mSv/a (§14.7.4, §14.8.4, §14.9.4 en §14.10.4).

De aldus beschouwde onzekerheden met betrekking tot de types van mogelijke intrusies, de verschillende schalen waarop zij betrekking kunnen hebben, de directe en uitgestelde effecten en daarmee verbonden blootstellingswegen en de verschillende representatieve personen, brengen de veiligheid niet in het gedrang en zijn dus *aanvaardbaar*.

14.18.1.3 Onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie

De onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie zijn niet van die aard dat de *grootteorde* van de GTF voor de waterputreceptor aan de voet van de oostelijke tumulus in vraag gesteld kan worden:

- bij *gewijzigde klimaatomstandigheden* en wijzigingen in landgebruik kan de GTF niet dusdanig zijn dat hij in werkelijkheid een factor 2 hoger zou liggen dan wat beschouwd is in de veiligheidsevaluatie (§14.4.5.5.2 en Tabel 14-41);
- ook het effect van onzekerheden op de *hydraulische geleidbaarheden* is waarschijnlijk veel kleiner dan een factor 2 – dit wordt verder onderzocht en uitgewerkt vóór de tweede wetenschappelijke raad (Tabel 14-41 en §4.6.2.6.4 [HS-4]);
- het weglaten van de *Hooibeek* leidt slechts tot een minieme wijziging in GTF (Tabel 14-41);
- de GTF werd bepaald voor een niet-radioactieve tracer en effecten van *sorptie* in de ondergrond werden genegeerd, wat omhullend is (Tabel 14-41);
- de onderstelde *extractie* van grondwater in de hypothetische waterput is globaal conservatief, gelet op (§14.4.6)
 - ▶ de locatie van de waterput aan de voet van de oostelijke tumulus;
 - ▶ het niet beschouwen van afpompings;
 - ▶ de overweging dat een kortere filter geen aanleiding kan geven tot een GTF die een factor drie hoger zou liggen dan wat beschouwd is in de veiligheidsevaluatie.

Wanneer het lokale grondwaterstromingsmodel bevestigd is voor alle relevante delen en er dus ook een GTF voor de westelijke tumulus bepaald is, zal dit gepaard gaan met een bevestiging dat de maximale impacts onder de verschillende scenario's niet hoger/uitgebreider zijn dan wat berekend werd in het veiligheidsrapport voor de waterputreceptor aan de voet van de oostelijke tumulus, bijvoorbeeld bij het vastleggen van gepaste OLI's (§14.16.3) voor de westelijke tumulus.

De aldus beschouwde onzekerheden met betrekking tot de hydrogeologie brengen de veiligheid niet in het gedrang en zijn dus *aanvaardbaar*.

14.18.1.4 Onzekerheden met betrekking tot de biosfeer

De impacts onder de receptor 'waterput voor privégebruik' zijn omhullend voor de andere biosfeerreceptoren en in overeenstemming met de van toepassing zijnde dosis- en risicobeperkingen en – referentiewaarden en dit voor de drie beschouwde leeftijdsgroepen.

Het gebruik van het *hoge CCI-HYDR klimaatscenario* als referentie waarborgt het inherent conservatieve karakter van de irrigatiehoeveelheden en de BCFs ten opzichte van de onzekerheden met betrekking tot de toekomstige klimaatomstandigheden (§14.4.7.4.1; §14.4.8.1 en §14.4.8.2.1.1).

Rekening houdend met het feit dat de biosfeermodellering stoelt op een groot aantal parameters die vaak ook met elkaar gecorreleerd zijn, is haar eerste doel een *grootteorde* van impacts kwantificeren. De spreiding van de onzekerheden, bepaald op basis van de (deterministische) gevoeligheidsanalyse beschreven in §14.4.8, bevestigt deze grootteorde.

De aldus beschouwde onzekerheden met betrekking tot de biosfeer brengen de veiligheid niet in het gedrang en zijn dus *aanvaardbaar*.

14.19 Bijlage 14-1: Tabellen van data

14.19.1 Dosiscoëfficiënten gebruikt bij het berekenen van de radiotoxiciteit

Tabel 14-109 geeft een overzicht van de *niet-gecorrigeerde*

- ingestiedosiscoëfficiënten (Tabel A van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2]);
- dosiscoëfficiënten voor straling vanuit een gecontamineerde grondwatertafel op 1 m diepte [R14-34];
- externe dosiscoëfficiënten [R14-35]; en
- inhalatiedosiscoëfficiënten (Tabel B van Bijlage III aan het ARBIS [R14-2]);

gebruikt in de berekening van de *radiotoxiciteit* zoals beschouwd bij de bijkomende veiligheidsindicatoren beschreven in §14.2.4.2.4, §14.2.4.2.5 en §14.2.4.2.6.

Tabel 14-109: (Niet-gecorrigeerde) dosiscoëfficiënten voor ingestie, straling vanuit een gecontamineerde grondwatertafel op 1 m diepte, externe bestraling vanuit de ondergrond en inhalatie gebruikt in de berekening van de radiotoxiciteit (n.v.t. = niet van toepassing (nulwaarde)).

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]	DF _{gw,ext,i} [(µSv/h)/(Bq/cm ³)]	DF _{ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	DF _{inh,i} [Sv/Bq]
^{108m} Ag	2,30 × 10 ⁻⁹	2,04 × 10 ⁻⁶	1,74 × 10 ⁻¹³	3,70 × 10 ⁻⁸
²⁴¹ Am	2,00 × 10 ⁻⁷	4,86 × 10 ⁻²¹	7,16 × 10 ⁻¹⁶	4,20 × 10 ⁻⁵
^{242m} Am	1,90 × 10 ⁻⁷	1,97 × 10 ⁻¹⁵	2,78 × 10 ⁻¹⁷	3,70 × 10 ⁻⁵
²⁴³ Am	2,00 × 10 ⁻⁷	7,59 × 10 ⁻¹⁴	2,39 × 10 ⁻¹⁵	4,10 × 10 ⁻⁵
¹⁰ Be	1,10 × 10 ⁻⁹	n.v.t.	1,94 × 10 ⁻¹⁷	3,50 × 10 ⁻⁸
¹⁴ C	5,80 × 10 ⁻¹⁰	n.v.t.	2,12 × 10 ⁻¹⁹	6,20 × 10 ⁻¹²
⁴¹ Ca	1,90 × 10 ⁻¹⁰	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	9,50 × 10 ⁻¹¹
³⁶ Cl	9,30 × 10 ⁻¹⁰	n.v.t.	4,79 × 10 ⁻¹⁷	7,30 × 10 ⁻⁹
²⁴⁴ Cm	1,20 × 10 ⁻⁷	2,95 × 10 ⁻²⁷	1,72 × 10 ⁻¹⁸	2,70 × 10 ⁻⁵
¹³⁵ Cs	2,00 × 10 ⁻⁹	n.v.t.	6,19 × 10 ⁻¹⁹	6,90 × 10 ⁻¹⁰
¹³⁷ Cs	1,30 × 10 ⁻⁸	8,11 × 10 ⁻⁷	1,61 × 10 ⁻¹⁷	4,60 × 10 ⁻⁹
³ H	1,80 × 10 ⁻¹¹	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	4,50 × 10 ⁻¹¹
¹²⁹ I	1,10 × 10 ⁻⁷	8,19 × 10 ⁻²⁶	1,84 × 10 ⁻¹⁶	3,60 × 10 ⁻⁸
⁹³ Mo	3,10 × 10 ⁻⁹	6,30 × 10 ⁻²⁷	8,03 × 10 ⁻¹⁸	2,30 × 10 ⁻⁹
⁹⁴ Nb	1,70 × 10 ⁻⁹	5,32 × 10 ⁻⁶	1,76 × 10 ⁻¹³	4,90 × 10 ⁻⁸
⁵⁹ Ni	6,30 × 10 ⁻¹¹	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	4,40 × 10 ⁻¹⁰
⁶³ Ni	1,50 × 10 ⁻¹⁰	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	1,30 × 10 ⁻⁹
²³⁶ Np	1,70 × 10 ⁻⁸	3,87 × 10 ⁻¹¹	8,03 × 10 ⁻¹⁵	3,20 × 10 ⁻⁶
²³⁷ Np	1,10 × 10 ⁻⁷	5,32 × 10 ⁻¹²	1,34 × 10 ⁻¹⁵	2,30 × 10 ⁻⁵
²³¹ Pa	7,10 × 10 ⁻⁷	1,01 × 10 ⁻⁹	3,40 × 10 ⁻¹⁵	1,40 × 10 ⁻⁴
¹⁰⁷ Pd	3,70 × 10 ⁻¹¹	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	5,90 × 10 ⁻¹⁰
²³⁶ Pu	8,70 × 10 ⁻⁸	1,11 × 10 ⁻²⁴	3,49 × 10 ⁻¹⁸	2,00 × 10 ⁻⁵
²³⁸ Pu	2,30 × 10 ⁻⁷	1,90 × 10 ⁻²⁷	2,25 × 10 ⁻¹⁸	4,60 × 10 ⁻⁵
²³⁹ Pu	2,50 × 10 ⁻⁷	1,10 × 10 ⁻¹⁵	5,08 × 10 ⁻¹⁸	5,00 × 10 ⁻⁵

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]	DF _{gw,ext,i} [(μSv/h)/(Bq/cm ³)]	DF _{ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	DF _{inh,i} [Sv/Bq]
²⁴⁰ Pu	$2,50 \times 10^{-7}$	$1,68 \times 10^{-27}$	$2,17 \times 10^{-18}$	$5,00 \times 10^{-5}$
²⁴¹ Pu	$4,80 \times 10^{-9}$	n.v.t.	$1,02 \times 10^{-19}$	$9,00 \times 10^{-7}$
²⁴² Pu	$2,40 \times 10^{-7}$	$3,22 \times 10^{-27}$	$1,91 \times 10^{-18}$	$4,80 \times 10^{-5}$
²²⁶ Ra	$2,80 \times 10^{-7}$	$1,58 \times 10^{-11}$	$5,62 \times 10^{-16}$	$3,50 \times 10^{-6}$
⁷⁹ Se	$2,90 \times 10^{-9}$	n.v.t.	$2,95 \times 10^{-19}$	$1,10 \times 10^{-9}$
¹²⁶ Sn	$4,70 \times 10^{-9}$	$6,00 \times 10^{-15}$	$2,51 \times 10^{-15}$	$2,80 \times 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$2,80 \times 10^{-8}$	n.v.t.	$1,25 \times 10^{-17}$	$3,60 \times 10^{-8}$
⁹⁹ Tc	$6,40 \times 10^{-10}$	$1,33 \times 10^{-19}$	$2,09 \times 10^{-18}$	$4,00 \times 10^{-9}$
²²⁹ Th	$4,90 \times 10^{-7}$	$7,19 \times 10^{-11}$	$5,58 \times 10^{-15}$	$1,10 \times 10^{-4}$
²³⁰ Th	$2,10 \times 10^{-7}$	$1,37 \times 10^{-13}$	$2,06 \times 10^{-17}$	$4,30 \times 10^{-5}$
²³² Th	$2,30 \times 10^{-7}$	$4,02 \times 10^{-15}$	$8,78 \times 10^{-18}$	$4,50 \times 10^{-5}$
²³² U	$3,30 \times 10^{-7}$	$2,99 \times 10^{-14}$	$1,53 \times 10^{-17}$	$7,80 \times 10^{-6}$
²³³ U	$5,10 \times 10^{-8}$	$5,21 \times 10^{-15}$	$2,44 \times 10^{-17}$	$3,60 \times 10^{-6}$
²³⁴ U	$4,90 \times 10^{-8}$	$2,63 \times 10^{-15}$	$6,62 \times 10^{-18}$	$3,50 \times 10^{-6}$
²³⁵ U	$4,70 \times 10^{-8}$	$3,17 \times 10^{-10}$	$1,27 \times 10^{-14}$	$3,10 \times 10^{-6}$
²³⁶ U	$4,70 \times 10^{-8}$	$1,41 \times 10^{-21}$	$3,42 \times 10^{-18}$	$3,20 \times 10^{-6}$
²³⁸ U	$4,50 \times 10^{-8}$	$2,89 \times 10^{-22}$	$1,53 \times 10^{-18}$	$2,90 \times 10^{-6}$
⁹³ Zr	$1,10 \times 10^{-9}$	n.v.t.	$0,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-8}$
⁴⁰ K	$6,20 \times 10^{-9}$	$5,49 \times 10^{-6}$	$1,92 \times 10^{-14}$	$2,10 \times 10^{-9}$

14.19.2 Biosfeerparameters

14.19.2.1 Gewoontegegevens en blootstellingsfactoren

Tabel 14-110 en Tabel 14-111 geven een overzicht van de waarden en ranges van de biosfeerparameters betreffende gewoontegegevens (inclusief consumptiehoeveelheden) en blootstellingsfactoren van de representatieve personen; zoals besproken in §14.3.6.4.1 en hoofdstuk 4 van [OD-043].

Tabel 14-110: Biosfeerparameters betreffende leeftijdsafhankelijke gewoonten (hoofdstuk 4 van [OD-043]).

^sEnkel beschouwd bij de rivierreceptor.

Consumptiehoeveelheden			Volwas- sene	Kind	Jong kind	Volwas- sene	Kind	Jong kind
			Gemiddeld			Aanbevolen		
Q _w	Consumptie drinkwater	m ³ /a	0,4386	0,253	0,229	0,5475	0,5475	0,2738
Q _c	Consumptie graan	kg _{fw} /a	48,5	46	24,5	104	76,7	21,9
Q _f	Consumptie fruit	kg _{fw} /a	43,1	37	34	114,1	114,1	54,8
Q _l	Consumptie bladgroenten	kg _{fw} /a	23,7	16	13	51,4	47,2	13,2
Q _{nl}	Consumptie vruchtgroenten	kg _{fw} /a	19,4	13	10	42,1	38,4	10,1
Q _{leg}	Consumptie peulvruchten	kg _{fw} /a	2,1	1,4	1,1	4,6	4,1	1,1
Q _r	Consumptie wortelgewassen	kg _{fw} /a	5,3	3,6	2,8	11,5	10,6	2,8
Q _t	Consumptie knolgewassen	kg _{fw} /a	111,9	81	37	108,6	89,4	27,4
Q _{m,c}	Consumptie koemelk	L/a	75,1	158	161	183,1	180,9	182,8
Q _{m,s}	Consumptie schapenmelk	L/a	4,2	8,6	8,7	10,2	9,8	10,2
Q _{m,g}	Consumptie geitenmelk	L/a	0,8	1,6	1,7	2,0	1,8	1,9
Q _{f,c}	Consumptie rundvlees	kg/a	18,2	11,7	7	10,7	9,4	7,0
Q _{f,hen}	Consumptie gevogelte	kg/a	10,5	6,7	4	6,2	5,4	4,0
Q _{f,p}	Consumptie varkensvlees	kg/a	11,7	7,5	4,5	6,9	6,0	4,5
Q _{f,s}	Consumptie schapenvlees	kg/a	3,6	2,3	1,4	2,1	1,9	1,4
Q _{f,g}	Consumptie geitenvlees	kg/a	0,03	0,02	0,01	0,0	0,0	0,0
Q _{egg}	Consumptie eieren	kg/a	3,7	5,0	5,6	3,3	3,3	3,3
Q _{fish}	Consumptie vis ^s	kg/a	6,5	2,4	6,5	5,2	4,6	3,4
Parameter			Volwassene	Kind	Jong kind			
Q _s	Inname van grond	kg/a	3,65 × 10 ⁻²		3,50 × 10 ⁻²	7,30 × 10 ⁻²		
Q _{a,inh}	Inhalatiedebiet	m ³ /h	1,5		1,12	0,35		
T _a	Blootstellingsduur (landbouwgrond)	h/a	1500		250	250		
T _{a,sed}	Blootstellingsduur ^s (sediment)	h/a	500		30	30		

Tabel 14-111: Biosfeerparameters betreffende menselijke gewoonten en blootstellingsfactoren (hoofdstuk 4 van [OD-043]). [§]Enkel beschouwd bij de rivierreceptor. [€]Enkel beschouwd bij de equivalente huiddosis.

Parameter		min	BE	max	
SF _s	Afschermingsfactor voor externe bestraling vanuit de bodem	-	0,7		
SF _{sed}	Afschermingsfactor voor externe bestraling vanuit sedimenten [§]	-	0,8		
W _{sed,WN}	Oeverbreedtefactor Witte Nete [§]	-	0,15		
W _{sed,KN}	Oeverbreedtefactor Kleine Nete [§]	-	0,2		
m _{sa}	Stofbelasting in de lucht (landbouw)	kg/m ³	5,0 × 10 ⁻⁸	2,3 × 10 ⁻⁷	5,0 × 10 ⁻⁷
m _{sa}	Stofbelasting in de lucht (spel)	kg/m ³	5,0 × 10 ⁻⁹	3,0 × 10 ⁻⁸	1,0 × 10 ⁻⁷
v _d	Afzettingssnelheid van stofdeeltjes op de huid [€]	m/s	4 × 10 ⁻⁴	4 × 10 ⁻³	1 × 10 ⁻²

14.19.2.2 Bodemparameters

Tabel 14-112 en Tabel 14-113 geven een overzicht van de ranges voor distributiecoëfficiënten en elementonafhankelijke bodemparameters, zoals besproken in §14.3.6.4.3.1 en §14.3.6.4.3.7.

Tabel 14-112: Distributiecoëfficiënten in zandbodems (K_{d,i} [m³/kg]) [OD-041].

Element	K _{d,i} [m ³ /kg]		
	min	BE	max
Ac	4,50 × 10 ⁻¹	4,50 × 10 ⁻¹	5,40 × 10 ⁰
Ag	3,60 × 10 ⁻²	1,30 × 10 ⁻¹	7,00 × 10 ⁻¹
Am	8,20 × 10 ⁻²	1,23 × 10 ⁰	4,35 × 10 ¹
Be	2,40 × 10 ⁻¹	9,90 × 10 ⁻¹	3,00 × 10 ⁰
C	1,90 × 10 ⁻³	1,66 × 10 ⁻²	1,80 × 10 ⁻¹
Ca	7,00 × 10 ⁻⁴	3,00 × 10 ⁻³	2,80 × 10 ⁻²
Cl	4,00 × 10 ⁻⁵	1,04 × 10 ⁻³	1,25 × 10 ⁻³
Cm	5,24 × 10 ⁻¹	1,10 × 10 ⁰	3,80 × 10 ⁰
Cs	1,00 × 10 ⁻³	2,80 × 10 ⁻¹	3,52 × 10 ¹
H	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
I	1,00 × 10 ⁻⁵	1,60 × 10 ⁻³	4,00 × 10 ⁻²
Mo	7,40 × 10 ⁻³	3,80 × 10 ⁻²	1,30 × 10 ⁻¹
Nb	1,87 × 10 ⁻¹	8,24 × 10 ⁻¹	1,77 × 10 ⁰
Ni	6,84 × 10 ⁻³	1,09 × 10 ⁻¹	8,58 × 10 ⁻¹
Np	1,60 × 10 ⁻⁴	5,10 × 10 ⁻³	3,90 × 10 ⁻¹
Pa	5,50 × 10 ⁻¹	5,50 × 10 ⁻¹	6,60 × 10 ⁰
Pb	1,90 × 10 ⁻²	1,41 × 10 ⁻¹	1,35 × 10 ⁰
Pd	5,50 × 10 ⁻²	1,80 × 10 ⁻¹	6,70 × 10 ⁻¹
Po	1,70 × 10 ⁻²	3,28 × 10 ⁻²	1,88 × 10 ⁻¹
Pu	3,30 × 10 ⁻²	4,38 × 10 ⁻¹	6,87 × 10 ⁰
Ra	2,50 × 10 ⁻²	5,17 × 10 ⁻¹	6,03 × 10 ⁰
Se	3,70 × 10 ⁻⁴	2,90 × 10 ⁻²	4,80 × 10 ⁻¹
Sn	1,30 × 10 ⁻¹	1,50 × 10 ⁻¹	1,69 × 10 ⁻¹

Element	$K_{d,i}$ [m ³ /kg]		
	min	BE	max
Sr	$4,00 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$2,42 \times 10^0$
Tc	$1,00 \times 10^{-5}$	$5,00 \times 10^{-5}$	$3,20 \times 10^{-4}$
Th	$1,60 \times 10^{-2}$	$7,03 \times 10^{-1}$	$1,50 \times 10^2$
U	$7,00 \times 10^{-3}$	$1,28 \times 10^0$	$4,20 \times 10^0$
Zr	$1,50 \times 10^{-3}$	$3,20 \times 10^{-2}$	$6,00 \times 10^{-1}$

Tabel 14-113: Elementonafhankelijke bodemkarakteristieken: diepte van de wortelzone $d_{s,v}$ [m], volumetrische waterinhoud θ_s [-] en bulkdichtheid ρ_s [kg/m³] (§2.2 van [OD-043]), conversiefactor voor radonexhalatie $K_{Rn/Ra}$ [Bq/m³ per Bq/kg] (§5.4.1.2 van [OD-042]) en evasieconstante $\lambda_{ev,C14}$ [a⁻¹] van ¹⁴CO₂ (§5.3 van [OD-041]).

Parameter			Range		
			min	BE	max
$d_{s,v}$	Diepte van de wortelzone (voedingsgewassen)	m	0,15	0,3	0,6
$d_{s,v,g}$	Diepte van de wortelzone (gras)	m	0,075	0,15	0,3
θ_s	Volumetrische waterinhoud van de bodem	-	0,12	0,32	0,45
ρ_s	Bulkdichtheid van de bodem	kg/m ³	860	1350	1760
$K_{Rn/Ra}$	Conversiefactor voor radonexhalatie	(Bq/m ³)/(Bq/kg)	-	0,009	-
$\lambda_{ev,C14}$	Evasieconstante van ¹⁴ CO ₂	a ⁻¹	0,0032	-	22

14.19.2.3 Parameters met betrekking tot gewassen

Tabel 14-114 geeft een overzicht van de tijdscharacteristieken van de irrigatie (§14.3.6.4.3.6) en gewasafhankelijke parameters (§14.3.6.4.3.8). Deze laatste worden in Tabel 14-115 en Tabel 14-119 aangevuld met respectievelijk de halfwaardetijden voor verwerking en de translocatiefactoren (§14.3.6.4.3.4). Tabel 14-116, Tabel 14-117, Tabel 14-118 vatten de ranges van de bodem-planttransferfactoren samen (§14.3.6.4.3.2).

Tabel 14-114: Tijdsafhankelijke irrigatiegerelateerde parameters (irrigatieperiode $T_{ir,v}$ [a], externe blootstellingsduur aan irrigatie $t_{e,v}$ [a], tijd tussen irrigatie en oogst $t_{h,v}$ [a]) en gewasafhankelijke parameters (massieke interceptiefactor R_v/Y_v [m²/kg_{fw} of m²/kg_{dw}*], groeiperiode t_{gr} [a] en drooggewicht van gewassen DW_v [kg_{dw}/kg_{fw}]) (n.v.t.: niet van toepassing) [OD-043]. ^s Onzekerheidsrange gedefinieerd op basis van onzekerheidsfactor van 5.

	$T_{ir,v}$ [a]	$t_{e,v}$ [a]	$t_{h,v}$ [a]	t_{gr} [a]	R_v/Y_v [m ² /kg _{fw} of m ² /kg _{dw} *]			DW_v [kg _{dw} /kg _{fw}]		
					min	BE	max	min	BE	max
Graan	0,27	0,137	0	n.v.t.	0,11 0,13*	0,66 0,76*	3,05 3,50*	0,852	0,868	0,880
Fruit	0,27	0,137	0,082	n.v.t.	0,038 ^s	0,19	0,95 ^s	0,070	0,122	0,173
Bladgroenten	0,27	0,137	0,082	n.v.t.	0,15	0,69	3,00	0,060	0,093	0,120
Vruchtgroenten	0,27	0,137	0	n.v.t.	0,90	1,06	1,22	0,005	0,063	0,090
Peulvruchten	0,27	0,137	0	n.v.t.	0,34	1,65	14,62	0,830	0,861	0,886
Wortelgewassen	0,27	0,11	n.v.t.	n.v.t.	0,11	0,91	2,40	0,090	0,140	0,220

	$T_{ir,v}$ [a]	$t_{e,v}$ [a]	$t_{h,v}$ [a]	t_{gr} [a]	R_v/Y_v [m^2/kg_{fw} of m^2/kg_{dw}^*]			DW_v [kg_{dw}/kg_{fw}]		
					min	BE	max	min	BE	max
Knolgewassen	0,27	0,137	n.v.t.	n.v.t.	0,11	0,91	2,40	/	0,210	/
Gras	0,25	0,082	0,021	0,67	0,3*	2*	7,6*	0,200	0,266	0,390

Tabel 14-115: Halfwaardetijden voor vertering $T_{w,v}$ [a] (§2.3.2.2 van [OD-043]).

Toepassingsgebied	Range		
	min	BE	max
Voedingsgewassen, ^{129}I en ^{36}Cl	0.013	0.026	0.047
Gras, ^{129}I en ^{36}Cl	0.008	0.022	0.044
Voedingsgewassen, 3H	0.065	0.01	0.0235
Gras, 3H	0.004	0.01	0.022
Voedingsgewassen, andere radionucliden	0.014	0.047	0.118
Gras, andere radionucliden	0.02	0.032	0.055

Tabel 14-116: Minimale waarden voor de bodem-planttransferfactoren $TF_{v,i}$ [$kg_{dw,grond}/kg_{dw,plant}$] (n.v.t. = niet van toepassing) [OD-041]. ⁽⁵⁾Voor koolstof wordt de stabiele koolstof fractie in gewassen S_v [gC/kg_{dw}] beschouwd.

Element	graan [kg_{dw}/kg_{dw}]	fruit [kg_{dw}/kg_{dw}]	bladgroenten [kg_{dw}/kg_{dw}]	vruchtgroenten [kg_{dw}/kg_{dw}]	peulvruchten [kg_{dw}/kg_{dw}]	wortelgewassen [kg_{dw}/kg_{dw}]	knolgewassen [kg_{dw}/kg_{dw}]	gras [kg_{dw}/kg_{dw}]
Ac	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$8,70 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-1}$
Ag	$1,70 \times 10^{-4}$	$1,70 \times 10^{-4}$	$1,70 \times 10^{-4}$	$3,70 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,70 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-2}$
Am	$6,00 \times 10^{-7}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$1,70 \times 10^{-4}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$2,20 \times 10^{-5}$	$7,30 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-5}$	$6,40 \times 10^{-5}$
Be	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$
C ⁽⁵⁾	409	207	225	225	216	169	344	168
Ca	$5,10 \times 10^{-3}$	$7,80 \times 10^{-4}$	$3,60 \times 10^{-2}$	$7,80 \times 10^{-4}$	$1,30 \times 10^{-1}$	$6,60 \times 10^{-2}$	$7,80 \times 10^{-4}$	$7,80 \times 10^{-4}$
Cl	$1,40 \times 10^1$	$6,00 \times 10^{-1}$	$5,4 \times 10^0$	$1,02 \times 10^1$	$7,00 \times 10^0$	$4,8 \times 10^0$	$7,3 \times 10^0$	$5,60 \times 10^1$
Cm	$1,40 \times 10^{-6}$	$6,40 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$3,60 \times 10^{-5}$	$3,40 \times 10^{-4}$	$4,10 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-5}$	$3,60 \times 10^{-5}$
Cs	$5,20 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$8,50 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$
H	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
I	$3,80 \times 10^{-4}$	$4,10 \times 10^{-4}$	$3,40 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$2,27 \times 10^{-3}$	$2,27 \times 10^{-3}$	$9,00 \times 10^{-4}$
Mo	$5,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$3,80 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-2}$
Nb	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Ni	$8,20 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-3}$	$2,64 \times 10^{-2}$	$2,79 \times 10^{-2}$	$2,27 \times 10^{-1}$	$2,34 \times 10^{-2}$	$1,35 \times 10^{-2}$	$8,11 \times 10^{-2}$
Np	$4,10 \times 10^{-5}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$2,10 \times 10^{-2}$	$7,10 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-2}$
Pa	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-4}$
Pb	$5,20 \times 10^{-4}$	$1,49 \times 10^{-3}$	$4,93 \times 10^{-2}$	$1,47 \times 10^{-3}$	$3,12 \times 10^{-3}$	$4,18 \times 10^{-2}$	$1,63 \times 10^{-3}$	$2,12 \times 10^{-2}$
Pd	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$9,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$6,00 \times 10^{-2}$	$4,74 \times 10^{-2}$
Po	$1,80 \times 10^{-5}$	$1,60 \times 10^{-5}$	$2,68 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-5}$	$5,70 \times 10^{-5}$	$2,10 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,60 \times 10^{-5}$

Element	graan [kg _{dw} /kg _{dw}]	fruit [kg _{dw} /kg _{dw}]	bladgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	vruchtgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	peulvruchten [kg _{dw} /kg _{dw}]	wortelgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	knolgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	gras [kg _{dw} /kg _{dw}]
Pu	$5,00 \times 10^{-7}$	$9,00 \times 10^{-6}$	$4,30 \times 10^{-6}$	$8,70 \times 10^{-5}$	$1,50 \times 10^{-5}$	$1,80 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$4,70 \times 10^{-5}$
Ra	$1,90 \times 10^{-4}$	$1,39 \times 10^{-3}$	$3,58 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$2,10 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$3,80 \times 10^{-4}$	$1,80 \times 10^{-3}$
Se	$5,30 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$4,20 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$2,80 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$
Sn	$6,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$
Sr	$1,20 \times 10^{-5}$	$5,30 \times 10^{-2}$	$3,60 \times 10^{-5}$	$1,22 \times 10^{-1}$	$3,80 \times 10^{-1}$	$6,30 \times 10^{-5}$	$4,20 \times 10^{-2}$	$3,50 \times 10^{-2}$
Tc	$5,00 \times 10^{-1}$	$1,30 \times 10^{-2}$	$4,53 \times 10^0$	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,12 \times 10^0$	$3,00 \times 10^0$	$1,80 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^0$
Th	$2,00 \times 10^{-5}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$5,70 \times 10^{-3}$	$5,60 \times 10^{-5}$	$2,50 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$8,00 \times 10^{-4}$	$4,00 \times 10^{-3}$
U	$2,10 \times 10^{-4}$	$1,29 \times 10^{-3}$	$5,10 \times 10^{-3}$	$5,00 \times 10^{-4}$	$5,40 \times 10^{-5}$	$9,90 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$5,50 \times 10^{-4}$
Zr	$1,00 \times 10^{-3}$	$3,39 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$3,76 \times 10^{-5}$	$3,39 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$

Tabel 14-117: Best estimate waarden voor de bodem-planttransferfactoren $TF_{v,i}$ [kg_{dw,grond}/kg_{dw,plant}] (n.v.t. = niet van toepassing) [OD-041]. ^(s)Voor koolstof wordt de stabiele koolstoffractie in gewassen S_v [gC/kg_{dw}] beschouwd. ^(t) Voor tritium wordt de fractie organisch gebonden tritium OBT_v [-] beschouwd.

Element	graan [kg _{dw} /kg _{dw}]	fruit [kg _{dw} /kg _{dw}]	bladgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	vruchtgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	peulvruchten [kg _{dw} /kg _{dw}]	wortelgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	knolgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	gras [kg _{dw} /kg _{dw}]
Ac	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$4,15 \times 10^{-1}$
Ag	$2,47 \times 10^{-2}$	$2,47 \times 10^{-2}$	$8,25 \times 10^{-4}$	$3,03 \times 10^{-3}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$3,54 \times 10^{-3}$	$2,47 \times 10^{-2}$	$2,53 \times 10^{-1}$
Am	$8,10 \times 10^{-5}$	$5,70 \times 10^{-5}$	$8,60 \times 10^{-4}$	$6,10 \times 10^{-4}$	$3,90 \times 10^{-4}$	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,30 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^{-3}$
Be	$2,53 \times 10^{-3}$	$3,94 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-2}$	$6,96 \times 10^{-3}$	$6,96 \times 10^{-3}$	$3,85 \times 10^{-3}$	$6,96 \times 10^{-3}$	$6,96 \times 10^{-3}$
C ^(s)	439	413	375	375	311	354	412	417
Ca	$1,83 \times 10^{-1}$	$3,90 \times 10^{-1}$	$4,06 \times 10^{-1}$	$3,90 \times 10^{-1}$	$5,54 \times 10^0$	$4,11 \times 10^{-1}$	$8,04 \times 10^{-2}$	$3,90 \times 10^{-1}$
Cl	$2,74 \times 10^1$	$2,80 \times 10^0$	$4,92 \times 10^1$	$1,62 \times 10^1$	$2,05 \times 10^1$	$4,41 \times 10^1$	$3,14 \times 10^1$	$1,72 \times 10^2$
Cm	$6,33 \times 10^{-5}$	$3,11 \times 10^{-3}$	$5,77 \times 10^{-4}$	$7,78 \times 10^{-4}$	$7,46 \times 10^{-4}$	$1,32 \times 10^{-3}$	$1,47 \times 10^{-4}$	$4,40 \times 10^{-4}$
Cs	$4,70 \times 10^{-2}$	$2,30 \times 10^{-2}$	$2,19 \times 10^{-1}$	$6,40 \times 10^{-2}$	$8,50 \times 10^{-2}$	$8,90 \times 10^{-2}$	$1,91 \times 10^{-1}$	$1,51 \times 10^{-1}$
H ^(t)	0,89	0,6	0,6	0,6	0,95	0,43	0,14	0,6
I	$9,90 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$2,09 \times 10^{-1}$	$1,59 \times 10^{-1}$	$5,30 \times 10^{-2}$	$1,05 \times 10^{-1}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,13 \times 10^{-1}$
Mo	$3,24 \times 10^{-1}$	$6,22 \times 10^{-2}$	$2,55 \times 10^{-1}$	$3,47 \times 10^{-1}$	$8,89 \times 10^{-1}$	$1,64 \times 10^{-1}$	$1,14 \times 10^{-1}$	$3,44 \times 10^{-1}$
Nb	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$
Ni	$4,97 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-1}$	$6,18 \times 10^{-2}$	$4,65 \times 10^{-2}$	$1,13 \times 10^0$	$8,08 \times 10^{-2}$	$1,95 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-1}$
Np	$7,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$6,80 \times 10^{-2}$	$3,10 \times 10^{-2}$	$1,80 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-2}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$8,20 \times 10^{-2}$
Pa	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$
Pb	$1,20 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$1,59 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$2,30 \times 10^{-2}$	$6,20 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$9,90 \times 10^{-2}$
Pd	$1,19 \times 10^{-1}$	$2,15 \times 10^{-1}$	$2,43 \times 10^{-1}$	$2,15 \times 10^{-1}$	$2,15 \times 10^{-1}$	$1,11 \times 10^{-1}$	$1,37 \times 10^{-1}$	$2,76 \times 10^{-1}$
Po	$1,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,20 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$3,20 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$

Element	graan [kg _{dw} /kg _{dw}]	fruit [kg _{dw} /kg _{dw}]	bladgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	vruchtgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	peulvruchten [kg _{dw} /kg _{dw}]	wortelgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	knolgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	gras [kg _{dw} /kg _{dw}]
Pu	$2,69 \times 10^{-5}$	$2,56 \times 10^{-5}$	$1,21 \times 10^{-4}$	$9,49 \times 10^{-3}$	$5,75 \times 10^{-5}$	$8,12 \times 10^{-4}$	$2,98 \times 10^{-4}$	$1,34 \times 10^{-3}$
Ra	$1,00 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$7,10 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,14 \times 10^{-1}$
Se	$1,88 \times 10^{-1}$	$5,10 \times 10^{-1}$	$1,96 \times 10^{-1}$	$5,10 \times 10^{-1}$	$5,10 \times 10^{-1}$	$7,33 \times 10^{-2}$	$5,10 \times 10^{-1}$	$5,10 \times 10^{-1}$
Sn	$7,10 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$	$6,06 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$	$1,98 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$	$4,24 \times 10^{-2}$
Sr	$1,89 \times 10^{-1}$	$1,37 \times 10^{-1}$	$2,92 \times 10^0$	$6,07 \times 10^{-1}$	$2,18 \times 10^0$	$8,74 \times 10^{-1}$	$2,40 \times 10^{-1}$	$1,36 \times 10^0$
Tc	$9,26 \times 10^{-1}$	$7,97 \times 10^0$	$1,06 \times 10^2$	$7,97 \times 10^0$	$1,30 \times 10^0$	$1,44 \times 10^1$	$3,93 \times 10^{-1}$	$4,58 \times 10^1$
Th	$3,00 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$9,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$1,80 \times 10^{-2}$
U	$6,00 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$1,06 \times 10^{-1}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$
Zr	$1,62 \times 10^{-3}$	$3,87 \times 10^{-3}$	$9,19 \times 10^{-3}$	$9,39 \times 10^{-4}$	$4,13 \times 10^{-4}$	$6,19 \times 10^{-3}$	$2,87 \times 10^{-3}$	$4,36 \times 10^{-3}$

Tabel 14-118: Maximale waarden voor de bodem-planttransferfactoren $TF_{v,i}$ [kg_{dw,grond}/kg_{dw,plant}] (n.v.t. = niet van toepassing) [OD-041]. ^(S)Voor koolstof wordt de stabiele koolstoffractie in gewassen S_v [gC/kg_{dw}] beschouwd.

Element	graan [kg _{dw} /kg _{dw}]	fruit [kg _{dw} /kg _{dw}]	bladgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	vruchtgroenten [kg _{dw} /kg _{dw}]	peulvruchten [kg _{dw} /kg _{dw}]	wortelgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	knolgewassen [kg _{dw} /kg _{dw}]	gras [kg _{dw} /kg _{dw}]
Ac	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$	$9,37 \times 10^{-1}$
Ag	$3,17 \times 10^0$	$3,17 \times 10^0$	$2,15 \times 10^0$	$3,17 \times 10^0$	$5,70 \times 10^{-2}$	$1,43 \times 10^0$	$3,17 \times 10^0$	$1,64 \times 10^0$
Am	$5,30 \times 10^{-1}$	$4,10 \times 10^{-4}$	$4,20 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$7,90 \times 10^{-4}$	$3,30 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-1}$	$1,70 \times 10^{-1}$
Be	$6,40 \times 10^{-3}$	$1,67 \times 10^{-2}$	$2,15 \times 10^{-2}$	$4,20 \times 10^{-1}$	$4,20 \times 10^{-1}$	$8,27 \times 10^{-3}$	$4,20 \times 10^{-1}$	$4,20 \times 10^{-1}$
C ^(S)	490	673	812,5	812,5	579	731	520	667
Ca	$3,00 \times 10^1$	$6,50 \times 10^1$	$5,38 \times 10^0$	$6,50 \times 10^1$	$6,50 \times 10^1$	$5,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^0$	$6,50 \times 10^1$
Cl	$8,60 \times 10^1$	$1,35 \times 10^1$	$1,27 \times 10^3$	$2,53 \times 10^1$	$7,20 \times 10^1$	$1,18 \times 10^3$	$9,50 \times 10^1$	$3,67 \times 10^2$
Cm	$1,20 \times 10^{-2}$	$2,10 \times 10^{-2}$	$5,50 \times 10^{-3}$	$8,10 \times 10^{-3}$	$1,60 \times 10^{-3}$	$3,90 \times 10^{-3}$	$2,40 \times 10^{-3}$	$5,80 \times 10^{-2}$
Cs	$6,82 \times 10^0$	$4,30 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^0$	$2,10 \times 10^0$	$6,82 \times 10^0$	$3,40 \times 10^0$	$2,75 \times 10^0$	$3,10 \times 10^1$
H	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
I	$3,20 \times 10^0$	$1,01 \times 10^0$	$2,90 \times 10^0$	$5,40 \times 10^{-1}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$3,70 \times 10^0$	$4,10 \times 10^{-1}$	$3,37 \times 10^0$
Mo	$8,00 \times 10^{-1}$	$1,20 \times 10^0$	$6,50 \times 10^0$	$1,60 \times 10^0$	$2,50 \times 10^0$	$2,70 \times 10^0$	$4,90 \times 10^{-1}$	$1,50 \times 10^0$
Nb	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$	$1,51 \times 10^0$
Ni	$7,50 \times 10^{-1}$	$9,34 \times 10^0$	$1,75 \times 10^{-1}$	$1,28 \times 10^{-1}$	$3,63 \times 10^0$	$2,90 \times 10^{-1}$	$3,49 \times 10^{-2}$	$7,13 \times 10^{-1}$
Np	$2,80 \times 10^{-1}$	$5,77 \times 10^0$	$6,20 \times 10^{-1}$	$2,70 \times 10^{-1}$	$3,80 \times 10^{-2}$	$3,60 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-1}$	$4,70 \times 10^{-1}$
Pa	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$
Pb	$7,11 \times 10^{-2}$	$8,90 \times 10^{-3}$	$4,83 \times 10^{-1}$	$3,85 \times 10^{-3}$	$1,33 \times 10^{-1}$	$1,20 \times 10^{-1}$	$3,93 \times 10^{-2}$	$4,01 \times 10^{-1}$
Pd	$1,96 \times 10^{-1}$	$2,70 \times 10^0$	$1,83 \times 10^0$	$2,70 \times 10^0$	$2,70 \times 10^0$	$4,29 \times 10^{-1}$	$2,86 \times 10^{-1}$	$1,39 \times 10^0$
Po	$1,68 \times 10^{-2}$	$9,65 \times 10^{-2}$	$4,14 \times 10^{-2}$	$9,65 \times 10^{-2}$	$1,26 \times 10^{-2}$	$4,92 \times 10^{-2}$	$3,40 \times 10^{-2}$	$9,65 \times 10^{-2}$
Pu	$2,60 \times 10^{-1}$	$1,73 \times 10^{-4}$	$4,17 \times 10^{-3}$	$1,60 \times 10^0$	$1,50 \times 10^{-4}$	$5,80 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$7,90 \times 10^{-2}$
Ra	$3,80 \times 10^{-3}$	$4,26 \times 10^{-2}$	$5,90 \times 10^{-1}$	$8,10 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-3}$	$7,70 \times 10^{-1}$

Element	graan [kg _{daw} /kg _{daw}]	fruit [kg _{daw} /kg _{daw}]	bladgroenten [kg _{daw} /kg _{daw}]	vruchtgroenten [kg _{daw} /kg _{daw}]	peulvruchten [kg _{daw} /kg _{daw}]	wortelgewassen [kg _{daw} /kg _{daw}]	knolgewassen [kg _{daw} /kg _{daw}]	gras [kg _{daw} /kg _{daw}]
Se	$4,30 \times 10^{-1}$	$2,55 \times 10^1$	$5,00 \times 10^{-1}$	$2,55 \times 10^1$	$2,55 \times 10^1$	$3,30 \times 10^{-1}$	$2,55 \times 10^1$	$2,55 \times 10^1$
Sn	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$3,25 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$2,60 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$
Sr	$2,58 \times 10^0$	$3,20 \times 10^{-1}$	$3,28 \times 10^1$	$4,80 \times 10^0$	$3,94 \times 10^1$	$1,38 \times 10^1$	$1,57 \times 10^0$	$7,34 \times 10^0$
Tc	$1,40 \times 10^0$	$3,40 \times 10^3$	$2,90 \times 10^3$	$3,40 \times 10^3$	$1,41 \times 10^0$	$7,88 \times 10^1$	$6,50 \times 10^{-1}$	$4,72 \times 10^2$
Th	$2,60 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-1}$	$4,83 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10^{-2}$	$9,50 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-2}$
U	$1,22 \times 10^{-1}$	$5,00 \times 10^{-2}$	$8,82 \times 10^0$	$7,74 \times 10^{-2}$	$1,56 \times 10^0$	$2,30 \times 10^{-1}$	$6,60 \times 10^{-2}$	$8,00 \times 10^{-2}$
Zr	$3,33 \times 10^{-3}$	$1,36 \times 10^{-1}$	$1,36 \times 10^{-1}$	$9,52 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$	$2,89 \times 10^{-2}$	$3,57 \times 10^{-3}$	$8,10 \times 10^{-2}$

Tabel 14-119: Translocatiefactoren ($f_{t,vi}$ [-]) voor wortel- en knolgewassen (n.v.t.: niet van toepassing) [OD-041].

De onzekerheidsrange (min waarde) werd gedefinieerd op basis van een onzekerheidsfactor van 50.

Element	$f_{t,root,i}$ [-]		$f_{t,tub,i}$ [-]	
	min	BE/max	min	BE/max
Ac	n.v.t.		n.v.t.	
Ag	0,01	0,5	0,01	0,5
Am	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Be	$4,00 \times 10^{-4}$	0,02	$4,00 \times 10^{-4}$	0,02
C	n.v.t.		n.v.t.	
Ca	0,002	0,1	0,002	0,1
Cl	0,002	0,1	0,002	0,1
Cm	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Cs	0,006	0,3	0,01	0,5
H	0,002	0,1	0,002	0,1
I	0,002	0,1	0,002	0,1
Mo	0,002	0,1	0,002	0,1
Nb	0,002	0,1	0,002	0,1
Ni	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Np	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Pa	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Pb	n.v.t.		n.v.t.	
Pd	0,001	0,05	0,001	0,05
Po	n.v.t.		n.v.t.	
Pu	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Ra	0,002	0,1	0,002	0,1
Se	0,002	0,1	0,002	0,1
Sn	0,003	0,15	0,003	0,15

Element	$f_{t,root,i}[-]$		$f_{t,tub,i}[-]$	
	min	BE/max	min	BE/max
Sr	0,01	0,5	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Tc	$1,00 \times 10^{-4}$	0,005	$1,00 \times 10^{-4}$	0,005
Th	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
U	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01	$2,00 \times 10^{-4}$	0,01
Zr	0,005	0,25	0,005	0,25

14.19.2.4 Parameters met betrekking tot vee

Tabel 14-120, Tabel 14-121, Tabel 14-122 geven de ranges voor inname van voer, grond en water door de verschillende diersoorten zoals beschouwd in §14.3.6.4.3.9 en §2.4 van [OD-043]. Transferfactoren voor dierlijke producten, zoals beschouwd in §14.3.6.4.3.3, worden gegeven in Tabel 14-123.

Tabel 14-120: Inname van voer (gras $U_{vg,a}$ en graan $U_{c,a}$) door verschillende diersoorten [kg_{dw}/d].

Diersoort	Range		
	min	BE	max
Rund	7,2	15,0	26,2
Geit	1,3	1,7	2,6
Schaap	1,0	1,4	2,1
Varken	2,4	3,4	4,7
Gevogelte (kip)	0,07	0,1	0,20

Tabel 14-121: Inname van grond $X_{s,a}$ [$\text{kg}_{dw,grond}/\text{kg}_{dw,voer}$] door verschillende diersoorten [kg_{dw}/d].

Diersoort	Range		
	min	BE	max
Rund	0,033	0,049	0,08
Geit	0,10	0,12	0,14
Schaap	0,10	0,12	0,14
Varken	0,057	0,079	0,011
Gevogelte (kip)	0,09	0,121	0,19

Tabel 14-122: Inname van water $U_{w,a}$ door verschillende diersoorten [L/d].

Diersoort	Range		
	min	BE	max
Rund (melkvee)	60,0	78,0	136,3
Rund (vleesvee)	37,9	46,0	50,0
Geit	7,5	10	13,2
Schaap	6,5	9	13,2
Varken	2,3	13	90,8
Gevogelte (kip)	0,2	0,2	0,3

Tabel 14-123: Transferfactoren voor melk ($F_{m,a,i}$) [d/L], vlees ($F_{f,a,i}$) [d/kg] en eieren ($F_{egg,i}$) [d/kg] voor verschillende diersoorten [OD-041]. ^(S) Voor koolstof wordt de stabiele koolstof fractie in dierlijke producten S_a [gC/kg] beschouwd.

Element	rundvlees [d/kg]	koemelk [d/L]	gevogelte [d/kg]	eieren [d/kg]	varkensvlees [d/kg]	geitenvlees [d/kg]	geitenmelk [d/L]	schapenvlees [d/kg]	schapenmelk [d/L]
Ac	$2,30 \times 10^{-4}$	$2,50 \times 10^{-6}$	$6,30 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^2$	$1,15 \times 10^{-3}$	$2,30 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-5}$	$2,30 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-5}$
Ag	$3,74 \times 10^{-3}$	$8,34 \times 10^{-4}$	$8,92 \times 10^{-1}$	$2,90 \times 10^{-1}$	$2,46 \times 10^{-2}$	$1,09 \times 10^{-3}$	$5,13 \times 10^{-2}$	$1,09 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-1}$
Am	$1,20 \times 10^{-4}$	$3,80 \times 10^{-6}$	$9,20 \times 10^{-5}$	$5,80 \times 10^{-3}$	$9,50 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-5}$
Be	$1,10 \times 10^{-3}$	$3,03 \times 10^{-6}$	$1,69 \times 10^{-1}$	$3,26 \times 10^{-2}$	$4,25 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-3}$	$2,10 \times 10^{-5}$	$2,50 \times 10^{-3}$	$2,10 \times 10^{-5}$
C ^(S)	201	65	244	157	304	170	71	289	105
Ca	$2,51 \times 10^{-3}$	$1,11 \times 10^{-2}$	$2,15 \times 10^{-2}$	$4,75 \times 10^{-1}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-1}$	$3,16 \times 10^{-2}$	$1,50 \times 10^{-1}$	$2,30 \times 10^{-1}$
Cl	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$8,70 \times 10^0$	$5,70 \times 10^0$	$4,20 \times 10^{-1}$	$6,20 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$6,20 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$
Cm	$1,50 \times 10^{-5}$	$5,10 \times 10^{-6}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-4}$	$5,10 \times 10^{-6}$	$4,00 \times 10^{-4}$	$5,10 \times 10^{-6}$
Cs	$1,90 \times 10^{-2}$	$5,20 \times 10^{-3}$	$3,90 \times 10^0$	$3,00 \times 10^{-1}$	$2,50 \times 10^{-1}$	$1,10 \times 10^{-1}$	$9,40 \times 10^{-2}$	$7,60 \times 10^{-2}$	$5,80 \times 10^{-2}$
HTO	$2,00 \times 10^{-2}$	$1,50 \times 10^{-2}$	$3,05 \times 10^0$	$2,15 \times 10^0$	$7,00 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$7,00 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-1}$	$1,20 \times 10^{-1}$
OBT	$6,00 \times 10^{-2}$	$8,00 \times 10^{-3}$	$4,90 \times 10^0$	$4,40 \times 10^0$	$1,90 \times 10^{-1}$	$2,00 \times 10^{-1}$	$1,30 \times 10^{-1}$	$3,60 \times 10^{-1}$	$1,80 \times 10^{-1}$
I	$1,20 \times 10^{-2}$	$4,80 \times 10^{-3}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$4,30 \times 10^0$	$4,90 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$2,30 \times 10^{-1}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$2,40 \times 10^{-1}$
Mo	$2,64 \times 10^{-3}$	$1,32 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-1}$	$6,70 \times 10^{-1}$	$1,05 \times 10^{-2}$	$2,06 \times 10^1$	$8,83 \times 10^{-3}$	$2,31 \times 10^0$	$5,00 \times 10^{-3}$
Nb	$2,60 \times 10^{-7}$	$6,30 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$6,00 \times 10^{-5}$	$6,40 \times 10^{-6}$	$4,70 \times 10^{-4}$	$6,00 \times 10^{-6}$
Ni	$7,90 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-1}$	$3,95 \times 10^{-2}$	$7,90 \times 10^{-2}$	$8,30 \times 10^{-2}$	$7,90 \times 10^{-2}$	$2,80 \times 10^{-1}$
Np	$1,10 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-6}$	$3,80 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-2}$	$6,20 \times 10^{-2}$	$3,10 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$3,10 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$
Pa	$8,40 \times 10^{-5}$	$3,80 \times 10^{-6}$	$5,00 \times 10^{-3}$	$4,10 \times 10^{-3}$	$4,20 \times 10^{-4}$	$8,40 \times 10^{-4}$	$3,80 \times 10^{-5}$	$8,40 \times 10^{-4}$	$3,80 \times 10^{-5}$
Pb	$2,50 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^0$	$1,10 \times 10^0$	$1,25 \times 10^{-3}$	$7,10 \times 10^{-3}$	$6,00 \times 10^{-3}$	$7,10 \times 10^{-3}$	$3,50 \times 10^{-2}$

Element	rundvlees [d/kg]	koemelk [d/L]	gevogelte [d/kg]	eieren [d/kg]	varkensvlees [d/kg]	geitenvlees [d/kg]	geitenmelk [d/L]	schapenvlees [d/kg]	schapenmelk [d/L]
Pd	$5,01 \times 10^{-4}$	$1,64 \times 10^{-3}$	$6,48 \times 10^{-4}$	$2,37 \times 10^{-3}$	$1,86 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-3}$
Po	$4,50 \times 10^{-3}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^0$	$2,20 \times 10^0$	$2,25 \times 10^{-2}$	$4,50 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-3}$	$4,50 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-3}$
Pu	$2,80 \times 10^{-6}$	$1,50 \times 10^{-6}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,80 \times 10^{-3}$	$3,20 \times 10^{-5}$	$6,20 \times 10^{-5}$	$2,10 \times 10^{-4}$	$6,20 \times 10^{-5}$	$2,10 \times 10^{-4}$
Ra	$7,00 \times 10^{-4}$	$4,90 \times 10^{-4}$	$2,60 \times 10^{-1}$	$2,80 \times 10^{-1}$	$3,50 \times 10^{-3}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$4,90 \times 10^{-3}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$4,90 \times 10^{-3}$
Se	$1,20 \times 10^0$	$6,80 \times 10^{-3}$	$5,30 \times 10^0$	$5,20 \times 10^0$	$3,20 \times 10^{-1}$	$1,10 \times 10^0$	$1,00 \times 10^{-1}$	$7,70 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-1}$
Sn	$9,20 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^0$	$4,60 \times 10^{-2}$	$9,20 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$9,20 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$
Sr	$2,30 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$4,10 \times 10^{-2}$	$3,10 \times 10^{-1}$	$1,90 \times 10^{-2}$	$2,80 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-2}$	$2,30 \times 10^{-3}$	$3,50 \times 10^{-2}$
Tc	$1,40 \times 10^{-5}$	$2,10 \times 10^{-4}$	$3,30 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^0$	$1,50 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$8,60 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-3}$
Th	$1,10 \times 10^{-4}$	$5,00 \times 10^{-6}$	$9,30 \times 10^{-2}$	$9,20 \times 10^{-2}$	$5,50 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$5,00 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$5,00 \times 10^{-5}$
U	$7,00 \times 10^{-4}$	$4,70 \times 10^{-4}$	$7,50 \times 10^{-1}$	$6,60 \times 10^{-1}$	$6,20 \times 10^{-2}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$8,50 \times 10^{-4}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$8,50 \times 10^{-4}$
Zr	$2,35 \times 10^{-5}$	$1,03 \times 10^{-5}$	$2,38 \times 10^{-4}$	$8,03 \times 10^{-4}$	$2,25 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-5}$	$2,86 \times 10^{-5}$	$5,05 \times 10^{-3}$	$2,86 \times 10^{-5}$

14.19.2.5 Parameters met betrekking tot de rivierreceptor

De elementafhankelijke parameters voor de rivierreceptor (§14.3.6.4.3.5) worden gegeven in Tabel 14-124.

Tabel 14-124: Elementafhankelijke parameters voor de rivierreceptor [OD-041]. Waar de onzekerheidsrange niet gekarakteriseerd kon worden, wordt dit als '/' aangeduid.

Element	Zoetwaterdistributiecoëfficiënt $K_{df,i}$ [m^3/kg]			Concentratiefactor voor zoetwatervis $CF_{f,i}$ [m^3/kg_w]			Depletiefactor voor sedimentatie k_i [1/m] gebaseerd op BE $K_{df,i}$
	min	BE	max	min	BE	max	
Ac	/	$4,0 \times 10^2$	/	/	$2,5 \times 10^{-2}$	/	$5,0 \times 10^{-6}$
Ag	$2,2 \times 10^1$	$8,5 \times 10^1$	$3,3 \times 10^2$	$4,0 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-1}$	$2,1 \times 10^{-1}$	$6,3 \times 10^{-5}$
Am	$1,0 \times 10^0$	$4,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^3$	$3,0 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-4}$

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Element	Zoetwaterdistributiecoëfficiënt $K_{df,i}$ [m ³ /kg]			Concentratiefactor voor zoetwatervis $CF_{f,i}$ [m ³ /kg _{fw}]			Depletiefactor voor sedimentatie k_f [1/m]
	min	BE	max	min	BE	max	
Be	$5,1 \times 10^0$	$4,2 \times 10^1$	$3,4 \times 10^2$	/	$1,0 \times 10^{-1}$	/	$4,6 \times 10^{-5}$
C	/	$2,0 \times 10^0$	/	$4,6 \times 10^0$	$5,0 \times 10^0$	$5,0 \times 10^1$	$5,0 \times 10^{-6}$
Ca	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-2}$	$4,7 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-6}$
Cl	/	$1,0 \times 10^{-3}$	/	/	$5,0 \times 10^{-2}$	/	$2,0 \times 10^{-9}$
Cm	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-5}$
Cs	$5,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	/	$1,0 \times 10^0$	/	$3,0 \times 10^{-5}$
H (HTO)		$0,0 \times 10^0$		/	$1,0 \times 10^{-3}$	/	$0,0 \times 10^0$
H(OBT)		$0,0 \times 10^0$		/	$5,0 \times 10^{-4}$	/	$0,0 \times 10^0$
I	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^0$	$2,0 \times 10^{-7}$
Mo	$1,4 \times 10^0$	$3,6 \times 10^0$	$5,8 \times 10^0$	$4,0 \times 10^{-6}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$6,7 \times 10^{-6}$
Nb	$5,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-1}$	$5,0 \times 10^0$	/	$2,0 \times 10^{-1}$	/	$1,0 \times 10^{-6}$
Ni	$1,0 \times 10^1$	$2,0 \times 10^1$	$4,9 \times 10^1$	$4,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-5}$
Np	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^1$	/	$1,0 \times 10^{-2}$	/	$2,0 \times 10^{-6}$
Pa	/	$5,0 \times 10^1$	/	/	$1,1 \times 10^{-2}$	/	$6,0 \times 10^{-5}$
Pb	/	$1,0 \times 10^1$	/	$1,0 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$2,7 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-6}$
Pd	/	$5,0 \times 10^1$	/	/	$1,0 \times 10^{-2}$	/	$6,0 \times 10^{-5}$
Po	/	$1,0 \times 10^1$	/	6×10^{-3}	$3,6 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-6}$
Pu	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^3$	$3,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-5}$
Ra	$5,0 \times 10^{-1}$	$2,5 \times 10^0$	$5,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-6}$
Se	$3,1 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^0$	$2,4 \times 10^1$	$5,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$8,0 \times 10^0$	$2,0 \times 10^{-6}$
Sn	/	$3,0 \times 10^1$	/	/	$1,5 \times 10^0$	/	$4,0 \times 10^{-5}$
Sr	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^1$	$6,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$4,0 \times 10^{-7}$
Tc	$0,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-1}$	/	$1,5 \times 10^{-2}$	/	$2,0 \times 10^{-8}$
Th	$1,0 \times 10^0$	$5,0 \times 10^1$	$5,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^{-3}$	$8,0 \times 10^{-2}$	$4,0 \times 10^0$	$6,0 \times 10^{-5}$
U	$1,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^0$	$3,0 \times 10^1$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$4,0 \times 10^{-6}$
Zr	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	$5,0 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^0$	$2,0 \times 10^{-5}$

14.19.2.6 Dosiscoëfficiënten

Tabel 14-125 en Tabel 14-126 geven respectievelijk een overzicht van de effectieve dosiscoëfficiënten en de equivalente huiddosiscoëfficiënten gebruikt in de biosfeermodellen, zoals besproken in §14.3.6.4.1.8.

Tabel 14-125: Effectieve ingestie-, inhalatie- en externe dosiscoëfficiënten [OD-042]. [§]Evenwichtsequivalente (EEC) inhalatiedosisconversiefactor voor ²²²Rn en haar dochters [(Sv/h)/(Bq/m³)] [R14-100].

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,i} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]		
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind
²²⁷ Ac	1,21 × 10 ⁻⁶	1,97 × 10 ⁻⁶	4,27 × 10 ⁻⁶	5,67 × 10 ⁻⁴	7,44 × 10 ⁻⁴	1,65 × 10 ⁻³	3,60 × 10 ⁻¹⁴	4,10 × 10 ⁻¹⁴	4,75 × 10 ⁻¹⁴
^{108m} Ag	2,30 × 10 ⁻⁹	4,30 × 10 ⁻⁹	1,10 × 10 ⁻⁸	3,70 × 10 ⁻⁸	4,40 × 10 ⁻⁸	8,70 × 10 ⁻⁸	1,74 × 10 ⁻¹³	1,98 × 10 ⁻¹³	2,30 × 10 ⁻¹³
²⁴¹ Am	2,00 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	3,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	6,90 × 10 ⁻⁵	7,16 × 10 ⁻¹⁶	8,17 × 10 ⁻¹⁶	9,46 × 10 ⁻¹⁶
^{242m} Am	2,00 × 10 ⁻⁷	2,21 × 10 ⁻⁷	3,65 × 10 ⁻⁷	4,13 × 10 ⁻⁵	4,01 × 10 ⁻⁵	6,80 × 10 ⁻⁵	1,18 × 10 ⁻¹⁵	1,35 × 10 ⁻¹⁵	1,56 × 10 ⁻¹⁵
²⁴³ Am	2,01 × 10 ⁻⁷	2,22 × 10 ⁻⁷	3,76 × 10 ⁻⁷	4,10 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	6,80 × 10 ⁻⁵	1,57 × 10 ⁻¹⁴	1,79 × 10 ⁻¹⁴	2,07 × 10 ⁻¹⁴
¹⁰ Be	1,10 × 10 ⁻⁹	2,40 × 10 ⁻⁹	8,00 × 10 ⁻⁹	3,50 × 10 ⁻⁸	4,20 × 10 ⁻⁸	9,10 × 10 ⁻⁸	1,94 × 10 ⁻¹⁷	2,21 × 10 ⁻¹⁷	2,56 × 10 ⁻¹⁷
¹⁴ C	5,80 × 10 ⁻¹⁰	8,00 × 10 ⁻¹⁰	1,60 × 10 ⁻⁹	2,00 × 10 ⁻⁹	2,80 × 10 ⁻⁹	6,60 × 10 ⁻⁹	2,12 × 10 ⁻¹⁹	2,41 × 10 ⁻¹⁹	2,79 × 10 ⁻¹⁹
¹⁴ CO ₂	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	6,20 × 10 ⁻¹²	8,90 × 10 ⁻¹²	1,90 × 10 ⁻¹¹	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
⁴¹ Ca	1,90 × 10 ⁻¹⁰	4,80 × 10 ⁻¹⁰	5,20 × 10 ⁻¹⁰	9,50 × 10 ⁻¹¹	1,70 × 10 ⁻¹⁰	2,60 × 10 ⁻¹⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
³⁶ Cl	9,30 × 10 ⁻¹⁰	1,90 × 10 ⁻⁹	6,30 × 10 ⁻⁹	7,30 × 10 ⁻⁹	1,00 × 10 ⁻⁸	2,60 × 10 ⁻⁸	4,79 × 10 ⁻¹⁷	5,46 × 10 ⁻¹⁷	6,32 × 10 ⁻¹⁷
²⁴⁴ Cm	1,20 × 10 ⁻⁷	1,40 × 10 ⁻⁷	2,90 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁵	2,70 × 10 ⁻⁵	5,70 × 10 ⁻⁵	1,72 × 10 ⁻¹⁸	1,97 × 10 ⁻¹⁸	2,28 × 10 ⁻¹⁸
¹³⁵ Cs	2,00 × 10 ⁻⁹	1,70 × 10 ⁻⁹	2,30 × 10 ⁻⁹	6,90 × 10 ⁻¹⁰	6,10 × 10 ⁻¹⁰	9,90 × 10 ⁻¹⁰	6,19 × 10 ⁻¹⁹	7,06 × 10 ⁻¹⁹	8,17 × 10 ⁻¹⁹
¹³⁷ Cs	1,30 × 10 ⁻⁸	1,00 × 10 ⁻⁸	1,20 × 10 ⁻⁸	4,60 × 10 ⁻⁹	3,70 × 10 ⁻⁹	5,40 × 10 ⁻⁹	6,15 × 10 ⁻¹⁴	7,01 × 10 ⁻¹⁴	8,12 × 10 ⁻¹⁴
³ H (OBT)	4,20 × 10 ⁻¹¹	5,70 × 10 ⁻¹¹	1,20 × 10 ⁻¹⁰	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
³ H (HTO)	1,80 × 10 ⁻¹¹	2,30 × 10 ⁻¹¹	4,80 × 10 ⁻¹¹	6,75 × 10 ⁻¹¹	1,23 × 10 ⁻¹⁰	4,05 × 10 ⁻¹⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
¹²⁹ I	1,10 × 10 ⁻⁷	1,90 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	3,60 × 10 ⁻⁸	6,70 × 10 ⁻⁸	8,60 × 10 ⁻⁸	1,84 × 10 ⁻¹⁶	2,10 × 10 ⁻¹⁶	2,43 × 10 ⁻¹⁶
⁹³ Mo	3,21 × 10 ⁻⁹	4,24 × 10 ⁻⁹	7,70 × 10 ⁻⁹	3,88 × 10 ⁻⁹	5,00 × 10 ⁻⁹	1,15 × 10 ⁻⁸	9,28 × 10 ⁻¹⁸	1,06 × 10 ⁻¹⁷	1,22 × 10 ⁻¹⁷
⁹⁴ Nb	1,70 × 10 ⁻⁹	3,40 × 10 ⁻⁹	9,70 × 10 ⁻⁹	4,90 × 10 ⁻⁸	5,80 × 10 ⁻⁸	1,20 × 10 ⁻⁷	1,76 × 10 ⁻¹³	2,00 × 10 ⁻¹³	2,32 × 10 ⁻¹³

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,j} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]		
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind
⁵⁹ Ni	6,30 × 10 ⁻¹¹	1,10 × 10 ⁻¹⁰	3,40 × 10 ⁻¹⁰	4,40 × 10 ⁻¹⁰	5,90 × 10 ⁻¹⁰	1,50 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
⁶³ Ni	1,50 × 10 ⁻¹⁰	2,80 × 10 ⁻¹⁰	8,40 × 10 ⁻¹⁰	1,30 × 10 ⁻⁹	1,70 × 10 ⁻⁹	4,30 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²³⁶ Np	1,70 × 10 ⁻⁸	1,80 × 10 ⁻⁸	2,40 × 10 ⁻⁸	3,20 × 10 ⁻⁶	2,70 × 10 ⁻⁶	3,10 × 10 ⁻⁶	8,19 × 10 ⁻¹⁵	9,34 × 10 ⁻¹⁵	1,08 × 10 ⁻¹⁴
²³⁷ Np	1,11 × 10 ⁻⁷	1,12 × 10 ⁻⁷	2,16 × 10 ⁻⁷	2,30 × 10 ⁻⁵	2,20 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	1,95 × 10 ⁻¹⁴	2,22 × 10 ⁻¹⁴	2,57 × 10 ⁻¹⁴
²³¹ Pa	7,10 × 10 ⁻⁷	9,20 × 10 ⁻⁷	1,30 × 10 ⁻⁶	1,40 × 10 ⁻⁴	1,50 × 10 ⁻⁴	2,30 × 10 ⁻⁴	3,40 × 10 ⁻¹⁵	3,87 × 10 ⁻¹⁵	4,49 × 10 ⁻¹⁵
²¹⁰ Pb	6,91 × 10 ⁻⁷	1,90 × 10 ⁻⁶	3,61 × 10 ⁻⁶	9,93 × 10 ⁻⁷	1,53 × 10 ⁻⁶	3,20 × 10 ⁻⁶	1,43 × 10 ⁻¹⁶	1,63 × 10 ⁻¹⁶	1,89 × 10 ⁻¹⁶
¹⁰⁷ Pd	3,70 × 10 ⁻¹¹	8,10 × 10 ⁻¹¹	2,80 × 10 ⁻¹⁰	5,90 × 10 ⁻¹⁰	7,80 × 10 ⁻¹⁰	2,00 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²¹⁰ Po	1,20 × 10 ⁻⁶	2,60 × 10 ⁻⁶	8,80 × 10 ⁻⁶	3,30 × 10 ⁻⁶	4,60 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	9,50 × 10 ⁻¹⁹	1,08 × 10 ⁻¹⁸	1,25 × 10 ⁻¹⁸
²³⁶ Pu	8,70 × 10 ⁻⁸	1,00 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	2,00 × 10 ⁻⁵	2,10 × 10 ⁻⁵	4,30 × 10 ⁻⁵	3,49 × 10 ⁻¹⁸	3,98 × 10 ⁻¹⁸	4,61 × 10 ⁻¹⁸
²³⁸ Pu	2,30 × 10 ⁻⁷	2,40 × 10 ⁻⁷	4,00 × 10 ⁻⁷	4,60 × 10 ⁻⁵	4,40 × 10 ⁻⁵	7,40 × 10 ⁻⁵	2,25 × 10 ⁻¹⁸	2,56 × 10 ⁻¹⁸	2,97 × 10 ⁻¹⁸
²³⁹ Pu	2,50 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁷	5,00 × 10 ⁻⁵	4,80 × 10 ⁻⁵	7,70 × 10 ⁻⁵	5,08 × 10 ⁻¹⁸	5,79 × 10 ⁻¹⁸	6,70 × 10 ⁻¹⁸
²⁴⁰ Pu	2,50 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁷	5,00 × 10 ⁻⁵	4,80 × 10 ⁻⁵	7,70 × 10 ⁻⁵	2,17 × 10 ⁻¹⁸	2,47 × 10 ⁻¹⁸	2,86 × 10 ⁻¹⁸
²⁴¹ Pu	4,80 × 10 ⁻⁹	5,10 × 10 ⁻⁹	5,70 × 10 ⁻⁹	9,00 × 10 ⁻⁷	8,30 × 10 ⁻⁷	9,70 × 10 ⁻⁷	3,31 × 10 ⁻¹⁹	3,77 × 10 ⁻¹⁹	4,37 × 10 ⁻¹⁹
²⁴² Pu	2,40 × 10 ⁻⁷	2,60 × 10 ⁻⁷	4,00 × 10 ⁻⁷	4,80 × 10 ⁻⁵	4,50 × 10 ⁻⁵	7,30 × 10 ⁻⁵	1,91 × 10 ⁻¹⁸	2,18 × 10 ⁻¹⁸	2,52 × 10 ⁻¹⁸
²²⁶ Ra	2,80 × 10 ⁻⁷	8,00 × 10 ⁻⁷	9,61 × 10 ⁻⁷	3,51 × 10 ⁻⁶	4,92 × 10 ⁻⁶	1,11 × 10 ⁻⁵	1,54 × 10 ⁻¹³	1,75 × 10 ⁻¹³	2,03 × 10 ⁻¹³
²²² Rn	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	9,0 × 10 ⁻⁹ (§)	9,0 × 10 ⁻⁹ (§)	9,0 × 10 ⁻⁹ (§)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
⁷⁹ Se	2,90 × 10 ⁻⁹	1,40 × 10 ⁻⁸	2,80 × 10 ⁻⁸	1,10 × 10 ⁻⁹	5,60 × 10 ⁻⁹	1,30 × 10 ⁻⁸	2,95 × 10 ⁻¹⁹	3,36 × 10 ⁻¹⁹	3,89 × 10 ⁻¹⁹
¹²⁶ Sn	5,07 × 10 ⁻⁹	1,06 × 10 ⁻⁸	3,22 × 10 ⁻⁸	2,84 × 10 ⁻⁸	4,17 × 10 ⁻⁸	1,02 × 10 ⁻⁷	2,14 × 10 ⁻¹³	2,44 × 10 ⁻¹³	2,82 × 10 ⁻¹³
⁹⁰ Sr	3,07 × 10 ⁻⁸	6,59 × 10 ⁻⁸	9,30 × 10 ⁻⁸	3,75 × 10 ⁻⁸	5,37 × 10 ⁻⁸	1,19 × 10 ⁻⁷	7,86 × 10 ⁻¹⁶	8,97 × 10 ⁻¹⁶	1,04 × 10 ⁻¹⁵
⁹⁹ Tc	6,40 × 10 ⁻¹⁰	1,30 × 10 ⁻⁹	4,80 × 10 ⁻⁹	4,00 × 10 ⁻⁹	5,70 × 10 ⁻⁹	1,30 × 10 ⁻⁸	2,09 × 10 ⁻¹⁸	2,38 × 10 ⁻¹⁸	2,76 × 10 ⁻¹⁸
²²⁹ Th	6,13 × 10 ⁻⁷	1,17 × 10 ⁻⁶	2,38 × 10 ⁻⁶	1,25 × 10 ⁻⁴	1,39 × 10 ⁻⁴	2,51 × 10 ⁻⁴	2,85 × 10 ⁻¹⁴	3,25 × 10 ⁻¹⁴	3,77 × 10 ⁻¹⁴
²³⁰ Th	2,10 × 10 ⁻⁷	2,40 × 10 ⁻⁷	4,10 × 10 ⁻⁷	4,30 × 10 ⁻⁵	4,30 × 10 ⁻⁵	7,40 × 10 ⁻⁵	2,06 × 10 ⁻¹⁷	2,35 × 10 ⁻¹⁷	2,72 × 10 ⁻¹⁷
²³² Th	1,06 × 10 ⁻⁶	4,62 × 10 ⁻⁶	7,25 × 10 ⁻⁶	9,07 × 10 ⁻⁵	1,14 × 10 ⁻⁴	2,30 × 10 ⁻⁴	2,95 × 10 ⁻¹³	3,37 × 10 ⁻¹³	3,90 × 10 ⁻¹³
²³² U	4,73 × 10 ⁻⁷	1,00 × 10 ⁻⁶	1,91 × 10 ⁻⁶	5,08 × 10 ⁻⁵	7,00 × 10 ⁻⁵	1,62 × 10 ⁻⁴	1,86 × 10 ⁻¹³	2,12 × 10 ⁻¹³	2,46 × 10 ⁻¹³
²³³ U	5,10 × 10 ⁻⁸	7,80 × 10 ⁻⁸	1,40 × 10 ⁻⁷	3,60 × 10 ⁻⁶	4,90 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	2,44 × 10 ⁻¹⁷	2,78 × 10 ⁻¹⁷	3,22 × 10 ⁻¹⁷
²³⁴ U	4,90 × 10 ⁻⁸	7,40 × 10 ⁻⁸	1,30 × 10 ⁻⁷	3,50 × 10 ⁻⁶	4,80 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	6,62 × 10 ⁻¹⁸	7,55 × 10 ⁻¹⁸	8,74 × 10 ⁻¹⁸

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,i} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]		
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind
²³⁵ U	$4,73 \times 10^{-8}$	$7,17 \times 10^{-8}$	$1,33 \times 10^{-7}$	$3,10 \times 10^{-6}$	$4,30 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$1,33 \times 10^{-14}$	$1,52 \times 10^{-14}$	$1,76 \times 10^{-14}$
²³⁶ U	$4,70 \times 10^{-8}$	$7,00 \times 10^{-8}$	$1,30 \times 10^{-7}$	$3,20 \times 10^{-6}$	$4,50 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-5}$	$3,42 \times 10^{-18}$	$3,90 \times 10^{-18}$	$4,52 \times 10^{-18}$
²³⁸ U	$4,84 \times 10^{-8}$	$7,54 \times 10^{-8}$	$1,45 \times 10^{-7}$	$2,91 \times 10^{-6}$	$4,01 \times 10^{-6}$	$9,43 \times 10^{-6}$	$2,63 \times 10^{-15}$	$3,00 \times 10^{-15}$	$3,47 \times 10^{-15}$
⁹³ Zr	$1,22 \times 10^{-9}$	$8,43 \times 10^{-10}$	$1,65 \times 10^{-9}$	$1,18 \times 10^{-8}$	$6,54 \times 10^{-9}$	$9,44 \times 10^{-9}$	$1,38 \times 10^{-18}$	$1,58 \times 10^{-18}$	$1,83 \times 10^{-18}$

Tabel 14-126: Equivalente dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting en equivalente submersie- en externe dosiscoëfficiënten voor de huid voor volwassenen [OD-042].

RN	HF _{skin,i} [(Sv/h)/(Bq/m ²)]	HF _{skin,ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	HF _{skin,sub,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]
²²⁷ Ac	5,24 × 10 ⁻¹⁰	6,06 × 10 ⁻¹⁴	2,99 × 10 ⁻¹⁰
^{108m} Ag	2,27 × 10 ⁻¹¹	2,17 × 10 ⁻¹³	3,38 × 10 ⁻¹⁰
²⁴¹ Am	2,51 × 10 ⁻¹³	1,12 × 10 ⁻¹⁵	4,61 × 10 ⁻¹²
^{242m} Am	1,48 × 10 ⁻¹⁰	1,67 × 10 ⁻¹⁵	3,07 × 10 ⁻¹¹
²⁴³ Am	2,63 × 10 ⁻¹⁰	1,98 × 10 ⁻¹⁴	6,75 × 10 ⁻¹¹
¹⁰ Be	1,94 × 10 ⁻¹⁰	1,14 × 10 ⁻¹⁶	4,64 × 10 ⁻¹¹
¹⁴ C	3,31 × 10 ⁻¹¹	4,57 × 10 ⁻¹⁹	8,75 × 10 ⁻¹³
⁴¹ Ca	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
³⁶ Cl	1,94 × 10 ⁻¹⁰	6,48 × 10 ⁻¹⁶	5,29 × 10 ⁻¹¹
²⁴⁴ Cm	0,00 × 10 ⁰	1,76 × 10 ⁻¹⁷	1,41 × 10 ⁻¹³
¹³⁵ Cs	5,13 × 10 ⁻¹¹	1,12 × 10 ⁻¹⁸	3,26 × 10 ⁻¹²
¹³⁷ Cs	1,82 × 10 ⁻¹⁰	7,71 × 10 ⁻¹⁴	1,58 × 10 ⁻¹⁰
³ H	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
¹²⁹ I	2,17 × 10 ⁻¹¹	5,33 × 10 ⁻¹⁶	3,96 × 10 ⁻¹²
⁹³ Mo	0,00 × 10 ⁰	1,24 × 10 ⁻¹⁶	1,01 × 10 ⁻¹²
⁹⁴ Nb	1,60 × 10 ⁻¹⁰	2,16 × 10 ⁻¹³	3,43 × 10 ⁻¹⁰
⁵⁹ Ni	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
⁶³ Ni	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²³⁶ Np	0,00 × 10 ⁰	1,04 × 10 ⁻¹⁴	3,33 × 10 ⁻¹¹
²³⁷ Np	1,90 × 10 ⁻¹⁰	2,44 × 10 ⁻¹⁴	6,53 × 10 ⁻¹¹
²³¹ Pa	7,53 × 10 ⁻¹²	4,32 × 10 ⁻¹⁵	8,78 × 10 ⁻¹²
²¹⁰ Pb	2,17 × 10 ⁻¹⁰	4,40 × 10 ⁻¹⁵	8,33 × 10 ⁻¹¹
¹⁰⁷ Pd	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²¹⁰ Po	0,00 × 10 ⁰	1,17 × 10 ⁻¹⁸	1,73 × 10 ⁻¹⁵
²³⁶ Pu	0,00 × 10 ⁰	2,22 × 10 ⁻¹⁷	1,74 × 10 ⁻¹³
²³⁸ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,83 × 10 ⁻¹⁷	1,47 × 10 ⁻¹³
²³⁹ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,22 × 10 ⁻¹⁷	6,70 × 10 ⁻¹⁴
²⁴⁰ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,75 × 10 ⁻¹⁷	1,41 × 10 ⁻¹³
²⁴¹ Pu	0,00 × 10 ⁰	4,26 × 10 ⁻¹⁹	1,30 × 10 ⁻¹⁵
²⁴² Pu	0,00 × 10 ⁰	1,47 × 10 ⁻¹⁷	1,18 × 10 ⁻¹³
²²⁶ Ra	3,64 × 10 ⁻¹⁰	1,99 × 10 ⁻¹³	4,22 × 10 ⁻¹⁰
⁷⁹ Se	4,34 × 10 ⁻¹¹	6,08 × 10 ⁻¹⁹	1,34 × 10 ⁻¹²
¹²⁶ Sn	3,14 × 10 ⁻¹⁰	2,80 × 10 ⁻¹³	5,58 × 10 ⁻¹⁰
⁹⁰ Sr	4,22 × 10 ⁻¹⁰	3,57 × 10 ⁻¹⁴	2,58 × 10 ⁻¹⁰
⁹⁸ Tc	9,81 × 10 ⁻¹¹	3,27 × 10 ⁻¹⁸	9,86 × 10 ⁻¹²
²²⁹ Th	5,88 × 10 ⁻¹⁰	4,22 × 10 ⁻¹⁴	2,09 × 10 ⁻¹⁰
²³⁰ Th	0,00 × 10 ⁰	3,52 × 10 ⁻¹⁷	1,62 × 10 ⁻¹³
²³² Th	6,87 × 10 ⁻¹⁰	3,79 × 10 ⁻¹³	7,84 × 10 ⁻¹⁰
²³² U	4,59 × 10 ⁻¹⁰	2,40 × 10 ⁻¹³	5,00 × 10 ⁻¹⁰
²³³ U	7,76 × 10 ⁻¹⁴	3,89 × 10 ⁻¹⁷	1,65 × 10 ⁻¹³

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	$HF_{\text{skin},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ²)]	$HF_{\text{skin},\text{ext},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	$HF_{\text{skin},\text{sub},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ³)]
²³⁴ U	$2,40 \times 10^{-13}$	$2,16 \times 10^{-17}$	$1,53 \times 10^{-13}$
²³⁵ U	$1,06 \times 10^{-10}$	$1,68 \times 10^{-14}$	$4,02 \times 10^{-11}$
²³⁶ U	$2,17 \times 10^{-13}$	$1,66 \times 10^{-17}$	$1,29 \times 10^{-13}$
²³⁸ U	$2,76 \times 10^{-10}$	$3,07 \times 10^{-14}$	$2,01 \times 10^{-10}$
⁹³ Zr	$0,00 \times 10^0$	$1,85 \times 10^{-17}$	$1,50 \times 10^{-13}$

14.19.3 Biosfeerconversiefactoren

14.19.3.1 Waterputreceptor (alternatieve klimaatomstandigheden)

Tabel 14-127 en Tabel 14-128 geven de berekende waarden van de BCFs onder respectievelijk het gemiddelde en het lage CCI-HYDR klimaatscenario. In beide gevallen worden voor de meeste radionucliden (27/42) de hoogste waarden van de BCFs berekend voor ‘jonge kinderen’; voor 2 radionucliden (^{41}Ca en ^{129}I) is dat voor ‘kinderen’.

Tabel 14-127: Berekende beste schattingswaarden voor de BCFs voor de waterputreceptor [Sv/a per Bq/m³] voor verschillende leeftijdsgroepen onder het gemiddelde CCI-HYDR klimaatscenario.

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	$1,37 \times 10^{-8}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$1,49 \times 10^{-8}$
^{241}Am	$2,45 \times 10^{-7}$	$1,95 \times 10^{-7}$	$2,35 \times 10^{-7}$
$^{242\text{m}}\text{Am}$	$2,43 \times 10^{-7}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$2,30 \times 10^{-7}$
^{243}Am	$2,60 \times 10^{-7}$	$2,01 \times 10^{-7}$	$2,47 \times 10^{-7}$
^{10}Be	$1,52 \times 10^{-9}$	$2,41 \times 10^{-9}$	$5,68 \times 10^{-9}$
^{14}C	$2,87 \times 10^{-10}$	$2,44 \times 10^{-10}$	$4,20 \times 10^{-10}$
^{41}Ca	$3,08 \times 10^{-10}$	$6,39 \times 10^{-10}$	$5,06 \times 10^{-10}$
^{36}Cl	$3,68 \times 10^{-9}$	$8,30 \times 10^{-9}$	$2,27 \times 10^{-8}$
^{244}Cm	$1,46 \times 10^{-7}$	$1,24 \times 10^{-7}$	$1,83 \times 10^{-7}$
^{135}Cs	$7,45 \times 10^{-9}$	$4,85 \times 10^{-9}$	$4,00 \times 10^{-9}$
^{137}Cs	$3,86 \times 10^{-8}$	$2,20 \times 10^{-8}$	$1,60 \times 10^{-8}$
^3H	$3,86 \times 10^{-11}$	$4,52 \times 10^{-11}$	$6,98 \times 10^{-11}$
^{129}I	$1,37 \times 10^{-7}$	$1,81 \times 10^{-7}$	$1,50 \times 10^{-7}$
^{93}Mo	$5,99 \times 10^{-9}$	$5,92 \times 10^{-9}$	$7,10 \times 10^{-9}$
^{94}Nb	$6,81 \times 10^{-8}$	$1,65 \times 10^{-8}$	$2,23 \times 10^{-8}$
^{59}Ni	$1,03 \times 10^{-10}$	$1,61 \times 10^{-10}$	$3,93 \times 10^{-10}$
^{63}Ni	$2,22 \times 10^{-10}$	$3,62 \times 10^{-10}$	$8,53 \times 10^{-10}$
^{236}Np	$2,12 \times 10^{-8}$	$1,63 \times 10^{-8}$	$1,54 \times 10^{-8}$
^{237}Np	$1,38 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-7}$	$1,39 \times 10^{-7}$
^{231}Pa	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,44 \times 10^{-6}$
^{107}Pd	$7,07 \times 10^{-11}$	$1,21 \times 10^{-10}$	$2,82 \times 10^{-10}$
^{236}Pu	$1,06 \times 10^{-7}$	$8,84 \times 10^{-8}$	$1,38 \times 10^{-7}$
^{238}Pu	$2,80 \times 10^{-7}$	$2,12 \times 10^{-7}$	$2,52 \times 10^{-7}$
^{239}Pu	$3,08 \times 10^{-7}$	$2,40 \times 10^{-7}$	$2,69 \times 10^{-7}$
^{240}Pu	$3,08 \times 10^{-7}$	$2,40 \times 10^{-7}$	$2,68 \times 10^{-7}$
^{241}Pu	$5,82 \times 10^{-9}$	$4,51 \times 10^{-9}$	$3,59 \times 10^{-9}$
^{242}Pu	$2,96 \times 10^{-7}$	$2,31 \times 10^{-7}$	$2,56 \times 10^{-7}$
^{226}Ra	$5,89 \times 10^{-7}$	$1,17 \times 10^{-6}$	$1,25 \times 10^{-6}$

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen
⁷⁹ Se	$1,39 \times 10^{-8}$	$4,74 \times 10^{-8}$	$6,14 \times 10^{-8}$
¹²⁶ Sn	$2,50 \times 10^{-8}$	$1,81 \times 10^{-8}$	$3,33 \times 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$4,14 \times 10^{-8}$	$6,64 \times 10^{-8}$	$6,78 \times 10^{-8}$
⁹⁹ Tc	$7,99 \times 10^{-10}$	$1,20 \times 10^{-9}$	$3,20 \times 10^{-9}$
²²⁹ Th	$8,06 \times 10^{-7}$	$1,10 \times 10^{-6}$	$1,61 \times 10^{-6}$
²³⁰ Th	$2,75 \times 10^{-7}$	$2,28 \times 10^{-7}$	$2,78 \times 10^{-7}$
²³² Th	$1,48 \times 10^{-6}$	$4,40 \times 10^{-6}$	$4,95 \times 10^{-6}$
²³² U	$6,09 \times 10^{-7}$	$9,36 \times 10^{-7}$	$1,27 \times 10^{-6}$
²³³ U	$8,74 \times 10^{-8}$	$9,90 \times 10^{-8}$	$1,26 \times 10^{-7}$
²³⁴ U	$8,41 \times 10^{-8}$	$9,40 \times 10^{-8}$	$1,17 \times 10^{-7}$
²³⁵ U	$8,94 \times 10^{-8}$	$9,28 \times 10^{-8}$	$1,22 \times 10^{-7}$
²³⁶ U	$8,08 \times 10^{-8}$	$8,91 \times 10^{-8}$	$1,17 \times 10^{-7}$
²³⁸ U	$8,47 \times 10^{-8}$	$9,63 \times 10^{-8}$	$1,31 \times 10^{-7}$
⁹³ Zr	$2,33 \times 10^{-9}$	$1,17 \times 10^{-9}$	$1,43 \times 10^{-9}$

Tabel 14-128: Berekende beste schattingswaarden voor de BCFS voor de waterputreceptor [Sv/a per Bq/m³] voor verschillende leeftijdsgroepen onder het lage CCI-HYDR klimaatscenario.

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen
^{108m} Ag	$1,66 \times 10^{-8}$	$1,17 \times 10^{-8}$	$1,70 \times 10^{-8}$
²⁴¹ Am	$2,69 \times 10^{-7}$	$2,16 \times 10^{-7}$	$2,58 \times 10^{-7}$
^{242m} Am	$2,67 \times 10^{-7}$	$2,17 \times 10^{-7}$	$2,53 \times 10^{-7}$
²⁴³ Am	$2,88 \times 10^{-7}$	$2,23 \times 10^{-7}$	$2,73 \times 10^{-7}$
¹⁰ Be	$1,70 \times 10^{-9}$	$2,73 \times 10^{-9}$	$6,37 \times 10^{-9}$
¹⁴ C	$2,92 \times 10^{-10}$	$2,50 \times 10^{-10}$	$4,28 \times 10^{-10}$
⁴¹ Ca	$3,40 \times 10^{-10}$	$7,08 \times 10^{-10}$	$5,53 \times 10^{-10}$
³⁶ Cl	$4,57 \times 10^{-9}$	$1,05 \times 10^{-8}$	$2,88 \times 10^{-8}$
²⁴⁴ Cm	$1,60 \times 10^{-7}$	$1,38 \times 10^{-7}$	$2,01 \times 10^{-7}$
¹³⁵ Cs	$8,75 \times 10^{-9}$	$5,74 \times 10^{-9}$	$4,70 \times 10^{-9}$
¹³⁷ Cs	$4,34 \times 10^{-8}$	$2,47 \times 10^{-8}$	$1,78 \times 10^{-8}$
³ H	$4,30 \times 10^{-11}$	$4,99 \times 10^{-11}$	$7,60 \times 10^{-11}$
¹²⁹ I	$1,49 \times 10^{-7}$	$1,98 \times 10^{-7}$	$1,62 \times 10^{-7}$
⁹³ Mo	$6,79 \times 10^{-9}$	$6,79 \times 10^{-9}$	$8,03 \times 10^{-9}$
⁹⁴ Nb	$9,04 \times 10^{-8}$	$2,13 \times 10^{-8}$	$2,81 \times 10^{-8}$
⁵⁹ Ni	$1,17 \times 10^{-10}$	$1,85 \times 10^{-10}$	$4,51 \times 10^{-10}$
⁶³ Ni	$2,45 \times 10^{-10}$	$4,03 \times 10^{-10}$	$9,42 \times 10^{-10}$
²³⁶ Np	$2,33 \times 10^{-8}$	$1,81 \times 10^{-8}$	$1,69 \times 10^{-8}$
²³⁷ Np	$1,52 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-7}$	$1,52 \times 10^{-7}$
²³¹ Pa	$1,63 \times 10^{-6}$	$1,65 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-6}$

	Volwassenen	Kinderen	Jonge kinderen
¹⁰⁷ Pd	$8,30 \times 10^{-11}$	$1,44 \times 10^{-10}$	$3,31 \times 10^{-10}$
²³⁶ Pu	$1,16 \times 10^{-7}$	$9,78 \times 10^{-8}$	$1,52 \times 10^{-7}$
²³⁸ Pu	$3,06 \times 10^{-7}$	$2,35 \times 10^{-7}$	$2,76 \times 10^{-7}$
²³⁹ Pu	$3,39 \times 10^{-7}$	$2,66 \times 10^{-7}$	$2,95 \times 10^{-7}$
²⁴⁰ Pu	$3,38 \times 10^{-7}$	$2,66 \times 10^{-7}$	$2,95 \times 10^{-7}$
²⁴¹ Pu	$6,38 \times 10^{-9}$	$4,99 \times 10^{-9}$	$3,93 \times 10^{-9}$
²⁴² Pu	$3,25 \times 10^{-7}$	$2,57 \times 10^{-7}$	$2,81 \times 10^{-7}$
²²⁶ Ra	$6,84 \times 10^{-7}$	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,49 \times 10^{-6}$
⁷⁹ Se	$1,60 \times 10^{-8}$	$5,47 \times 10^{-8}$	$7,04 \times 10^{-8}$
¹²⁶ Sn	$3,17 \times 10^{-8}$	$2,14 \times 10^{-8}$	$3,85 \times 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$4,58 \times 10^{-8}$	$7,41 \times 10^{-8}$	$7,48 \times 10^{-8}$
⁹⁹ Tc	$8,80 \times 10^{-10}$	$1,33 \times 10^{-9}$	$3,53 \times 10^{-9}$
²²⁹ Th	$8,97 \times 10^{-7}$	$1,23 \times 10^{-6}$	$1,78 \times 10^{-6}$
²³⁰ Th	$3,07 \times 10^{-7}$	$2,56 \times 10^{-7}$	$3,10 \times 10^{-7}$
²³² Th	$1,67 \times 10^{-6}$	$4,95 \times 10^{-6}$	$5,52 \times 10^{-6}$
²³² U	$6,68 \times 10^{-7}$	$1,04 \times 10^{-6}$	$1,40 \times 10^{-6}$
²³³ U	$1,02 \times 10^{-7}$	$1,16 \times 10^{-7}$	$1,46 \times 10^{-7}$
²³⁴ U	$9,78 \times 10^{-8}$	$1,10 \times 10^{-7}$	$1,36 \times 10^{-7}$
²³⁵ U	$1,06 \times 10^{-7}$	$1,09 \times 10^{-7}$	$1,42 \times 10^{-7}$
²³⁶ U	$9,40 \times 10^{-8}$	$1,05 \times 10^{-7}$	$1,36 \times 10^{-7}$
²³⁸ U	$9,89 \times 10^{-8}$	$1,13 \times 10^{-7}$	$1,52 \times 10^{-7}$
⁹³ Zr	$2,60 \times 10^{-9}$	$1,31 \times 10^{-9}$	$1,59 \times 10^{-9}$

14.19.3.2 Alternatieve biosfeerreceptoren

Tabel 14-129 geeft de berekende waarden van de BCFs onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario voor de alternatieve biosfeerreceptoren ‘rivier’ (Kleine Nete) en ‘kwelgebieden’.

Tabel 14-129: Berekende beste schattingswaarden voor de BCFs voor de rivierreceptor [Sv/a per Bq/a] en de kwelgebiedreceptor [Sv/a per Bq/m³] voor kinderen en jonge kinderen onder het hoge CCI-HYDR klimaatscenario.

	Rivier (Kleine Nete)		Kwelgebieden	
	Kinderen	Jonge kinderen	Kinderen	Jonge kinderen
^{108m} Ag	$2,92 \times 10^{-16}$	$4,64 \times 10^{-16}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$1,45 \times 10^{-8}$
²⁴¹ Am	$3,30 \times 10^{-15}$	$4,14 \times 10^{-15}$	$6,93 \times 10^{-8}$	$1,22 \times 10^{-7}$
^{242m} Am	$3,31 \times 10^{-15}$	$4,06 \times 10^{-15}$	$6,98 \times 10^{-8}$	$1,21 \times 10^{-7}$
²⁴³ Am	$3,41 \times 10^{-15}$	$4,38 \times 10^{-15}$	$7,59 \times 10^{-8}$	$1,31 \times 10^{-7}$
¹⁰ Be	$5,01 \times 10^{-17}$	$1,59 \times 10^{-16}$	$1,43 \times 10^{-9}$	$3,80 \times 10^{-9}$
¹⁴ C	$1,20 \times 10^{-16}$	$6,40 \times 10^{-16}$	$3,09 \times 10^{-10}$	$5,13 \times 10^{-10}$
⁴¹ Ca	$1,26 \times 10^{-17}$	$1,07 \times 10^{-17}$	$1,71 \times 10^{-10}$	$1,63 \times 10^{-10}$

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

	Rivier (Kleine Nete)		Kwelgebieden	
	Kinderen	Jonge kinderen	Kinderen	Jonge kinderen
³⁶ Cl	$1,61 \times 10^{-16}$	$4,52 \times 10^{-16}$	$2,98 \times 10^{-8}$	$8,83 \times 10^{-8}$
²⁴⁴ Cm	$2,30 \times 10^{-15}$	$3,98 \times 10^{-15}$	$4,78 \times 10^{-8}$	$9,98 \times 10^{-8}$
¹³⁵ Cs	$1,46 \times 10^{-16}$	$2,59 \times 10^{-16}$	$5,44 \times 10^{-9}$	$5,08 \times 10^{-9}$
¹³⁷ Cs	$7,44 \times 10^{-16}$	$1,27 \times 10^{-15}$	$3,75 \times 10^{-8}$	$3,29 \times 10^{-8}$
³ H	$8,03 \times 10^{-19}$	$1,17 \times 10^{-18}$	$2,48 \times 10^{-11}$	$4,16 \times 10^{-11}$
¹²⁹ I	$3,88 \times 10^{-15}$	$4,34 \times 10^{-15}$	$5,11 \times 10^{-8}$	$5,30 \times 10^{-8}$
⁹³ Mo	$1,14 \times 10^{-16}$	$1,32 \times 10^{-16}$	$4,73 \times 10^{-9}$	$5,73 \times 10^{-9}$
⁹⁴ Nb	$3,50 \times 10^{-16}$	$5,92 \times 10^{-16}$	$4,90 \times 10^{-8}$	$5,93 \times 10^{-8}$
⁵⁹ Ni	$3,22 \times 10^{-18}$	$9,51 \times 10^{-18}$	$2,02 \times 10^{-10}$	$5,60 \times 10^{-10}$
⁶³ Ni	$7,30 \times 10^{-18}$	$2,13 \times 10^{-17}$	$5,15 \times 10^{-10}$	$1,38 \times 10^{-9}$
²³⁶ Np	$3,17 \times 10^{-16}$	$3,02 \times 10^{-16}$	$4,64 \times 10^{-9}$	$5,58 \times 10^{-9}$
²³⁷ Np	$1,97 \times 10^{-15}$	$2,72 \times 10^{-15}$	$2,88 \times 10^{-8}$	$5,01 \times 10^{-8}$
²³¹ Pa	$2,56 \times 10^{-14}$	$2,67 \times 10^{-14}$	$2,26 \times 10^{-6}$	$2,54 \times 10^{-6}$
¹⁰⁷ Pd	$2,26 \times 10^{-18}$	$5,16 \times 10^{-18}$	$1,70 \times 10^{-10}$	$3,95 \times 10^{-10}$
²³⁶ Pu	$1,50 \times 10^{-15}$	$2,19 \times 10^{-15}$	$2,76 \times 10^{-8}$	$5,85 \times 10^{-8}$
²³⁸ Pu	$3,60 \times 10^{-15}$	$3,99 \times 10^{-15}$	$6,62 \times 10^{-8}$	$1,06 \times 10^{-7}$
²³⁹ Pu	$4,07 \times 10^{-15}$	$4,27 \times 10^{-15}$	$7,45 \times 10^{-8}$	$1,12 \times 10^{-7}$
²⁴⁰ Pu	$4,07 \times 10^{-15}$	$4,26 \times 10^{-15}$	$7,45 \times 10^{-8}$	$1,12 \times 10^{-7}$
²⁴¹ Pu	$7,63 \times 10^{-17}$	$5,68 \times 10^{-17}$	$1,41 \times 10^{-9}$	$1,51 \times 10^{-9}$
²⁴² Pu	$3,92 \times 10^{-15}$	$4,06 \times 10^{-15}$	$7,17 \times 10^{-8}$	$1,06 \times 10^{-7}$
²²⁶ Ra	$2,43 \times 10^{-14}$	$2,80 \times 10^{-14}$	$1,86 \times 10^{-6}$	$3,20 \times 10^{-6}$
⁷⁹ Se	$9,47 \times 10^{-16}$	$1,55 \times 10^{-15}$	$6,63 \times 10^{-8}$	$8,47 \times 10^{-8}$
¹²⁶ Sn	$8,75 \times 10^{-16}$	$4,51 \times 10^{-15}$	$2,06 \times 10^{-8}$	$3,33 \times 10^{-8}$
⁹⁰ Sr	$1,29 \times 10^{-15}$	$1,32 \times 10^{-15}$	$3,47 \times 10^{-8}$	$3,96 \times 10^{-8}$
⁹⁹ Tc	$2,35 \times 10^{-17}$	$6,48 \times 10^{-17}$	$4,37 \times 10^{-10}$	$1,42 \times 10^{-9}$
²²⁹ Th	$2,21 \times 10^{-14}$	$4,15 \times 10^{-14}$	$5,65 \times 10^{-7}$	$9,68 \times 10^{-7}$
²³⁰ Th	$4,56 \times 10^{-15}$	$7,18 \times 10^{-15}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$1,65 \times 10^{-7}$
²³² Th	$8,84 \times 10^{-14}$	$1,28 \times 10^{-13}$	$2,27 \times 10^{-6}$	$3,00 \times 10^{-6}$
²³² U	$1,79 \times 10^{-14}$	$2,36 \times 10^{-14}$	$1,60 \times 10^{-6}$	$2,23 \times 10^{-6}$
²³³ U	$1,91 \times 10^{-15}$	$2,37 \times 10^{-15}$	$1,19 \times 10^{-7}$	$1,57 \times 10^{-7}$
²³⁴ U	$1,81 \times 10^{-15}$	$2,20 \times 10^{-15}$	$1,13 \times 10^{-7}$	$1,46 \times 10^{-7}$
²³⁵ U	$1,79 \times 10^{-15}$	$2,29 \times 10^{-15}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$1,55 \times 10^{-7}$
²³⁶ U	$1,72 \times 10^{-15}$	$2,20 \times 10^{-15}$	$1,07 \times 10^{-7}$	$1,46 \times 10^{-7}$
²³⁸ U	$1,86 \times 10^{-15}$	$2,47 \times 10^{-15}$	$1,16 \times 10^{-7}$	$1,64 \times 10^{-7}$
⁹³ Zr	$2,71 \times 10^{-17}$	$4,78 \times 10^{-17}$	$2,19 \times 10^{-10}$	$3,87 \times 10^{-10}$

14.19.4 Achtergrondwaarden van radioactiviteit in omgevingsmedia

Tabel 14-130 geeft een overzicht van de gemeten achtergrondwaarden in *grondwater* van de bovenste aquifer. In de gevallen waar de meetwaarde onder de detectielimiet bleef, wordt een waarde gelijk aan de helft van de detectielimiet vooropgesteld en gebruikt bij de evaluatie van de effectieve dosis bij drinkwaterontginning.

Bij de afweging van de activiteit en radiotoxiciteit die potentieel vrijkomt in het grondwater, wordt enkel de activiteit die van nature aanwezig is, beschouwd (en dus niet de door menselijke activiteit geïnduceerde referentietoestanden).

Tabel 14-130: Typische achtergrondwaarden [Bq/L] voor grondwater (bovenste aquifer; Tabel 63 van [OD-051]. *Cursief gedrukte waarden vormen de natuurlijke achtergrond. (*)* Waarde gelijk aan de helft van de detectielimiet (geen meetwaarde bepaald). *([§])* Waarde gelijk aan de helft van de detectielimiet vermeld in [OD-245].

Radionuclide	Achtergrondconcentratie grondwater [Bq/L]	Radionuclide	Achtergrondconcentratie grondwater [Bq/L]	Radionuclide	Achtergrondconcentratie grondwater [Bq/L]
³ H	2,45 (*)	⁹⁹ Tc	n.v.t.	²³⁴ U	$3,5 \times 10^{-3}$
¹⁴ C	1,58 (*)	¹²⁹ I	n.v.t.	²³⁵ U	$1,6 \times 10^{-4}$
³⁶ Cl	7,5 (*)	¹³⁷ Cs	$4,3 \times 10^{-2}$ (*)	²³⁸ U	$2,1 \times 10^{-2}$
⁴⁰ K	$1,7 \times 10^1$	²²⁶ Ra	$3,2 \times 10^{-2}$	²³⁸ Pu	$7,5 \times 10^{-5}$ ([§])
⁶⁰ Co	$4,5 \times 10^{-2}$ (*)	²³⁰ Th	n.v.t.	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	$7,5 \times 10^{-5}$ ([§])
⁹⁰ Sr-Y	n.v.t.	²³² Th	$4,8 \times 10^{-3}$	²⁴¹ Am	$1,5 \times 10^{-4}$ ([§])

De concentraties in *bodemwater* (freatisch grondwater) kunnen verschillen van deze in het aquiferwater van de volledige bovenste aquifer, daar freatisch grondwater afkomstig is van dicht bij de grondwater tafel. Achtergrondwaarden voor de van nature aanwezige radionucliden in freatisch grondwater worden gegeven in Tabel 14-131.

Tabel 14-131: Typische achtergrondwaarden [Bq/L] voor van nature aanwezige radionucliden in freatisch grondwater (meetpunt P24 ten noorden van de bergingsite [OD-245]; DL = detectielimiet).

Radionuclide	Achtergrondconcentratie freatisch grondwater [Bq/L]
⁴⁰ K	< DL
²²⁶ Ra	$3,7 \times 10^{-1}$
²³⁴ U	$3,5 \times 10^{-3}$
²³⁵ U	$1,6 \times 10^{-4}$
²³⁸ U	$4,0 \times 10^{-3}$

Natuurlijke achtergrondconcentraties in de *bodem* werden bepaald als de gemiddelde waarden van de metingen gerapporteerd in [R14-163] en [R14-164]. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 14-132.

Tabel 14-132: Gemiddelde achtergrondwaarden [Bq/kg] voor van nature aanwezige radionucliden in bodems in de omgeving van de bergingssite [R14-163] [R14-164].

Radionuclide	Achtergrondconcentratie bodem [Bq/kg]
⁴⁰ K	145
²²⁶ Ra	9,05
²³⁰ Th	6,26
²³² Th	5,81
²³⁴ U	5,82
²³⁵ U	0,45
²³⁸ U	5,55

De gemeten referentietoestanden voor *lucht* in de omgeving van de bergingssite worden samengevat in Tabel 14-133.

Tabel 14-133: Achtergrondwaarden in lucht in de omgeving van de bergingssite [R14-165].

	Gemiddelde achtergrondconcentratie lucht ter hoogte van het gemeentehuis van Dessel [mBq/m ³]	Achtergrondconcentratie lucht [Bq/m ³]
α-totaal	0,06	
β-totaal	0,39	
Radon		180 – 240

Er zijn geen meetwaarden voorhanden voor de achtergrondconcentraties in *water en sedimenten* van de Witte Nete en de Kleine Nete. Daarom worden de achtergrondwaarden voor de *Molse Nete* uit [R14-166] als benadering gebruikt (Tabel 14-134).

Tabel 14-134: Achtergrondwaarden in water en sedimenten van de Molse Nete [R14-166]. Cursief gedrukte waarden vormen de natuurlijke achtergrond.

	Achtergrondconcentratie rivierwater [Bq/L]	Achtergrondconcentratie sedimenten [Bq/kg]
α-totaal	0,015 – 0,085	
β/γ-totaal	0,26 – 0,77	
⁴⁰ K		180 – 240
²²⁶ Ra		60 – 100

14.19.5 Invoerdata voor het rekengeval ‘directe blootstelling’ van AES2-2

Tabel 14-135 geeft een overzicht van de parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor het rekengeval ‘directe blootstelling’ van het scenario AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’.

Tabel 14-135: Parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder het rekengeval ‘directe blootstelling’ van het scenario AES2-2 ‘val van een groot passagiersvliegtuig’.

Parameter		Waarde			Justificatie
Bulkdichtheid afval onderaan krater [kg/m ³]		1 860			zelfde als HIS ‘constructie-uitgraving’ – zie Tabel 14-138
Stofbelasting in de lucht [kg/m ³]		3,0 × 10 ⁻⁸			zelfde als tijdens ‘verblijf buitenshuis’ bij intrusie-residentie – zie Tabel 14-140
Conversiefactor radonexhalatie [kg/m ³]	voor buitenshuis	0,009			zelfde als biosfeermodel en intrusie-residentie – zie Tabel 14-113
Evenwichtsfactor van radon buitenshuis [-]	voor dochters	0,6			zelfde als tijdens ‘verblijf buitenshuis’ bij intrusie-residentie – zie Tabel 14-140
		Volwassene	Kind	Jong kind	
Q _s	Inname van grond [kg/a]	3,65 × 10 ⁻²	3,50 × 10 ⁻²	7,30 × 10 ⁻²	zelfde als biosfeermodel en intrusie-residentie – zie Tabel 14-110
Q _{a,inh}	Inhalatiedebiet [m ³ /h]	1,21	0,89	0,22	zelfde als tijdens ‘verblijf buitenshuis’ bij intrusie-residentie – zie Tabel 14-140
T _a	Blootstellingsduur [h/a]	1500	730	730	zelfde als totale blootstellingsduur (verblijf + activiteit) buitenshuis bij intrusie-residentie – zie Tabel 14-140

14.19.6 Invoerdata voor menselijke intrusiescenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit

14.19.6.1 Analyse van een boorkern

Tabel 14-136 geeft een overzicht van de parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor het HIS 'analyse van een boorkern'. Ook wordt aangegeven waar in de ondersteunende documenten de rationale achter deze parameterwaarde gedocumenteerd is.

Tabel 14-136: Parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder het HIS 'analyse van een boorkern'.

Parameter		Waarde	Referentie
Algemene parameters			
r_{core}	Straal van de boorkern [m]	0,08	Tabel 20 [OD-116]
h_{core}	Hoogte van de boorkern [m]	1	Tabel 20 [OD-116]
ρ_{cw}	Bulkdichtheid GA [kg/m ³]	2 000	zelfde als EES (§14.4.3.7.4)
T_a	Blootstellingsduur tijdens analyse [h]	40	Tabel 24 [OD-116]
$T_{a,eff}$	Effectieve blootstellingsduur aan stof [h]	4,45	Tabel 27 [OD-116]
$T_{a,lab}$	Blootstellingsduur achtergelaten kern [h]	1 800	Tabel 25 [OD-116]
Externe bestraling			
D	Dosistempofactor [Sv/h per (Bq/m ² MeV)]	$1,4 \times 10^{-13}$	Tabel 24 [OD-116]
d	Afstand boorkern – laborant tijdens analyse [m]	0,5	Tabel 24 [OD-116]
d_{lab}	Afstand achtergelaten kern – laborant [m]	1,5	Tabel 25 [OD-116]
Radoninhalatie			
E	Radonemanatiecoëfficiënt [m]	0,25	Tabel 26 [OD-116]
K_l	Ventilatietyempo in het laboratorium [h ⁻¹]	1	Tabel 26 [OD-116]
V_l	Volume van het laboratorium [m ³]	100	Tabel 26 [OD-116]
EQF_{in}	Evenwichtsfactor voor dochters van radon binnenshuis [-]	0,4	Tabel 26 [OD-116]
Stofgerelateerde wegen			
m_{sa}	Stofbelasting in de lucht [kg/m ³]	$1,0 \times 10^{-5}$	Tabel 21 [OD-116]
$f_{d,inh}$	Inhaleerbare fractie [-]	1	Tabel 27 [OD-116]
$Q_{a,inh}$	Inhalatiedebiet [m ³ /h]	1,69	Tabel 27 [OD-116]
v_d	Afzettingssnelheid van stofdeeltjes op de huid [m/s]	$4,0 \times 10^{-4}$	Tabel 33 [OD-043] (0,7 µm)
SA_e	Blootgestelde fractie van het huidoppervlak [-]	0,175	Tabel 32 [OD-043]
Q_{ing}	Hoeveelheid ingeslikt stof [kg]	$1,0 \times 10^{-4}$	Tabel 30 [OD-116]
Direct contact			
AF	Klevingsfactor van materiaal uit de kern aan de huid [mg/cm ²]	0,889	Tabel 23 [OD-116]
ABS_d	Geabsorbeerde fractie [-]	1	Tabel 23 [OD-116]
SA_{hands}	Fractionele oppervlakte van de handen [-]	0,054	Tabel 31 [OD-043]

14.19.6.2 Boring

Tabel 14-137 geeft een overzicht van de parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor het HIS 'boring'. Ook wordt aangegeven waar in de ondersteunende documenten de rationale achter deze parameterwaarde gedocumenteerd is.

Tabel 14-137: Parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder het HIS 'boring'.

Parameter		Waarde	Referentie
Algemene parameters			
d_{drill}	Diepte van het boorgat [m]	20	Tabel 12 [OD-116]
r_{drill}	Straal van het boorgat [m]	0,15	Tabel 12 [OD-116]
h_{wz}	Hoogte van de afvalzone [m]	8,106	6 type I of 5 type II/III monolieten
$\rho_{\text{res,b}}$	Bulkdichtheid residueel materiaal [kg/m ³]	1 775	Tabel 13 [OD-116]
T_a	Blootstellingsduur tijdens boring [h]	3	Tabel 16 [OD-116]
$T_{\text{w,d}}$	Dagelijkse werkduur [h]	8	Tabel 18 [OD-116]
Externe bestraling			
F_s	Reductiefactor voor de beperkte oppervlakte van de bron [-]	0,55	Tabel 19 [OD-116]
$T_{\text{a,slab}}$	Blootstellingsduur tijdens uitrusting boorgat [h]	40	Tabel 19 [OD-116]
Stofgerelateerde wegen			
m_{sa}	Stofbelasting in de lucht [kg/m ³]	$1,0 \times 10^{-5}$	Tabel 14 [OD-116]
$f_{\text{d,inh}}$	Inhaleerbare fractie [-]	1	Tabel 16 [OD-116]
$Q_{\text{a,inh}}$	Inhalatiedebiet [m ³ /h]	1,69	Tabel 16 [OD-116]
v_d	Afzettingssnelheid van stofdeeltjes op de huid [m/s]	$4,0 \times 10^{-4}$	Tabel 33 [OD-043] (0,7 μm)
SA_e	Blootgestelde fractie van het huidoppervlak [-]	0,175	Tabel 32 [OD-043]
Q_s	Ingestiedebiet van stof [mg/d]	480	Tabel 18 [OD-116]

14.19.6.3 Constructie-uitgraving

Tabel 14-138 geeft een overzicht van de parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor het HIS 'constructie-uitgraving'. Ook wordt aangegeven waar in de ondersteunende documenten de rationale achter deze parameterwaarde gedocumenteerd is.

Tabel 14-138: Parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder het HIS 'constructie-uitgraving'.

Parameter		Waarde	Referentie
Algemene parameters			
S_a	Oppervlakte van de uitgraving [m ²]	5 760	Tabel 31 [OD-116]
t_{exc}	Diepte van de uitgraving [m]	7	Tabel 31 [OD-116]
ρ_{wd}	Bulkdichtheid materiaal in berging [kg/m ³]	1 860	Tabel 10 [OD-116]
T_a	Totale blootstellingsduur [h]	160	Tabel 32 [OD-116]
$T_{\text{w,d}}$	Dagelijkse werkduur [h]	8	Tabel 43 [OD-116]

Parameter		Waarde	Referentie
F_r	Reductiefactor voor beperkte oppervlakte afvalzone [-]	0,712	Tabel 38 [OD-116]
Stofgerelateerde wegen			
m_{sa}	Stofbelasting in de lucht [kg/m ³]	$1,3 \times 10^{-6}$	Tabel 35 [OD-116] Tabel 28 [OD-043]
$f_{d,inh}$	Inhaleerbare fractie [-]	1	Tabel 41 [OD-116]
$Q_{a,inh}$	Inhalatiedebiet [m ³ /h]	1,69	Tabel 41 [OD-116]
v_d	Afzettingssnelheid van stofdeeltjes op de huid [m/s]	$4,0 \times 10^{-3}$	Tabel 33 [OD-043] (2,5 μ m)
SA_e	Blootgestelde fractie van het huidoppervlak [-]	0,175	Tabel 32 [OD-043]
Q_s	Ingestiedebiet van stof [mg/d]	480	Tabel 43 [OD-116]
Radoninhalatie			
E	Emanatiecoëfficiënt van radon uit afval in berging [-]	0,1	Tabel 37 [OD-116]
D_w	Diffusiecoëfficiënt van radon in afval [m ² /s]	$4,0 \times 10^{-6}$	Tabel 37 [OD-116]
h	Menghoogte van radon [m]	2	Tabel 39 [OD-116]
u	Gemiddelde windsnelheid [m/s]	4,63	Tabel 40 [OD-116]
EQF_{out}	Evenwichtsfactor voor dochters van radon buitenshuis [-]	0,6	Tabel 45 [OD-116]

14.19.6.4 Residentie na boring en residentie na uitgraving

Tabel 14-139 en Tabel 14-140 geven een overzicht van de elementonafhankelijke parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor de HIS'en 'residentie na boring' en 'residentie na uitgraving'. Ook wordt aangegeven waar in de ondersteunende documenten de rationale achter deze parameterwaarde gedocumenteerd is.

Tabel 14-139: Parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder de HIS'en 'residentie na boring' en 'residentie na uitgraving' (n.v.t.: niet van toepassing).

Parameter		Waarde		Referentie
		na boring	na uitgraving	
Algemene parameters				
f_w	Fractie afval in aan de oppervlakte gebracht materiaal [-]	$4,05 \times 10^{-1}$	$1,11 \times 10^{-1}$	Tabel 59 & Tabel 87 [OD-116]
S_a	Oppervlakte gecontamineerde zone [m ²]	500	20 000	Tabel 60 & Tabel 88 [OD-116]
d_a	Contaminatiediepte [m]		0,3	Tabel 60 & Tabel 88 [OD-116]
M_s	Mengingsfactor met schone grond [-]	$9,42 \times 10^{-3}$	0,9	Tabel 60 & Tabel 88 [OD-116]
Inf	Infiltratiesnelheid [m/a]		0,1	Tabel 62 & Tabel 90 [OD-116]
ρ_s	Bulkdichtheid bodem [kg/m ³]		1 640	Tabel 32 [OD-051] (Boven Mol)
F_s	Reductiefactor voor beperkte oppervlakte gecontamineerde zone [-]		1	Tabel 85 & Tabel 114 [OD-116]
Evasie van ¹⁴CO₂ en fotosynthese				
$\lambda_{ev,C14}$	Evasieconstante van ¹⁴ CO ₂ [a ⁻¹]		2,2	Tabel 74 & Tabel 101 [OD-116]

Parameter		Waarde		Referentie
		na boring	na uitgraving	
h_{mix}	Menghoogte van $^{14}CO_2$ voor fotosynthese [m]	1		Tabel 75 & Tabel 102 [OD-116]
h_{mix}	Menghoogte van $^{14}CO_2$ voor inhalatie [m]	2		Tabel 75 & Tabel 102 [OD-116]
u	Gemiddelde windsnelheid [m/s]	2		Tabel 75 & Tabel 102 [OD-116]
S_s	Concentratie stabiele koolstof in landbouwgrond [gC/kg _{dw}]	23		Tabel 18 [OD-041]
S_s	Concentratie stabiele koolstof in bodem weiland [gC/kg _{dw}]	n.v.t.	16	Tabel 18 [OD-041]
S_{air}	Concentratie stabiele koolstof in lucht [gC/m ³]	0,18		Tabel 76 & Tabel 103 [OD-116]
f_s	Fractie koolstof in planten uit de bodem [-]	0,02		Tabel 76 & Tabel 103 [OD-116]
f_{air}	Fractie koolstof in planten uit de lucht [-]	0,98		Tabel 76 & Tabel 103 [OD-116]
Radoninhalatie				
$K_{Rn/Ra}$	Conversiefactor voor radonexhalatie buitenshuis [kg/m ³]	0,009		Tabel 69 & Tabel 99 [OD-116]
K_i	Luchtverversingsgraad woning [h ⁻¹]	1		Tabel 70 & Tabel 100 [OD-116]
V_i	Intern volume van de woning [m ³]	250		Tabel 70 & Tabel 100 [OD-116]
S_f	Vloeroppervlakte van de woning [m ²]	100		Tabel 70 & Tabel 100 [OD-116]
f_{rouse}	Fractie radon die vrijkomt in de woning [-]	0,5		Tabel 71 & Tabel 100 [OD-116]
E	Emanatiecoëfficiënt van radon [-]	0,25		Tabel 72 & Tabel 100 [OD-116]
F_{ai}	Oppervlaktefactor binnenshuis [-]	1		Tabel 73 & Tabel 100 [OD-116]
Ingestie				
f_v	Fractie lokaal geproduceerde gewassen [-]	0,25	1	Tabel 83 & Tabel 111 [OD-116]
f_a	Fractie lokaal geproduceerde dierlijke producten [-]	n.v.t.	1	Tabel 111 [OD-116]
Contaminatie van de aquifer				
d_{L2}	Dikte niet-gesatureerde grondlaag [m]	1	1	Tabel 62 & Tabel 90 [OD-116]
η	Porositeit van de grond [-]	0,388	0,388	Tabel 23 [OD-051] (Boven Mol)
f_{sat}	Saturatiegraad van de grond [-]	0,5	0,5	Tabel 62 & Tabel 90 [OD-116]
u_{Darcy}	Darcyflux aquifer [m/a]	4,75	4,75	Tabel 63 & Tabel 91 [OD-116]
d_{L3}	Diepte van de aquifer [m]	10	10	Tabel 63 & Tabel 91 [OD-116]
z_{L3}	Breedte van de gecontamineerde zone loodrecht op de grondwaterstroming [m]	22,36	141,42	Tabel 63 & Tabel 91 [OD-116]

Tabel 14-140: Blootstellingssituatie-afhankelijke parameters onder de HIS'en 'residentie na boring' en 'residentie na uitgraving' (n.v.t. = niet van toepassing).

Parameter	Verblijf buitenshuis	Activiteit buitenshuis	Verblijf binnenshuis	Referentie
T _a	Blootstellingsduur residentie na boring [h/a] volwassene: 1 200 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 300 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 5 256 kind: 6 260 jong kind: 7 700	Tabel 61 [OD-116]
T _a	Blootstellingsduur residentie na uitgraving [h/a] volwassene: 900 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 600 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 5 256 kind: 6 260 jong kind: 7 700	Tabel 89 [OD-116]
m _{sa}	Stofbelasting [kg/m ³] 3,0 × 10 ⁻⁸	tuinier: 2,3 × 10 ⁻⁷ spel: 6,0 × 10 ⁻⁸	1,5 × 10 ⁻⁸	Tabel 28 [OD-043] Tabel 66 & Tabel 97 [OD-116]
Q _{inh}	Inhalatiedebiet [m ³ /h] volwassene: 1,21 kind: 0,89 jong kind: 0,22	volwassene: 1,69 kind: 1,12 jong kind: 0,35	volwassene: 0,74 kind: 0,57 jong kind: 0,23	Tabel 77 & Tabel 105 [OD-116]
EQF	Evenwichtsfactor voor dochters van radon [-] 0,6	0,6	0,4	Tabel 79, Tabel 80, Tabel 107 & Tabel 108 [OD-116]
v _d	Afzettingssnelheid van stof op de huid [m/s] n.v.t.	4,0 × 10 ⁻³	n.v.t.	Tabel 33 [OD-043] (2,5 µm)
T _{skin}	Opbouwtijd voor huidbesmetting [h] n.v.t.	volwassene: 8 kind: 4 jong kind: 4	n.v.t.	Tabel 68 & Tabel 98 [OD-116]
SA _e	Blootgestelde fractie huidoppervlak [-] n.v.t.	volwassene: 0,175 kind: 0,52 jong kind: 0,53	n.v.t.	Tabel 32 [OD-043]
SF	Afschermingsfactor voor externe bestraling [-] 1	1	0,4	Tabel 85 & Tabel 114 [OD-116]

14.19.6.5 Dosiscoëfficiënten

Tabel 14-141 en Tabel 14-142 geven respectievelijk een overzicht van de effectieve dosiscoëfficiënten en de equivalente huiddosiscoëfficiënten gebruikt in de intrusieberekeningen en de berekeningen voor het penaliserende grondscenario, in de code HIAM. Een aantal van deze dosiscoëfficiënten worden eveneens gebruikt in de evaluatie van het rekengeval ‘directe blootstelling’ van AES2-2.

Tabel 14-141: Effectieve dosiscoëfficiënten gebruikt in HIAM [OD-042] (n.v.t. = niet van toepassing). ⁵Evenwichtsequivalente (EEC) inhalatiedosisconversiefactor voor ²²²Rn en haar dochters [(Sv/h)/(Bq/m³)] [R14-100].

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,i} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [Sv/h per Bq/m ³]			DF _{sub,i} [Sv/h per Bq/m ³]	DF _{skin,i} [Sv/h per Bq/m ²]	E _{y,i} [MeV/dis]
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind			
²²⁷ Ac	1,21 × 10 ⁻⁶	1,97 × 10 ⁻⁶	4,27 × 10 ⁻⁶	5,67 × 10 ⁻⁴	7,44 × 10 ⁻⁴	1,65 × 10 ⁻³	3,60 × 10 ⁻¹⁴	4,10 × 10 ⁻¹⁴	4,75 × 10 ⁻¹⁴	6,27 × 10 ⁻¹¹	5,24 × 10 ⁻¹⁰	4,286 × 10 ⁻¹
^{108m} Ag	2,30 × 10 ⁻⁹	4,30 × 10 ⁻⁹	1,10 × 10 ⁻⁸	3,70 × 10 ⁻⁸	4,40 × 10 ⁻⁸	8,70 × 10 ⁻⁸	1,74 × 10 ⁻¹³	1,98 × 10 ⁻¹³	2,30 × 10 ⁻¹³	2,61 × 10 ⁻¹⁰	2,27 × 10 ⁻¹¹	1,632 × 10 ⁰
²⁴¹ Am	2,00 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	3,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	6,90 × 10 ⁻⁵	7,16 × 10 ⁻¹⁶	8,17 × 10 ⁻¹⁶	9,46 × 10 ⁻¹⁶	2,43 × 10 ⁻¹²	2,51 × 10 ⁻¹³	2,751 × 10 ⁻²
^{242m} Am	2,00 × 10 ⁻⁷	2,21 × 10 ⁻⁷	3,65 × 10 ⁻⁷	4,13 × 10 ⁻⁵	4,01 × 10 ⁻⁵	6,80 × 10 ⁻⁵	1,18 × 10 ⁻¹⁵	1,35 × 10 ⁻¹⁵	1,56 × 10 ⁻¹⁵	2,71 × 10 ⁻¹²	1,48 × 10 ⁻¹⁰	2,493 × 10 ⁻²
²⁴³ Am	2,01 × 10 ⁻⁷	2,22 × 10 ⁻⁷	3,76 × 10 ⁻⁷	4,10 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	6,80 × 10 ⁻⁵	1,57 × 10 ⁻¹⁴	1,79 × 10 ⁻¹⁴	2,07 × 10 ⁻¹⁴	3,17 × 10 ⁻¹¹	2,63 × 10 ⁻¹⁰	2,392 × 10 ⁻¹
¹⁰ Be	1,10 × 10 ⁻⁹	2,40 × 10 ⁻⁹	8,00 × 10 ⁻⁹	3,50 × 10 ⁻⁸	4,20 × 10 ⁻⁸	9,10 × 10 ⁻⁸	1,94 × 10 ⁻¹⁷	2,21 × 10 ⁻¹⁷	2,56 × 10 ⁻¹⁷	4,97 × 10 ⁻¹³	1,94 × 10 ⁻¹⁰	0,00 × 10 ⁰
¹⁴ C	5,80 × 10 ⁻¹⁰	8,00 × 10 ⁻¹⁰	1,60 × 10 ⁻⁹	2,00 × 10 ⁻⁹	2,80 × 10 ⁻⁹	6,60 × 10 ⁻⁹	2,12 × 10 ⁻¹⁹	2,41 × 10 ⁻¹⁹	2,79 × 10 ⁻¹⁹	9,36 × 10 ⁻¹⁵	3,31 × 10 ⁻¹¹	0,00 × 10 ⁰
¹⁴ CO ₂	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	6,20 × 10 ⁻¹²	8,90 × 10 ⁻¹²	1,90 × 10 ⁻¹¹	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
⁴¹ Ca	1,90 × 10 ⁻¹⁰	4,80 × 10 ⁻¹⁰	5,20 × 10 ⁻¹⁰	9,50 × 10 ⁻¹¹	1,70 × 10 ⁻¹⁰	2,60 × 10 ⁻¹⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	4,371 × 10 ⁻⁴
³⁶ Cl	9,30 × 10 ⁻¹⁰	1,90 × 10 ⁻⁹	6,30 × 10 ⁻⁹	7,30 × 10 ⁻⁹	1,00 × 10 ⁻⁸	2,60 × 10 ⁻⁸	4,79 × 10 ⁻¹⁷	5,46 × 10 ⁻¹⁷	6,32 × 10 ⁻¹⁷	5,98 × 10 ⁻¹³	1,94 × 10 ⁻¹⁰	1,833 × 10 ⁻⁵
²⁴⁴ Cm	1,20 × 10 ⁻⁷	1,40 × 10 ⁻⁷	2,90 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁵	2,70 × 10 ⁻⁵	5,70 × 10 ⁻⁵	1,72 × 10 ⁻¹⁸	1,97 × 10 ⁻¹⁸	2,28 × 10 ⁻¹⁸	1,22 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,211 × 10 ⁻³
¹³⁵ Cs	2,00 × 10 ⁻⁹	1,70 × 10 ⁻⁹	2,30 × 10 ⁻⁹	6,90 × 10 ⁻¹⁰	6,10 × 10 ⁻¹⁰	9,90 × 10 ⁻¹⁰	6,19 × 10 ⁻¹⁹	7,06 × 10 ⁻¹⁹	8,17 × 10 ⁻¹⁹	3,42 × 10 ⁻¹⁴	5,13 × 10 ⁻¹¹	0,00 × 10 ⁰
¹³⁷ Cs	1,30 × 10 ⁻⁸	1,00 × 10 ⁻⁸	1,20 × 10 ⁻⁸	4,60 × 10 ⁻⁹	3,70 × 10 ⁻⁹	5,40 × 10 ⁻⁹	6,15 × 10 ⁻¹⁴	7,01 × 10 ⁻¹⁴	8,12 × 10 ⁻¹⁴	9,18 × 10 ⁻¹¹	1,82 × 10 ⁻¹⁰	5,649 × 10 ⁻¹
³ H (OBT)	4,20 × 10 ⁻¹¹	5,70 × 10 ⁻¹¹	1,20 × 10 ⁻¹⁰	6,75 × 10 ⁻¹¹	1,23 × 10 ⁻¹⁰	4,05 × 10 ⁻¹⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,i} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [Sv/h per Bq/m ²]			DF _{sub,i} [Sv/h per Bq/m ²]	DF _{skin,i} [Sv/h per Bq/m ²]	E _{y,i} [MeV/dis]
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind			
³ H (HTO)	1,80 × 10 ⁻¹¹	2,30 × 10 ⁻¹¹	4,80 × 10 ⁻¹¹									
¹²⁹ I	1,10 × 10 ⁻⁷	1,90 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	3,60 × 10 ⁻⁸	6,70 × 10 ⁻⁸	8,60 × 10 ⁻⁸	1,84 × 10 ⁻¹⁶	2,10 × 10 ⁻¹⁶	2,43 × 10 ⁻¹⁶	1,01 × 10 ⁻¹²	2,17 × 10 ⁻¹¹	2,451 × 10 ⁻²
⁹³ Mo	3,10 × 10 ⁻⁹	4,00 × 10 ⁻⁹	6,90 × 10 ⁻⁹	2,30 × 10 ⁻⁹	2,80 × 10 ⁻⁹	5,80 × 10 ⁻⁹	8,03 × 10 ⁻¹⁸	9,15 × 10 ⁻¹⁸	1,06 × 10 ⁻¹⁷	6,23 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,073 × 10 ⁻²
^{93m} Nb	1,20 × 10 ⁻¹⁰	2,70 × 10 ⁻¹⁰	9,10 × 10 ⁻¹⁰	1,80 × 10 ⁻⁹	2,50 × 10 ⁻⁹	6,50 × 10 ⁻⁹	1,42 × 10 ⁻¹⁸	1,62 × 10 ⁻¹⁸	1,87 × 10 ⁻¹⁸	1,10 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,955 × 10 ⁻³
⁹⁴ Nb	1,70 × 10 ⁻⁹	3,40 × 10 ⁻⁹	9,70 × 10 ⁻⁹	4,90 × 10 ⁻⁸	5,80 × 10 ⁻⁸	1,20 × 10 ⁻⁷	1,76 × 10 ⁻¹³	2,00 × 10 ⁻¹³	2,32 × 10 ⁻¹³	2,59 × 10 ⁻¹⁰	1,60 × 10 ⁻¹⁰	1,572 × 10 ⁰
⁵⁹ Ni	6,30 × 10 ⁻¹¹	1,10 × 10 ⁻¹⁰	3,40 × 10 ⁻¹⁰	4,40 × 10 ⁻¹⁰	5,90 × 10 ⁻¹⁰	1,50 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	2,544 × 10 ⁻³
⁶³ Ni	1,50 × 10 ⁻¹⁰	2,80 × 10 ⁻¹⁰	8,40 × 10 ⁻¹⁰	1,30 × 10 ⁻⁹	1,70 × 10 ⁻⁹	4,30 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²³⁶ Np	1,70 × 10 ⁻⁸	1,80 × 10 ⁻⁸	2,40 × 10 ⁻⁸	3,20 × 10 ⁻⁶	2,70 × 10 ⁻⁶	3,10 × 10 ⁻⁶	8,19 × 10 ⁻¹⁵	9,34 × 10 ⁻¹⁵	1,08 × 10 ⁻¹⁴	1,73 × 10 ⁻¹¹	0,00 × 10 ⁰	1,545 × 10 ⁻¹
²³⁷ Np	1,11 × 10 ⁻⁷	1,12 × 10 ⁻⁷	2,16 × 10 ⁻⁷	2,30 × 10 ⁻⁵	2,20 × 10 ⁻⁵	4,00 × 10 ⁻⁵	1,95 × 10 ⁻¹⁴	2,22 × 10 ⁻¹⁴	2,57 × 10 ⁻¹⁴	3,40 × 10 ⁻¹¹	1,90 × 10 ⁻¹⁰	2,529 × 10 ⁻¹
²³¹ Pa	7,10 × 10 ⁻⁷	9,20 × 10 ⁻⁷	1,30 × 10 ⁻⁶	1,40 × 10 ⁻⁴	1,50 × 10 ⁻⁴	2,30 × 10 ⁻⁴	3,40 × 10 ⁻¹⁵	3,87 × 10 ⁻¹⁵	4,49 × 10 ⁻¹⁵	5,65 × 10 ⁻¹²	7,53 × 10 ⁻¹²	3,873 × 10 ⁻²
²¹⁰ Pb	6,91 × 10 ⁻⁷	1,90 × 10 ⁻⁶	3,61 × 10 ⁻⁶	9,93 × 10 ⁻⁷	1,53 × 10 ⁻⁶	3,20 × 10 ⁻⁶	1,43 × 10 ⁻¹⁶	1,63 × 10 ⁻¹⁶	1,89 × 10 ⁻¹⁶	1,09 × 10 ⁻¹²	2,17 × 10 ⁻¹⁰	5,499 × 10 ⁻³
¹⁰⁷ Pd	3,70 × 10 ⁻¹¹	8,10 × 10 ⁻¹¹	2,80 × 10 ⁻¹⁰	5,90 × 10 ⁻¹⁰	7,80 × 10 ⁻¹⁰	2,00 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²¹⁰ Po	1,20 × 10 ⁻⁶	2,60 × 10 ⁻⁶	8,80 × 10 ⁻⁶	3,30 × 10 ⁻⁶	4,60 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	9,50 × 10 ⁻¹⁹	1,08 × 10 ⁻¹⁸	1,25 × 10 ⁻¹⁸	1,40 × 10 ⁻¹⁵	0,00 × 10 ⁰	9,725 × 10 ⁻⁶
²³⁶ Pu	8,70 × 10 ⁻⁸	1,00 × 10 ⁻⁷	2,20 × 10 ⁻⁷	2,00 × 10 ⁻⁵	2,10 × 10 ⁻⁵	4,30 × 10 ⁻⁵	3,49 × 10 ⁻¹⁸	3,98 × 10 ⁻¹⁸	4,61 × 10 ⁻¹⁸	1,68 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,583 × 10 ⁻³
²³⁸ Pu	2,30 × 10 ⁻⁷	2,40 × 10 ⁻⁷	4,00 × 10 ⁻⁷	4,60 × 10 ⁻⁵	4,40 × 10 ⁻⁵	7,40 × 10 ⁻⁵	2,25 × 10 ⁻¹⁸	2,56 × 10 ⁻¹⁸	2,97 × 10 ⁻¹⁸	1,26 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,548 × 10 ⁻³
²³⁹ Pu	2,50 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁷	5,00 × 10 ⁻⁵	4,80 × 10 ⁻⁵	7,70 × 10 ⁻⁵	5,08 × 10 ⁻¹⁸	5,79 × 10 ⁻¹⁸	6,70 × 10 ⁻¹⁸	1,25 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	7,277 × 10 ⁻⁴
²⁴⁰ Pu	2,50 × 10 ⁻⁷	2,70 × 10 ⁻⁷	4,20 × 10 ⁻⁷	5,00 × 10 ⁻⁵	4,80 × 10 ⁻⁵	7,70 × 10 ⁻⁵	2,17 × 10 ⁻¹⁸	2,47 × 10 ⁻¹⁸	2,86 × 10 ⁻¹⁸	1,23 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,363 × 10 ⁻³
²⁴¹ Pu	4,80 × 10 ⁻⁹	5,10 × 10 ⁻⁹	5,70 × 10 ⁻⁹	9,00 × 10 ⁻⁷	8,30 × 10 ⁻⁷	9,70 × 10 ⁻⁷	3,31 × 10 ⁻¹⁹	3,77 × 10 ⁻¹⁹	4,37 × 10 ⁻¹⁹	6,96 × 10 ⁻¹⁶	0,00 × 10 ⁰	5,239 × 10 ⁻⁶
²⁴² Pu	2,40 × 10 ⁻⁷	2,60 × 10 ⁻⁷	4,00 × 10 ⁻⁷	4,80 × 10 ⁻⁵	4,50 × 10 ⁻⁵	7,30 × 10 ⁻⁵	1,91 × 10 ⁻¹⁸	2,18 × 10 ⁻¹⁸	2,52 × 10 ⁻¹⁸	1,04 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,291 × 10 ⁻³
²²⁶ Ra	2,80 × 10 ⁻⁷	8,01 × 10 ⁻⁷	9,62 × 10 ⁻⁷	3,52 × 10 ⁻⁶	4,93 × 10 ⁻⁶	1,11 × 10 ⁻⁵	2,05 × 10 ⁻¹³	2,33 × 10 ⁻¹³	2,70 × 10 ⁻¹³	3,01 × 10 ⁻¹⁰	4,84 × 10 ⁻¹⁰	1,785 × 10 ⁰
²²⁸ Ra	6,90 × 10 ⁻⁷	3,90 × 10 ⁻⁶	5,70 × 10 ⁻⁶	2,63 × 10 ⁻⁶	4,66 × 10 ⁻⁶	1,02 × 10 ⁻⁵	1,09 × 10 ⁻¹³	1,24 × 10 ⁻¹³	1,44 × 10 ⁻¹³	1,62 × 10 ⁻¹⁰	2,28 × 10 ⁻¹⁰	9,652 × 10 ⁻¹
²²² Rn	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	9,0 × 10 ⁻⁹⁽⁵⁾	9,0 × 10 ⁻⁹⁽⁵⁾	9,0 × 10 ⁻⁹⁽⁵⁾	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	DF _{ing,i} [Sv/Bq]			DF _{inh,i} [Sv/Bq]			DF _{ext,i} [Sv/h per Bq/m ²]			DF _{sub,i} [Sv/h per Bq/m ²]	DF _{skin,i} [Sv/h per Bq/m ²]	E _{y,i} [MeV/dis]
	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind	Volwassene	Kind	Jong kind			
⁷⁹ Se	2,90 × 10 ⁻⁹	1,40 × 10 ⁻⁸	2,80 × 10 ⁻⁸	1,10 × 10 ⁻⁹	5,60 × 10 ⁻⁹	1,30 × 10 ⁻⁸	2,95 × 10 ⁻¹⁹	3,36 × 10 ⁻¹⁹	3,89 × 10 ⁻¹⁹	1,42 × 10 ⁻¹⁴	4,34 × 10 ⁻¹¹	0,00 × 10 ⁰
¹²⁶ Sn	5,07 × 10 ⁻⁹	1,06 × 10 ⁻⁸	3,22 × 10 ⁻⁸	2,84 × 10 ⁻⁸	4,17 × 10 ⁻⁸	1,02 × 10 ⁻⁷	2,14 × 10 ⁻¹³	2,44 × 10 ⁻¹³	2,82 × 10 ⁻¹³	3,23 × 10 ⁻¹⁰	3,14 × 10 ⁻¹⁰	2,022 × 10 ⁰
⁹⁰ Sr	3,07 × 10 ⁻⁸	6,59 × 10 ⁻⁸	9,30 × 10 ⁻⁸	3,75 × 10 ⁻⁸	5,37 × 10 ⁻⁸	1,19 × 10 ⁻⁷	7,86 × 10 ⁻¹⁶	8,97 × 10 ⁻¹⁶	1,04 × 10 ⁻¹⁵	3,21 × 10 ⁻¹²	4,22 × 10 ⁻¹⁰	1,237 × 10 ⁻⁶
⁹⁹ Tc	6,40 × 10 ⁻¹⁰	1,30 × 10 ⁻⁹	4,80 × 10 ⁻⁹	4,00 × 10 ⁻⁹	5,70 × 10 ⁻⁹	1,30 × 10 ⁻⁸	2,09 × 10 ⁻¹⁸	2,38 × 10 ⁻¹⁸	2,76 × 10 ⁻¹⁸	1,03 × 10 ⁻¹³	9,81 × 10 ⁻¹¹	7,040 × 10 ⁻⁷
²²⁸ Th	1,43 × 10 ⁻⁷	4,31 × 10 ⁻⁷	1,09 × 10 ⁻⁶	4,30 × 10 ⁻⁵	5,90 × 10 ⁻⁵	1,38 × 10 ⁻⁴	1,86 × 10 ⁻¹³	2,12 × 10 ⁻¹³	2,46 × 10 ⁻¹³	2,75 × 10 ⁻¹⁰	4,58 × 10 ⁻¹⁰	1,482 × 10 ⁰
²²⁹ Th	6,13 × 10 ⁻⁷	1,17 × 10 ⁻⁶	2,38 × 10 ⁻⁶	1,25 × 10 ⁻⁴	1,39 × 10 ⁻⁴	2,51 × 10 ⁻⁴	2,85 × 10 ⁻¹⁴	3,25 × 10 ⁻¹⁴	3,77 × 10 ⁻¹⁴	5,01 × 10 ⁻¹¹	5,88 × 10 ⁻¹⁰	3,264 × 10 ⁻¹
²³⁰ Th	2,10 × 10 ⁻⁷	2,40 × 10 ⁻⁷	4,10 × 10 ⁻⁷	4,30 × 10 ⁻⁵	4,30 × 10 ⁻⁵	7,40 × 10 ⁻⁵	2,06 × 10 ⁻¹⁷	2,35 × 10 ⁻¹⁷	2,72 × 10 ⁻¹⁷	5,33 × 10 ⁻¹⁴	0,00 × 10 ⁰	1,277 × 10 ⁻³
²³² Th	2,30 × 10 ⁻⁷	2,90 × 10 ⁻⁷	4,50 × 10 ⁻⁷	4,50 × 10 ⁻⁵	5,00 × 10 ⁻⁵	8,10 × 10 ⁻⁵	8,78 × 10 ⁻¹⁸	1,00 × 10 ⁻¹⁷	1,16 × 10 ⁻¹⁷	2,61 × 10 ⁻¹⁴	2,05 × 10 ⁻¹³	1,243 × 10 ⁻³
²³² U	3,30 × 10 ⁻⁷	5,70 × 10 ⁻⁷	8,20 × 10 ⁻⁷	7,80 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	2,40 × 10 ⁻⁵	1,53 × 10 ⁻¹⁷	1,74 × 10 ⁻¹⁷	2,01 × 10 ⁻¹⁷	4,21 × 10 ⁻¹⁴	3,42 × 10 ⁻¹³	1,685 × 10 ⁻³
²³³ U	5,10 × 10 ⁻⁸	7,80 × 10 ⁻⁸	1,40 × 10 ⁻⁷	3,60 × 10 ⁻⁶	4,90 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	2,44 × 10 ⁻¹⁷	2,78 × 10 ⁻¹⁷	3,22 × 10 ⁻¹⁷	5,11 × 10 ⁻¹⁴	7,76 × 10 ⁻¹⁴	1,225 × 10 ⁻³
²³⁴ U	4,90 × 10 ⁻⁸	7,40 × 10 ⁻⁸	1,30 × 10 ⁻⁷	3,50 × 10 ⁻⁶	4,80 × 10 ⁻⁶	1,10 × 10 ⁻⁵	6,62 × 10 ⁻¹⁸	7,55 × 10 ⁻¹⁸	8,74 × 10 ⁻¹⁸	2,20 × 10 ⁻¹⁴	2,40 × 10 ⁻¹³	1,450 × 10 ⁻³
²³⁵ U	4,73 × 10 ⁻⁸	7,17 × 10 ⁻⁸	1,33 × 10 ⁻⁷	3,10 × 10 ⁻⁶	4,30 × 10 ⁻⁶	1,00 × 10 ⁻⁵	1,33 × 10 ⁻¹⁴	1,52 × 10 ⁻¹⁴	1,76 × 10 ⁻¹⁴	2,49 × 10 ⁻¹¹	1,06 × 10 ⁻¹⁰	1,894 × 10 ⁻¹
²³⁶ U	4,70 × 10 ⁻⁸	7,00 × 10 ⁻⁸	1,30 × 10 ⁻⁷	3,20 × 10 ⁻⁶	4,50 × 10 ⁻⁶	1,00 × 10 ⁻⁵	3,42 × 10 ⁻¹⁸	3,90 × 10 ⁻¹⁸	4,52 × 10 ⁻¹⁸	1,39 × 10 ⁻¹⁴	2,17 × 10 ⁻¹³	1,202 × 10 ⁻³
²³⁸ U	4,84 × 10 ⁻⁸	7,54 × 10 ⁻⁸	1,45 × 10 ⁻⁷	2,91 × 10 ⁻⁶	4,01 × 10 ⁻⁶	9,43 × 10 ⁻⁶	2,63 × 10 ⁻¹⁵	3,00 × 10 ⁻¹⁵	3,47 × 10 ⁻¹⁵	5,89 × 10 ⁻¹⁴	2,76 × 10 ⁻¹⁰	3,218 × 10 ⁻²
⁹³ Zr	1,10 × 10 ⁻⁹	5,80 × 10 ⁻¹⁰	7,60 × 10 ⁻¹⁰	1,00 × 10 ⁻⁸	4,10 × 10 ⁻⁹	3,10 × 10 ⁻⁹	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰

Tabel 14-142: Equivalente dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting en equivalente submersie- en externe dosiscoëfficiënten voor de huid, voor volwassenen [OD-042].

RN	HF _{skin,i} [(Sv/h)/(Bq/m ²)]	HF _{skin,ext,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	HF _{skin,sub,i} [(Sv/h)/(Bq/m ³)]
²²⁷ Ac	5,24 × 10 ⁻¹⁰	6,06 × 10 ⁻¹⁴	2,99 × 10 ⁻¹⁰
^{108m} Ag	2,27 × 10 ⁻¹¹	2,17 × 10 ⁻¹³	3,38 × 10 ⁻¹⁰
²⁴¹ Am	2,51 × 10 ⁻¹³	1,12 × 10 ⁻¹⁵	4,61 × 10 ⁻¹²
^{242m} Am	1,48 × 10 ⁻¹⁰	1,67 × 10 ⁻¹⁵	3,07 × 10 ⁻¹¹
²⁴³ Am	2,63 × 10 ⁻¹⁰	1,98 × 10 ⁻¹⁴	6,75 × 10 ⁻¹¹
¹⁰ Be	1,94 × 10 ⁻¹⁰	1,14 × 10 ⁻¹⁶	4,64 × 10 ⁻¹¹
¹⁴ C	3,31 × 10 ⁻¹¹	4,57 × 10 ⁻¹⁹	8,75 × 10 ⁻¹³
⁴¹ Ca	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
³⁶ Cl	1,94 × 10 ⁻¹⁰	6,48 × 10 ⁻¹⁶	5,29 × 10 ⁻¹¹
²⁴⁴ Cm	0,00 × 10 ⁰	1,76 × 10 ⁻¹⁷	1,41 × 10 ⁻¹³
¹³⁵ Cs	5,13 × 10 ⁻¹¹	1,12 × 10 ⁻¹⁸	3,26 × 10 ⁻¹²
¹³⁷ Cs	1,82 × 10 ⁻¹⁰	7,71 × 10 ⁻¹⁴	1,58 × 10 ⁻¹⁰
³ H	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
¹²⁹ I	2,17 × 10 ⁻¹¹	5,33 × 10 ⁻¹⁶	3,96 × 10 ⁻¹²
⁹³ Mo	0,00 × 10 ⁰	1,08 × 10 ⁻¹⁶	8,75 × 10 ⁻¹³
^{93m} Nb	0,00 × 10 ⁰	1,89 × 10 ⁻¹⁷	1,54 × 10 ⁻¹³
⁹⁴ Nb	1,60 × 10 ⁻¹⁰	2,16 × 10 ⁻¹³	3,43 × 10 ⁻¹⁰
⁵⁸ Ni	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
⁶³ Ni	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²³⁶ Np	0,00 × 10 ⁰	1,04 × 10 ⁻¹⁴	3,33 × 10 ⁻¹¹
²³⁷ Np	1,90 × 10 ⁻¹⁰	2,44 × 10 ⁻¹⁴	6,53 × 10 ⁻¹¹
²³¹ Pa	7,53 × 10 ⁻¹²	4,32 × 10 ⁻¹⁵	8,78 × 10 ⁻¹²
²¹⁰ Pb	2,17 × 10 ⁻¹⁰	4,40 × 10 ⁻¹⁵	8,33 × 10 ⁻¹¹
¹⁰⁷ Pd	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰	0,00 × 10 ⁰
²¹⁰ Po	0,00 × 10 ⁰	1,17 × 10 ⁻¹⁸	1,73 × 10 ⁻¹⁵
²³⁶ Pu	0,00 × 10 ⁰	2,22 × 10 ⁻¹⁷	1,74 × 10 ⁻¹³
²³⁸ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,83 × 10 ⁻¹⁷	1,47 × 10 ⁻¹³
²³⁹ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,22 × 10 ⁻¹⁷	6,70 × 10 ⁻¹⁴
²⁴⁰ Pu	0,00 × 10 ⁰	1,75 × 10 ⁻¹⁷	1,41 × 10 ⁻¹³
²⁴¹ Pu	0,00 × 10 ⁰	4,26 × 10 ⁻¹⁹	1,30 × 10 ⁻¹⁵
²⁴² Pu	0,00 × 10 ⁰	1,47 × 10 ⁻¹⁷	1,18 × 10 ⁻¹³
²²⁶ Ra	4,84 × 10 ⁻¹⁰	2,65 × 10 ⁻¹³	5,62 × 10 ⁻¹⁰
²²⁸ Ra	2,28 × 10 ⁻¹⁰	1,39 × 10 ⁻¹³	2,84 × 10 ⁻¹⁰
⁷⁹ Se	4,34 × 10 ⁻¹¹	6,08 × 10 ⁻¹⁹	1,34 × 10 ⁻¹²
¹²⁶ Sn	3,14 × 10 ⁻¹⁰	2,80 × 10 ⁻¹³	5,58 × 10 ⁻¹⁰
⁹⁰ Sr	4,22 × 10 ⁻¹⁰	3,57 × 10 ⁻¹⁴	2,58 × 10 ⁻¹⁰
⁹⁹ Tc	9,81 × 10 ⁻¹¹	3,27 × 10 ⁻¹⁸	9,86 × 10 ⁻¹²
²²⁸ Th	4,58 × 10 ⁻¹⁰	2,40 × 10 ⁻¹³	5,00 × 10 ⁻¹⁰
²²⁹ Th	5,88 × 10 ⁻¹⁰	4,22 × 10 ⁻¹⁴	2,09 × 10 ⁻¹⁰
²³⁰ Th	0,00 × 10 ⁰	3,52 × 10 ⁻¹⁷	1,62 × 10 ⁻¹³

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

RN	$HF_{\text{skin},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ²)]	$HF_{\text{skin},\text{ext},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ³)]	$HF_{\text{skin},\text{sub},i}$ [(Sv/h)/(Bq/m ³)]
²³² Th	$2,05 \times 10^{-13}$	$2,00 \times 10^{-17}$	$1,24 \times 10^{-13}$
²³² U	$3,42 \times 10^{-13}$	$3,52 \times 10^{-17}$	$2,13 \times 10^{-13}$
²³³ U	$7,76 \times 10^{-14}$	$3,89 \times 10^{-17}$	$1,65 \times 10^{-13}$
²³⁴ U	$2,40 \times 10^{-13}$	$2,16 \times 10^{-17}$	$1,53 \times 10^{-13}$
²³⁵ U	$1,06 \times 10^{-10}$	$1,68 \times 10^{-14}$	$4,02 \times 10^{-11}$
²³⁶ U	$2,17 \times 10^{-13}$	$1,66 \times 10^{-17}$	$1,29 \times 10^{-13}$
²³⁸ U	$2,76 \times 10^{-10}$	$3,07 \times 10^{-14}$	$2,01 \times 10^{-10}$
⁹³ Zr	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$	$0,00 \times 10^0$

14.19.7 Invoerdata voor het penaliserende grondscenario

Tabel 14-143 en Tabel 14-144 geven een overzicht van de elementonafhankelijke parameterwaarden gebruikt in de berekeningen voor het penaliserende grondscenario. Ook wordt aangegeven waar in de ondersteunende documenten de rationale achter deze parameterwaarde gedocumenteerd is.

Tabel 14-143: Belangrijkste parameterwaarden gebruikt in de berekening van de impact onder het penaliserende grondscenario.

Parameter		Waarde	Referentie
Algemene parameters			
f_w	Fractie afval in verspreid materiaal [-]	$4,21 \times 10^{-1}$	Tabel 1 [OD-276]
S_a	Oppervlakte gecontamineerde zone [m ²]	20 000	Tabel 7 [OD-276]
d_a	Contaminatiediepte [m]	0,5	Tabel 2 [OD-276]
ρ_s	Bulkdichtheid bodem [kg/m ³]	1 640	Tabel 32 [OD-051]
F_s	Reductiefactor voor beperkte oppervlakte gecontamineerde zone [-]	1	Tabel 26 [OD-276]
η	Porositeit van de bodem [-]	0,388	Tabel 23 [OD-051]
Sat	Saturatiegraad van de bodem [-]	0,5	Tabel 15 [OD-276]
Evasie van ¹⁴CO₂ en fotosynthese			
$\lambda_{ev,C14}$	Evasieconstante van ¹⁴ CO ₂ [a ⁻¹]	2,2	Tabel 2 [OD-276]
d_{ev}	Evasiediepte [m]	0,3	Tabel 2 [OD-276]
h_{mix}	Menghoogte van ¹⁴ CO ₂ voor fotosynthese [m]	1	Tabel 7 [OD-276]
h_{mix}	Menghoogte van ¹⁴ CO ₂ voor inhalatie [m]	2	Tabel 7 [OD-276]
u	Gemiddelde windsnelheid [m/s]	2	Tabel 7 [OD-276]
S_s	Concentratie stabiele koolstof in landbouwgrond [gC/kg _{dw}]	23	Tabel 18 [OD-041]
S_s	Concentratie stabiele koolstof in bodem weiland [gC/kg _{dw}]	16	Tabel 18 [OD-041]
S_{air}	Concentratie stabiele koolstof in lucht [gC/m ³]	0,18	Tabel 14 [OD-276]
f_s	Fractie koolstof in planten uit de bodem [-]	0,02	Tabel 14 [OD-276]
f_{air}	Fractie koolstof in planten uit de lucht [-]	0,98	Tabel 14 [OD-276]
Radoninhalatie			
$K_{Rn/Ra}$	Conversiefactor voor radonexhalatie buitenshuis [kg/m ³]	0,009	Tabel 8 [OD-276]
K_l	Luchtverversingsgraad woning [h ⁻¹]	1	Tabel 9 [OD-276]
V_l	Intern volume van de woning [m ³]	250	Tabel 9 [OD-276]
S_f	Vloeroppervlakte van de woning [m ²]	100	Tabel 9 [OD-276]
f_{floor}	Fractie van de radonflux uit de ondergrond die door de vloerplaat gaat [-]	0,25	Tabel 10 [OD-276]
E	Emanatiecoëfficiënt van radon [-]	0,25	Tabel 10 [OD-276]
f_d	Toevoerdebiet van bodemgas doorheen scheuren [m ³ /s]	$6,94 \times 10^{-5}$	Tabel 11 [OD-276]

Tabel 14-144: Blootstellingssituatie-afhankelijke parameters onder het penaliserende grondscenario (n.v.t. = niet van toepassing).

	Parameter	Verblijf buitenshuis	Activiteit buitenshuis	Verblijf binnenshuis	Referentie
T _a	Blootstellingsduur [h/a]	volwassene: 900 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 600 kind: 365 jong kind: 365	volwassene: 5 256 kind: 6 260 jong kind: 7 700	Tabel 20 [OD-276]
m _{sa}	Stofbelasting [kg/m ³]	3,0 × 10 ⁻⁸	tuinier: 2,3 × 10 ⁻⁷ spel: 6,0 × 10 ⁻⁸	1,5 × 10 ⁻⁸	Tabel 4 [OD-276]
Q _{inh}	Inhalatiedebiet [m ³ /h]	volwassene: 1,21 kind: 0,89 jong kind: 0,22	volwassene: 1,69 kind: 1,12 jong kind: 0,35	volwassene: 0,74 kind: 0,57 jong kind: 0,23	Tabel 20 [OD-276]
EQF	Evenwichtsfactor voor dochters van radon [-]	0,6	0,6	0,4	Tabel 21 & Tabel 22 [OD-276]
v _d	Afzettingssnelheid van stof op de huid [m/s]	n.v.t.	4,0 × 10 ⁻³	n.v.t.	Tabel 33 [OD-043] (2,5 μm)
T _{skin}	Opbouwtijd voor huidbesmetting [h]	n.v.t.	volwassene: 8 kind: 4 jong kind: 4	n.v.t.	Tabel 6 [OD-276]
SA _e	Blootgestelde fractie huidoppervlak [-]	n.v.t.	volwassene: 0,175 kind: 0,52 jong kind: 0,53	n.v.t.	Tabel 32 [OD-043]
SF	Afschermingsfactor voor externe bestraling [-]	1	1	0,4	Tabel 26 [OD-276]

14.19.8 Maximale effectieve doses van individuele radionucliden onder de belangrijkste scenario's gebruikt in de veiligheidsanalyse

14.19.8.1 Referentiescenario (RS)

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder het RS over de relevante tijdschalen [$t_0 + 100$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-145.

Tabel 14-145: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het RS met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.1 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis RS [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$3,06 \times 10^{-3}$	1 121
²⁴¹ Am	$2,79 \times 10^{-3}$	2 000
^{242m} Am	$2,54 \times 10^{-7}$	1 753
²⁴³ Am	$2,00 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$7,82 \times 10^{-6}$	1 344
¹⁴ C	$2,07 \times 10^{-4}$	2 000
⁴¹ Ca	$1,97 \times 10^{-3}$	1 641
³⁶ Cl	$2,48 \times 10^{-3}$	1 395
²⁴⁴ Cm	$1,30 \times 10^{-4}$	2 000
¹³⁵ Cs	$1,75 \times 10^{-4}$	1 349
¹³⁷ Cs	$3,67 \times 10^{-6}$	695
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$1,13 \times 10^{-2}$	1 344
⁹³ Mo	$5,34 \times 10^{-3}$	1 349
⁹⁴ Nb	$2,58 \times 10^{-2}$	2 000
⁵⁹ Ni	$3,45 \times 10^{-3}$	1 619
⁶³ Ni	$9,31 \times 10^{-5}$	1 001
²³⁶ Np	$2,73 \times 10^{-5}$	1 641
²³⁷ Np	$1,04 \times 10^{-3}$	1 619
¹⁰⁷ Pd	$4,86 \times 10^{-7}$	1 574
²³⁸ Pu	$8,22 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁹ Pu	$2,62 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴⁰ Pu	$2,36 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴¹ Pu	$1,96 \times 10^{-3}$	2 000
²⁴² Pu	$6,77 \times 10^{-5}$	2 000
⁷⁹ Se	$5,90 \times 10^{-4}$	1 350
¹²⁶ Sn	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁰ Sr	$6,34 \times 10^{-9}$	728
⁹⁹ Tc	$3,42 \times 10^{-3}$	1 349
²²⁹ Th	$8,58 \times 10^{-6}$	2 000
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$2,00 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$6,01 \times 10^{-3}$	2 000

Radionuclide	Piekdosis RS [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²³⁵ U	$4,34 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$1,71 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁸ U	$7,26 \times 10^{-5}$	2 000
⁹³ Zr	$3,84 \times 10^{-5}$	1 574
Totaal	0,096	2 000

14.19.8.2 Alternatieve evolutiescenario's

14.19.8.2.1 AES1-1: vroege aardbeving

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES1-1 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-146.

Tabel 14-146: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES1-1 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES1-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$1,03 \times 10^{-2}$	466
²⁴¹ Am	$7,40 \times 10^{-3}$	1 574
^{242m} Am	$2,37 \times 10^{-6}$	1 202
²⁴³ Am	$3,63 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$9,79 \times 10^{-6}$	687
¹⁴ C	$5,69 \times 10^{-4}$	2 000
⁴¹ Ca	$2,03 \times 10^{-3}$	1 000
³⁶ Cl	$2,93 \times 10^{-3}$	748
²⁴⁴ Cm	$1,57 \times 10^{-4}$	1 776
¹³⁵ Cs	$2,20 \times 10^{-4}$	687
¹³⁷ Cs	$1,55 \times 10^{-2}$	387
³ H	$1,61 \times 10^{-10}$	387
¹²⁹ I	$1,42 \times 10^{-2}$	687
⁹³ Mo	$7,57 \times 10^{-3}$	692
⁹⁴ Nb	$3,10 \times 10^{-2}$	1 888
⁵⁹ Ni	$3,68 \times 10^{-3}$	983
⁶³ Ni	$2,97 \times 10^{-3}$	700
²³⁶ Np	$2,91 \times 10^{-5}$	1 000
²³⁷ Np	$1,10 \times 10^{-3}$	983
¹⁰⁷ Pd	$5,20 \times 10^{-7}$	926
²³⁸ Pu	$9,68 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁹ Pu	$3,12 \times 10^{-2}$	1 888
²⁴⁰ Pu	$2,85 \times 10^{-2}$	1 776
²⁴¹ Pu	$5,22 \times 10^{-3}$	1 574
²⁴² Pu	$8,05 \times 10^{-5}$	1 978
⁷⁹ Se	$7,62 \times 10^{-4}$	698
¹²⁶ Sn	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁰ Sr	$3,57 \times 10^{-5}$	423

Radionuclide	Piekdosis AES1-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
⁹⁹ Tc	$4,31 \times 10^{-3}$	687
²²⁹ Th	$1,03 \times 10^{-5}$	1 798
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$2,89 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$6,94 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁵ U	$4,99 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$1,01 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁸ U	$4,10 \times 10^{-4}$	2 000
⁹³ Zr	$4,10 \times 10^{-5}$	926
Totaal	0,118	1 798

14.19.8.2.2 AES1-2: Vroege en zware aardbeving

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES1-2 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-147.

Tabel 14-147: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES1-2 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES1-2 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$3,05 \times 10^{-1}$	361
²⁴¹ Am	$9,76 \times 10^{-2}$	963
^{242m} Am	$1,07 \times 10^{-4}$	810
²⁴³ Am	$1,82 \times 10^{-2}$	1 462
¹⁰ Be	$2,07 \times 10^{-4}$	361
¹⁴ C	$3,53 \times 10^{-3}$	1 776
⁴¹ Ca	$1,08 \times 10^{-2}$	396
³⁶ Cl	$3,48 \times 10^{-2}$	378
²⁴⁴ Cm	$8,31 \times 10^{-4}$	1 139
¹³⁵ Cs	$4,56 \times 10^{-3}$	361
¹³⁷ Cs	$1,24 \times 10^0$	360
³ H	$2,96 \times 10^{-8}$	360
¹²⁹ I	$3,00 \times 10^{-1}$	361
⁹³ Mo	$1,60 \times 10^{-1}$	362
⁹⁴ Nb	$1,57 \times 10^{-1}$	1 166
⁵⁹ Ni	$1,94 \times 10^{-2}$	479
⁶³ Ni	$1,87 \times 10^{-1}$	455
²³⁶ Np	$3,15 \times 10^{-5}$	461
²³⁷ Np	$5,79 \times 10^{-3}$	457
¹⁰⁷ Pd	$2,91 \times 10^{-6}$	440
²³⁸ Pu	$5,19 \times 10^{-4}$	763
²³⁹ Pu	$1,57 \times 10^{-1}$	1 166
²⁴⁰ Pu	$1,51 \times 10^{-1}$	1 139
²⁴¹ Pu	$6,80 \times 10^{-2}$	963
²⁴² Pu	$3,98 \times 10^{-4}$	1 176

Radionuclide	Piekdosis AES1-2 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
⁷⁹ Se	$1,33 \times 10^{-2}$	364
¹²⁶ Sn	$1,09 \times 10^{-8}$	2 000
⁹⁰ Sr	$9,74 \times 10^{-3}$	372
⁹⁹ Tc	$8,99 \times 10^{-2}$	362
²²⁹ Th	$5,45 \times 10^{-5}$	1 143
²³² U	$2,40 \times 10^{-10}$	1 076
²³³ U	$1,65 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁴ U	$2,02 \times 10^{-2}$	2 000
²³⁵ U	$2,31 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁶ U	$8,96 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁸ U	$3,61 \times 10^{-3}$	2 000
⁹³ Zr	$2,29 \times 10^{-4}$	442
Totaal	2,11	361

14.19.8.2.3 AES2-1: Val van een militair vliegtuig

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES2-1 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-148.

Tabel 14-148: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES2-1 met inachtneming van groei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES2-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$6,22 \times 10^{-3}$	688
²⁴¹ Am	$5,65 \times 10^{-3}$	1 709
^{242m} Am	$1,34 \times 10^{-6}$	1 266
²⁴³ Am	$3,38 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$7,30 \times 10^{-6}$	692
¹⁴ C	$4,96 \times 10^{-4}$	2 000
⁴¹ Ca	$1,94 \times 10^{-3}$	1 297
³⁶ Cl	$2,15 \times 10^{-3}$	1 026
²⁴⁴ Cm	$1,53 \times 10^{-4}$	1 978
¹³⁵ Cs	$1,62 \times 10^{-4}$	693
¹³⁷ Cs	$7,74 \times 10^{-3}$	387
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$1,06 \times 10^{-2}$	692
⁹³ Mo	$5,41 \times 10^{-3}$	698
⁹⁴ Nb	$3,06 \times 10^{-2}$	2 000
⁵⁹ Ni	$3,33 \times 10^{-3}$	1 228
⁶³ Ni	$1,48 \times 10^{-3}$	700
²³⁶ Np	$2,61 \times 10^{-5}$	1 239
²³⁷ Np	$9,97 \times 10^{-4}$	1 228
¹⁰⁷ Pd	$4,61 \times 10^{-7}$	1 213
²³⁸ Pu	$9,18 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁹ Pu	$3,08 \times 10^{-2}$	2 000

Radionuclide	Piekdosis AES2-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²⁴⁰ Pu	$2,78 \times 10^{-2}$	1 978
²⁴¹ Pu	$3,98 \times 10^{-3}$	1 709
²⁴² Pu	$7,97 \times 10^{-5}$	2 000
⁷⁹ Se	$5,29 \times 10^{-4}$	769
¹²⁶ Sn	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁰ Sr	$1,79 \times 10^{-5}$	423
⁹⁹ Tc	$3,18 \times 10^{-3}$	693
²²⁹ Th	$1,01 \times 10^{-5}$	2 000
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$2,70 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$6,61 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁵ U	$4,80 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$7,49 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁸ U	$3,05 \times 10^{-4}$	2 000
⁹³ Zr	$3,64 \times 10^{-5}$	1 218
Totaal	0,114	2 000

14.19.8.2.4 AES2-2: Val van een groot passagiersvliegtuig

14.19.8.2.4.1 Rekengeval 'uitloging'

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder het rekengeval 'uitloging' van AES2-2 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-149.

Tabel 14-149: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het rekengeval 'uitloging' van AES2-2 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES2-2 – rekengeval 'uitloging' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$1,52 \times 10^{-1}$	361
²⁴¹ Am	$4,88 \times 10^{-2}$	963
^{242m} Am	$5,34 \times 10^{-5}$	810
²⁴³ Am	$9,85 \times 10^{-3}$	1 798
¹⁰ Be	$1,04 \times 10^{-4}$	361
¹⁴ C	$1,93 \times 10^{-3}$	2 000
⁴¹ Ca	$5,41 \times 10^{-3}$	396
³⁶ Cl	$1,74 \times 10^{-2}$	378
²⁴⁴ Cm	$4,21 \times 10^{-4}$	1 507
¹³⁵ Cs	$2,28 \times 10^{-3}$	361
¹³⁷ Cs	$6,21 \times 10^{-1}$	360
³ H	$1,48 \times 10^{-8}$	360
¹²⁹ I	$1,50 \times 10^{-1}$	361
⁹³ Mo	$7,98 \times 10^{-2}$	362
⁹⁴ Nb	$8,17 \times 10^{-2}$	1 574
⁵⁹ Ni	$9,70 \times 10^{-3}$	479

Radionuclide	Piekdosis AES2-2 – rekengeval 'uitlozing' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
⁶³ Ni	$9,37 \times 10^{-2}$	455
²³⁶ Np	$1,62 \times 10^{-5}$	1 266
²³⁷ Np	$2,90 \times 10^{-3}$	457
¹⁰⁷ Pd	$1,45 \times 10^{-6}$	440
²³⁸ Pu	$2,60 \times 10^{-4}$	763
²³⁹ Pu	$8,19 \times 10^{-2}$	1 574
²⁴⁰ Pu	$7,67 \times 10^{-2}$	1 507
²⁴¹ Pu	$3,40 \times 10^{-2}$	963
²⁴² Pu	$2,10 \times 10^{-4}$	1 597
⁷⁹ Se	$6,66 \times 10^{-3}$	364
¹²⁶ Sn	$5,45 \times 10^{-9}$	2 000
⁹⁰ Sr	$4,87 \times 10^{-3}$	372
⁹⁹ Tc	$4,49 \times 10^{-2}$	362
²²⁹ Th	$2,77 \times 10^{-5}$	1 507
²³² U	$1,20 \times 10^{-10}$	1 076
²³³ U	$9,52 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$1,33 \times 10^{-2}$	2 000
²³⁵ U	$1,38 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁶ U	$4,72 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁸ U	$1,91 \times 10^{-3}$	2 000
⁹³ Zr	$1,15 \times 10^{-4}$	442
Totaal	1,05	361

14.19.8.2.4.2 Rekengeval 'directe blootstelling'

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-150.

Tabel 14-150: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het rekengeval 'directe blootstelling' van AES2-2 voor vliegtuigval op $t_0 + 350$ a; en tijdstip van optreden van de piekimpact (impact van dochternucliden wordt hier niet bij de moeder geteld).

Radionuclide	Piekdosis AES2-2 – rekengeval 'directe blootstelling' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²²⁷ Ac	$9,07 \times 10^{-5}$	2 000
^{108m} Ag	$1,97 \times 10^{-2}$	350
²⁴¹ Am	$2,14 \times 10^{-2}$	350
^{242m} Am	$2,26 \times 10^{-5}$	350
²⁴³ Am	$2,75 \times 10^{-3}$	350
¹⁰ Be	$2,75 \times 10^{-8}$	350
¹⁴ C	$5,58 \times 10^{-4}$	350
⁴¹ Ca	$5,87 \times 10^{-5}$	350
³⁶ Cl	$1,11 \times 10^{-5}$	350

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Radionuclide	Piekdosis AES2-2 – rekengeval 'directe blootstelling' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t ₀]
²⁴⁴ Cm	$5,72 \times 10^{-9}$	350
¹³⁵ Cs	$1,02 \times 10^{-7}$	350
¹³⁷ Cs	$1,36 \times 10^{-2}$	350
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$2,30 \times 10^{-5}$	350
^{93m} Nb	$9,28 \times 10^{-6}$	350
⁹³ Mo	$6,02 \times 10^{-7}$	350
⁹⁴ Nb	$6,10 \times 10^{-1}$	350
⁵⁹ Ni	$4,24 \times 10^{-5}$	350
⁶³ Ni	$9,92 \times 10^{-4}$	350
²³⁶ Np	$2,05 \times 10^{-6}$	350
²³⁷ Np	$1,96 \times 10^{-4}$	2 000
²³¹ Pa	$2,38 \times 10^{-5}$	2 000
²¹⁰ Pb	$4,26 \times 10^{-5}$	2 000
¹⁰⁷ Pd	$3,52 \times 10^{-9}$	350
²¹⁰ Po	$7,31 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁶ Pu	$5,06 \times 10^{-8}$	350
²³⁸ Pu	$8,31 \times 10^{-4}$	350
²³⁹ Pu	$4,04 \times 10^{-3}$	350
²⁴⁰ Pu	$4,15 \times 10^{-3}$	350
²⁴¹ Pu	$3,86 \times 10^{-10}$	350
²⁴² Pu	$9,97 \times 10^{-6}$	350
²²⁶ Ra	$6,50 \times 10^{-4}$	2 000
²²⁸ Ra	$5,99 \times 10^{-9}$	2 000
²²² Rn	$1,25 \times 10^{-4}$	2 000
⁷⁹ Se	$3,51 \times 10^{-7}$	350
¹²⁶ Sn	$2,34 \times 10^{-3}$	350
⁹⁰ Sr	$7,71 \times 10^{-6}$	350
⁹⁹ Tc	$7,82 \times 10^{-6}$	350
²²⁸ Th	$1,41 \times 10^{-5}$	350
²²⁹ Th	$1,59 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁰ Th	$5,18 \times 10^{-5}$	2 000
²³² Th	$2,28 \times 10^{-10}$	2 000
²³² U	$3,82 \times 10^{-7}$	350
²³³ U	$1,53 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁴ U	$5,64 \times 10^{-4}$	350
²³⁵ U	$4,66 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$4,03 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁸ U	$6,68 \times 10^{-4}$	350
⁹³ Zr	$2,42 \times 10^{-7}$	350
Totaal	0,683	350

14.19.8.2.5 AES3-1: Versnelde erosie

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES3-1 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-151.

Tabel 14-151: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES3-1 met inachtneming van groei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES3-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$6,30 \times 10^{-3}$	763
²⁴¹ Am	$4,63 \times 10^{-3}$	1 866
^{242m} Am	$6,24 \times 10^{-7}$	1 507
²⁴³ Am	$3,13 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$9,77 \times 10^{-6}$	989
¹⁴ C	$4,22 \times 10^{-4}$	2 000
⁴¹ Ca	$2,03 \times 10^{-3}$	1 302
³⁶ Cl	$2,93 \times 10^{-3}$	1 048
²⁴⁴ Cm	$1,51 \times 10^{-4}$	2 000
¹³⁵ Cs	$2,20 \times 10^{-4}$	989
¹³⁷ Cs	$1,52 \times 10^{-5}$	685
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$1,42 \times 10^{-2}$	989
⁹³ Mo	$7,19 \times 10^{-3}$	989
⁹⁴ Nb	$3,03 \times 10^{-2}$	2 000
⁵⁹ Ni	$3,67 \times 10^{-3}$	1 281
⁶³ Ni	$3,75 \times 10^{-4}$	1 001
²³⁶ Np	$2,90 \times 10^{-5}$	1 297
²³⁷ Np	$1,10 \times 10^{-3}$	1 286
¹⁰⁷ Pd	$5,20 \times 10^{-7}$	1 228
²³⁸ Pu	$8,67 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁹ Pu	$3,05 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴⁰ Pu	$2,75 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴¹ Pu	$3,26 \times 10^{-3}$	1 866
²⁴² Pu	$7,89 \times 10^{-5}$	2 000
⁷⁹ Se	$7,62 \times 10^{-4}$	999
¹²⁶ Sn	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁰ Sr	$2,63 \times 10^{-8}$	726
⁹⁹ Tc	$4,31 \times 10^{-3}$	989
²²⁹ Th	$1,00 \times 10^{-5}$	2 000
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$2,51 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$6,28 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁵ U	$4,61 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$4,90 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁸ U	$2,01 \times 10^{-4}$	2 000

Radionuclide	Piekdosis AES3-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
⁹³ Zr	$4,10 \times 10^{-5}$	1 228
Totaal	0,112	2 000

14.19.8.2.6 AES3-2: Extreme erosie

Voor AES3-2 gelden dezelfde modelhypothesen en dus dezelfde resultaten als voor AES1-1 – zie Tabel 14-146.

14.19.8.2.7 AES4: Complexanten

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES4 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-152.

Tabel 14-152: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES4 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES4 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$2,90 \times 10^{-3}$	1 111
²⁴¹ Am	$1,19 \times 10^{-2}$	1 111
^{242m} Am	$8,73 \times 10^{-6}$	761
²⁴³ Am	$2,33 \times 10^{-3}$	1 339
¹⁰ Be	$7,41 \times 10^{-6}$	1 339
¹⁴ C	$7,32 \times 10^{-4}$	1 339
⁴¹ Ca	$1,97 \times 10^{-3}$	1 641
³⁶ Cl	$2,47 \times 10^{-3}$	1 395
²⁴⁴ Cm	$1,31 \times 10^{-4}$	2 000
¹³⁵ Cs	$1,67 \times 10^{-4}$	1 339
¹³⁷ Cs	$3,80 \times 10^{-6}$	685
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$1,07 \times 10^{-2}$	1 339
⁹³ Mo	$5,16 \times 10^{-3}$	1 266
⁹⁴ Nb	$2,60 \times 10^{-2}$	2 000
⁵⁹ Ni	$3,43 \times 10^{-3}$	1 619
⁶³ Ni	$1,27 \times 10^{-4}$	1 034
²³⁶ Np	$2,71 \times 10^{-5}$	1 619
²³⁷ Np	$1,03 \times 10^{-3}$	1 597
¹⁰⁷ Pd	$4,84 \times 10^{-7}$	1 574
²³⁸ Pu	$3,67 \times 10^{-5}$	689
²³⁹ Pu	$2,64 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴⁰ Pu	$2,38 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴¹ Pu	$8,37 \times 10^{-3}$	1 111
²⁴² Pu	$6,82 \times 10^{-5}$	2 000
⁷⁹ Se	$5,82 \times 10^{-4}$	1 344
¹²⁶ Sn	$1,88 \times 10^{-5}$	1 339
⁹⁰ Sr	$6,83 \times 10^{-9}$	726
⁹⁹ Tc	$3,27 \times 10^{-3}$	1 339

Radionuclide	Piekdosis AES4 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²²⁹ Th	$8,64 \times 10^{-6}$	2 000
²³² U	$1,02 \times 10^{-8}$	688
²³³ U	$2,10 \times 10^{-5}$	1 339
²³⁴ U	$7,65 \times 10^{-3}$	1 339
²³⁵ U	$4,37 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$2,73 \times 10^{-3}$	1 339
²³⁸ U	$1,10 \times 10^{-3}$	1 339
⁹³ Zr	$3,82 \times 10^{-5}$	1 574
Totaal	0,112	1 339

14.19.8.2.8 AES5-1: Complexanten in combinatie met een vroege aardbeving

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES5-1 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-153.

Tabel 14-153: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES5-1 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES5-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$1,03 \times 10^{-2}$	466
²⁴¹ Am	$4,06 \times 10^{-2}$	466
^{242m} Am	$1,34 \times 10^{-4}$	460
²⁴³ Am	$3,61 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$9,79 \times 10^{-6}$	687
¹⁴ C	$1,04 \times 10^{-3}$	687
⁴¹ Ca	$2,03 \times 10^{-3}$	1 000
³⁶ Cl	$2,94 \times 10^{-3}$	746
²⁴⁴ Cm	$1,56 \times 10^{-4}$	1 753
¹³⁵ Cs	$2,20 \times 10^{-4}$	687
¹³⁷ Cs	$1,55 \times 10^{-2}$	387
³ H	$1,61 \times 10^{-10}$	387
¹²⁹ I	$1,42 \times 10^{-2}$	687
⁹³ Mo	$7,58 \times 10^{-3}$	692
⁹⁴ Nb	$3,08 \times 10^{-2}$	1 888
⁵⁹ Ni	$3,66 \times 10^{-3}$	978
⁶³ Ni	$3,68 \times 10^{-3}$	687
²³⁶ Np	$2,90 \times 10^{-5}$	1 000
²³⁷ Np	$1,09 \times 10^{-3}$	983
¹⁰⁷ Pd	$5,17 \times 10^{-7}$	926
²³⁸ Pu	$1,52 \times 10^{-3}$	393
²³⁹ Pu	$3,10 \times 10^{-2}$	1 866
²⁴⁰ Pu	$2,84 \times 10^{-2}$	1 753
²⁴¹ Pu	$2,85 \times 10^{-2}$	466
²⁴² Pu	$8,00 \times 10^{-5}$	1 933
⁷⁹ Se	$7,63 \times 10^{-4}$	698

Radionuclide	Piekdosis AES5-1 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
¹²⁶ Sn	$2,49 \times 10^{-5}$	687
⁹⁰ Sr	$3,73 \times 10^{-5}$	423
⁹⁹ Tc	$4,31 \times 10^{-3}$	687
²²⁹ Th	$1,03 \times 10^{-5}$	1 776
²³² U	$7,99 \times 10^{-7}$	387
²³³ U	$2,88 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$6,90 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁵ U	$4,96 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$3,61 \times 10^{-3}$	687
²³⁸ U	$1,45 \times 10^{-3}$	687
⁹³ Zr	$4,08 \times 10^{-5}$	926
Totaal	0,188	539

14.19.8.2.9 AES5-2: Complexanten in combinatie met een vroege en zware aardbeving

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES5-2 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-154.

Tabel 14-154: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES5-2 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES5-2 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$3,05 \times 10^{-1}$	361
²⁴¹ Am	$1,20 \times 10^0$	361
^{242m} Am	$4,95 \times 10^{-3}$	361
²⁴³ Am	$6,69 \times 10^{-2}$	361
¹⁰ Be	$2,07 \times 10^{-4}$	361
¹⁴ C	$2,30 \times 10^{-2}$	361
⁴¹ Ca	$1,08 \times 10^{-2}$	396
³⁶ Cl	$3,46 \times 10^{-2}$	378
²⁴⁴ Cm	$2,54 \times 10^{-3}$	361
¹³⁵ Cs	$4,56 \times 10^{-3}$	361
¹³⁷ Cs	$1,24 \times 10^0$	360
³ H	$2,96 \times 10^{-8}$	360
¹²⁹ I	$3,00 \times 10^{-1}$	361
⁹³ Mo	$1,60 \times 10^{-1}$	362
⁹⁴ Nb	$4,61 \times 10^{-1}$	361
⁵⁹ Ni	$1,93 \times 10^{-2}$	479
⁶³ Ni	$1,86 \times 10^{-1}$	455
²³⁶ Np	$4,50 \times 10^{-5}$	361
²³⁷ Np	$5,75 \times 10^{-3}$	457
¹⁰⁷ Pd	$2,88 \times 10^{-6}$	438
²³⁸ Pu	$8,45 \times 10^{-2}$	361
²³⁹ Pu	$4,56 \times 10^{-1}$	361
²⁴⁰ Pu	$4,67 \times 10^{-1}$	361

Radionuclide	Piekdosis AES5-2 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{241}Pu	$8,29 \times 10^{-1}$	361
^{242}Pu	$1,13 \times 10^{-3}$	361
^{79}Se	$1,34 \times 10^{-2}$	364
^{126}Sn	$5,28 \times 10^{-4}$	361
^{90}Sr	$9,72 \times 10^{-3}$	372
^{99}Tc	$8,99 \times 10^{-2}$	362
^{229}Th	$1,66 \times 10^{-4}$	361
^{232}U	$4,55 \times 10^{-5}$	361
^{233}U	$3,53 \times 10^{-4}$	361
^{234}U	$1,07 \times 10^{-1}$	361
^{235}U	$6,14 \times 10^{-3}$	361
^{236}U	$7,64 \times 10^{-2}$	361
^{238}U	$3,06 \times 10^{-2}$	361
^{93}Zr	$2,28 \times 10^{-4}$	442
Totaal	6,10	361

14.19.8.2.10 AES6: Complexanten in combinatie met een versnelde erosie

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder AES6 over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-155.

Tabel 14-155: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder AES6 met inachtneming van ingroei van dochters; en tijdstip van optreden van de piekimpact.

Radionuclide	Piekdosis AES6 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
$^{108\text{m}}\text{Ag}$	$6,30 \times 10^{-3}$	763
^{241}Am	$2,53 \times 10^{-2}$	763
$^{242\text{m}}\text{Am}$	$3,49 \times 10^{-5}$	761
^{243}Am	$3,13 \times 10^{-3}$	2 000
^{10}Be	$9,77 \times 10^{-6}$	989
^{14}C	$1,00 \times 10^{-3}$	989
^{41}Ca	$2,03 \times 10^{-3}$	1 302
^{36}Cl	$2,94 \times 10^{-3}$	1 046
^{244}Cm	$1,51 \times 10^{-4}$	2 000
^{135}Cs	$2,20 \times 10^{-4}$	989
^{137}Cs	$1,52 \times 10^{-5}$	685
^3H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
^{129}I	$1,42 \times 10^{-2}$	989
^{93}Mo	$7,19 \times 10^{-3}$	989
^{94}Nb	$3,01 \times 10^{-2}$	2 000
^{59}Ni	$3,65 \times 10^{-3}$	1 281
^{63}Ni	$4,66 \times 10^{-4}$	983
^{236}Np	$2,89 \times 10^{-5}$	1 297
^{237}Np	$1,09 \times 10^{-3}$	1 281
^{107}Pd	$5,17 \times 10^{-7}$	1 228

Radionuclide	Piekdosis AES6 [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²³⁸ Pu	$1,47 \times 10^{-4}$	689
²³⁹ Pu	$3,04 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴⁰ Pu	$2,74 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴¹ Pu	$1,78 \times 10^{-2}$	763
²⁴² Pu	$7,86 \times 10^{-5}$	2 000
⁷⁹ Se	$7,63 \times 10^{-4}$	999
¹²⁶ Sn	$2,48 \times 10^{-5}$	989
⁹⁰ Sr	$2,73 \times 10^{-8}$	726
⁹⁹ Tc	$4,32 \times 10^{-3}$	989
²²⁹ Th	$9,96 \times 10^{-6}$	2 000
²³² U	$4,09 \times 10^{-8}$	688
²³³ U	$2,52 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$7,18 \times 10^{-3}$	989
²³⁵ U	$4,60 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$3,60 \times 10^{-3}$	989
²³⁸ U	$1,44 \times 10^{-3}$	989
⁹³ Zr	$4,08 \times 10^{-5}$	1 228
Totaal	0,154	910

14.19.8.3 Scenario's van onopzettelijke menselijke intrusie

14.19.8.3.1 Analyse van een boorkern

De maximale effectieve doses [mSv] van individuele radionucliden over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] onder 'analyse van een boorkern' worden gegeven in worden gegeven in Tabel 14-156.

Tabel 14-156: Maximale effectieve doses [mSv] voor radionucliden onder het HIS 'analyse van een boorkern' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.1 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'gemiddelde boorkern' [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie [mSv]
^{108m} Ag	$1,23 \times 10^{-3}$	350	$1,68 \times 10^{-1}$
²⁴¹ Am	$1,12 \times 10^{-2}$	350	$1,23 \times 10^0$
^{242m} Am	$4,99 \times 10^{-5}$	350	$3,01 \times 10^{-3}$
²⁴³ Am	$7,07 \times 10^{-4}$	350	$3,23 \times 10^{-2}$
¹⁰ Be	$3,50 \times 10^{-9}$	350	$1,91 \times 10^{-7}$
¹⁴ C	$3,12 \times 10^{-5}$	350	$1,06 \times 10^{-2}$
⁴¹ Ca	$5,52 \times 10^{-5}$	350	$2,36 \times 10^{-4}$
³⁶ Cl	$4,29 \times 10^{-7}$	350	$4,95 \times 10^{-5}$
²⁴⁴ Cm	$1,93 \times 10^{-5}$	350	$2,97 \times 10^{-3}$
¹³⁵ Cs	$2,30 \times 10^{-9}$	350	$8,79 \times 10^{-7}$
¹³⁷ Cs	$2,43 \times 10^{-3}$	350	$5,27 \times 10^{-1}$
³ H	$1,40 \times 10^{-12}$	350	$2,23 \times 10^{-10}$
¹²⁹ I	$2,06 \times 10^{-6}$	350	$1,37 \times 10^{-3}$

Radionuclide	Piekdosis 'gemiddelde boorkern' [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie [mSv]
⁹³ Mo	$1,31 \times 10^{-5}$	350	$8,72 \times 10^{-4}$
⁹⁴ Nb	$3,35 \times 10^{-2}$	350	$2,90 \times 10^0$
⁵⁹ Ni	$6,87 \times 10^{-4}$	350	$3,51 \times 10^{-1}$
⁶³ Ni	$7,77 \times 10^{-5}$	350	$3,51 \times 10^{-2}$
²³⁶ Np	$7,32 \times 10^{-7}$	770	$5,70 \times 10^{-5}$
²³⁷ Np	$2,65 \times 10^{-5}$	2 000	$6,86 \times 10^{-2}$
¹⁰⁷ Pd	$3,34 \times 10^{-10}$	350	$2,58 \times 10^{-6}$
²³⁸ Pu	$1,04 \times 10^{-3}$	350	$1,57 \times 10^{-1}$
²³⁹ Pu	$3,52 \times 10^{-3}$	350	$9,20 \times 10^{-1}$
²⁴⁰ Pu	$3,63 \times 10^{-3}$	350	$6,84 \times 10^{-1}$
²⁴¹ Pu	$7,44 \times 10^{-3}$	350	$1,10 \times 10^0$
²⁴² Pu	$8,70 \times 10^{-6}$	350	$1,51 \times 10^{-3}$
⁷⁹ Se	$6,12 \times 10^{-9}$	350	$3,67 \times 10^{-5}$
¹²⁶ Sn	$1,36 \times 10^{-4}$	350	$1,02 \times 10^{-2}$
⁹⁰ Sr	$2,07 \times 10^{-7}$	350	$2,23 \times 10^{-4}$
⁹⁹ Tc	$7,96 \times 10^{-7}$	350	$1,22 \times 10^{-3}$
²²⁹ Th	$1,45 \times 10^{-6}$	350	$1,12 \times 10^{-4}$
²³² U	$1,04 \times 10^{-6}$	350	$1,49 \times 10^{-5}$
²³³ U	$4,20 \times 10^{-6}$	2 000	$1,97 \times 10^{-2}$
²³⁴ U	$3,30 \times 10^{-4}$	2 000	$5,93 \times 10^{-2}$
²³⁵ U	$1,33 \times 10^{-4}$	2 000	$1,77 \times 10^{-2}$
²³⁶ U	$1,46 \times 10^{-4}$	350	$2,13 \times 10^{-3}$
²³⁸ U	$8,88 \times 10^{-5}$	2 000	$2,05 \times 10^{-2}$
⁹³ Zr	$1,84 \times 10^{-7}$	350	$6,08 \times 10^{-4}$
Totaal	$6,64 \times 10^{-2}$	350	

14.19.8.3.2 Boring

De maximale effectieve doses [mSv] van individuele radionucliden over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] onder 'boring' worden gegeven in Tabel 14-157.

Tabel 14-157: Maximale effectieve doses [mSv] voor radionucliden onder het HIS 'boring' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.2 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'boring' bij homogene activiteitsverdeling [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie in type III [mSv]
^{108m} Ag	$1,33 \times 10^{-4}$	350	$4,40 \times 10^{-2}$
²⁴¹ Am	$1,15 \times 10^{-3}$	350	$3,05 \times 10^{-1}$
^{242m} Am	$5,23 \times 10^{-6}$	350	$7,67 \times 10^{-4}$
²⁴³ Am	$6,68 \times 10^{-5}$	350	$7,42 \times 10^{-3}$
¹⁰ Be	$3,50 \times 10^{-10}$	350	$4,64 \times 10^{-8}$
¹⁴ C	$2,33 \times 10^{-6}$	350	$1,92 \times 10^{-3}$

Radionuclide	Piekdosis 'boring' bij homogene activiteitsverdeling [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t ₀]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie in type III [mSv]
⁴¹ Ca	1,40 × 10 ⁻⁷	350	1,46 × 10 ⁻⁶
³⁶ Cl	6,99 × 10 ⁻⁸	350	1,96 × 10 ⁻⁵
²⁴⁴ Cm	2,04 × 10 ⁻⁶	350	7,64 × 10 ⁻⁴
¹³⁵ Cs	2,42 × 10 ⁻¹⁰	350	2,24 × 10 ⁻⁷
¹³⁷ Cs	2,69 × 10⁻⁴	350	1,41 × 10⁻¹
³ H	2,59 × 10 ⁻¹³	350	9,98 × 10 ⁻¹¹
¹²⁹ I	6,17 × 10 ⁻⁸	350	9,91 × 10 ⁻⁵
⁹³ Mo	3,30 × 10 ⁻⁸	350	5,34 × 10 ⁻⁶
⁹⁴ Nb	3,80 × 10⁻³	350	7,98 × 10⁻¹
⁵⁹ Ni	2,61 × 10 ⁻⁷	350	3,23 × 10 ⁻⁴
⁶³ Ni	9,97 × 10⁻⁶	350	1,09 × 10 ⁻²
²³⁶ Np	7,14 × 10 ⁻⁸	790	1,35 × 10 ⁻⁵
²³⁷ Np	2,49 × 10 ⁻⁶	2 000	1,56 × 10 ⁻²
¹⁰⁷ Pd	3,96 × 10 ⁻¹¹	350	7,43 × 10 ⁻⁷
²³⁸ Pu	1,10 × 10⁻⁴	350	4,02 × 10⁻²
²³⁹ Pu	3,73 × 10⁻⁴	350	2,37 × 10⁻¹
²⁴⁰ Pu	3,84 × 10⁻⁴	350	1,76 × 10⁻¹
²⁴¹ Pu	7,62 × 10⁻⁴	350	2,74 × 10⁻¹
²⁴² Pu	9,21 × 10 ⁻⁷	350	3,88 × 10 ⁻⁴
⁷⁹ Se	8,22 × 10 ⁻¹⁰	350	1,20 × 10 ⁻⁵
¹²⁶ Sn	1,46 × 10⁻⁵	350	2,64 × 10 ⁻³
⁹⁰ Sr	1,27 × 10 ⁻⁷	350	3,33 × 10 ⁻⁴
⁹⁹ Tc	4,55 × 10 ⁻⁸	350	1,69 × 10 ⁻⁴
²²⁹ Th	1,50 × 10 ⁻⁷	350	2,80 × 10 ⁻⁵
²³² U	1,26 × 10 ⁻⁷	350	4,36 × 10 ⁻⁶
²³³ U	4,36 × 10 ⁻⁷	2 000	4,95 × 10 ⁻³
²³⁴ U	3,29 × 10⁻⁵	2 000	1,44 × 10 ⁻²
²³⁵ U	1,27 × 10⁻⁵	2 000	4,09 × 10 ⁻³
²³⁶ U	1,54 × 10⁻⁵	350	5,46 × 10 ⁻⁴
²³⁸ U	8,60 × 10⁻⁶	2 000	4,83 × 10 ⁻³
⁹³ Zr	2,19 × 10 ⁻⁹	350	1,75 × 10 ⁻⁵
Totaal	7,14 × 10⁻³	350	

14.19.8.3.3 Constructie-uitgraving

De maximale effectieve doses [mSv] van individuele radionucliden onder ‘constructie-uitgraving’ over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-158.

Tabel 14-158: Maximale effectieve doses [mSv] voor radionucliden onder het HIS ‘constructie-uitgraving’ met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.3 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis ‘constructie-uitgraving’ [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$1,63 \times 10^{-3}$	350
²⁴¹ Am	$2,07 \times 10^{-2}$	350
^{242m} Am	$9,50 \times 10^{-5}$	350
²⁴³ Am	$1,13 \times 10^{-3}$	350
¹⁰ Be	$8,21 \times 10^{-9}$	350
¹⁴ C	$1,62 \times 10^{-4}$	350
⁴¹ Ca	$1,57 \times 10^{-5}$	350
³⁶ Cl	$1,50 \times 10^{-6}$	350
²⁴⁴ Cm	$3,72 \times 10^{-5}$	350
¹³⁵ Cs	$2,67 \times 10^{-8}$	350
¹³⁷ Cs	$3,31 \times 10^{-3}$	350
³ H	$2,37 \times 10^{-11}$	350
¹²⁹ I	$5,70 \times 10^{-6}$	350
⁹³ Mo	$2,39 \times 10^{-6}$	350
⁹⁴ Nb	$4,63 \times 10^{-2}$	350
⁵⁹ Ni	$1,39 \times 10^{-5}$	350
⁶³ Ni	$4,79 \times 10^{-4}$	350
²³⁶ Np	$1,05 \times 10^{-6}$	790
²³⁷ Np	$3,98 \times 10^{-5}$	2 000
¹⁰⁷ Pd	$1,43 \times 10^{-9}$	350
²³⁸ Pu	$2,01 \times 10^{-3}$	350
²³⁹ Pu	$6,80 \times 10^{-3}$	350
²⁴⁰ Pu	$7,00 \times 10^{-3}$	350
²⁴¹ Pu	$1,38 \times 10^{-2}$	350
²⁴² Pu	$1,68 \times 10^{-5}$	350
⁷⁹ Se	$9,31 \times 10^{-8}$	350
¹²⁶ Sn	$1,78 \times 10^{-4}$	350
⁹⁰ Sr	$3,85 \times 10^{-6}$	350
⁹⁹ Tc	$2,17 \times 10^{-6}$	350
²²⁹ Th	$2,60 \times 10^{-6}$	350
²³² U	$1,81 \times 10^{-6}$	350
²³³ U	$7,81 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁴ U	$7,16 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁵ U	$2,09 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$3,35 \times 10^{-4}$	350

Radionuclide	Piekdosis 'constructie-uitgraving' [mSv]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²³⁸ U	$1,60 \times 10^{-4}$	2 000
⁹³ Zr	$9,57 \times 10^{-8}$	350
Totaal	$1,05 \times 10^{-1}$	350

14.19.8.3.4 Residentie na boring

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv] van individuele radionucliden onder 'residentie na boring' voor een boring op $t_0 + 350$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\,000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-159.

Tabel 14-159: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het HIS 'residentie na boring' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.4 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'residentie na boring' bij homogene activiteitsverdeling [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie in type III [mSv/a]
^{108m} Ag	$2,22 \times 10^{-4}$	351	$7,33 \times 10^{-2}$
²⁴¹ Am	$1,13 \times 10^{-4}$	351	$3,00 \times 10^{-2}$
^{242m} Am	$4,97 \times 10^{-7}$	351	$7,28 \times 10^{-5}$
²⁴³ Am	$2,72 \times 10^{-5}$	351	$3,02 \times 10^{-3}$
¹⁰ Be	$3,01 \times 10^{-10}$	351	$3,99 \times 10^{-8}$
¹⁴ C	$7,35 \times 10^{-5}$	351	$6,06 \times 10^{-2}$
⁴¹ Ca	$2,58 \times 10^{-5}$	351	$2,68 \times 10^{-4}$
³⁶ Cl	$5,96 \times 10^{-5}$	351	$1,67 \times 10^{-2}$
²⁴⁴ Cm	$1,72 \times 10^{-7}$	351	$6,43 \times 10^{-5}$
¹³⁵ Cs	$1,64 \times 10^{-8}$	351	$1,52 \times 10^{-5}$
¹³⁷ Cs	$4,60 \times 10^{-4}$	351	$2,42 \times 10^{-1}$
³ H	$8,39 \times 10^{-10}$	351	$3,24 \times 10^{-7}$
¹²⁹ I	$4,87 \times 10^{-6}$	380	$7,83 \times 10^{-3}$
⁹³ Mo	$1,40 \times 10^{-6}$	351	$2,27 \times 10^{-4}$
⁹⁴ Nb	$6,34 \times 10^{-3}$	351	$1,33 \times 10^0$
⁵⁹ Ni	$4,46 \times 10^{-6}$	351	$5,53 \times 10^{-3}$
⁶³ Ni	$1,46 \times 10^{-4}$	351	$1,60 \times 10^{-1}$
²³⁶ Np	$7,84 \times 10^{-8}$	351	$1,48 \times 10^{-5}$
²³⁷ Np	$1,74 \times 10^{-6}$	351	$1,09 \times 10^{-2}$
¹⁰⁷ Pd	$5,89 \times 10^{-10}$	351	$1,11 \times 10^{-5}$
²³⁸ Pu	$9,22 \times 10^{-6}$	351	$3,36 \times 10^{-3}$
²³⁹ Pu	$3,14 \times 10^{-5}$	351	$1,99 \times 10^{-2}$
²⁴⁰ Pu	$3,23 \times 10^{-5}$	351	$1,48 \times 10^{-2}$
²⁴¹ Pu	$7,50 \times 10^{-5}$	351	$2,69 \times 10^{-2}$
²⁴² Pu	$7,75 \times 10^{-8}$	351	$3,27 \times 10^{-5}$
⁷⁹ Se	$1,73 \times 10^{-7}$	351	$2,52 \times 10^{-3}$
¹²⁶ Sn	$2,44 \times 10^{-5}$	351	$4,42 \times 10^{-3}$
⁹⁰ Sr	$5,13 \times 10^{-6}$	351	$1,34 \times 10^{-2}$

Radionuclide	Piekdosis 'residentie na boring' bij homogene activiteitsverdeling [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]	Piekdosis maximale activiteitsconcentratie in type III [mSv/a]
⁹⁹ Tc	$1,74 \times 10^{-5}$	351	$6,49 \times 10^{-2}$
²²⁹ Th	$5,02 \times 10^{-8}$	351	$9,39 \times 10^{-6}$
²³² U	$1,60 \times 10^{-7}$	351	$5,52 \times 10^{-6}$
²³³ U	$1,09 \times 10^{-7}$	2 000	$1,24 \times 10^{-3}$
²³⁴ U	$3,24 \times 10^{-5}$	2 000	$1,42 \times 10^{-2}$
²³⁵ U	$5,40 \times 10^{-6}$	500	$1,74 \times 10^{-3}$
²³⁶ U	$8,37 \times 10^{-6}$	351	$2,97 \times 10^{-4}$
²³⁸ U	$8,57 \times 10^{-6}$	351	$7,97 \times 10^{-4}$
⁹³ Zr	$3,66 \times 10^{-9}$	600	$4,63 \times 10^{-6}$
Totaal	$7,71 \times 10^{-3}$	351	

14.19.8.3.5 Residentie na uitgraving

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder 'residentie na uitgraving' voor een uitgraving op $t_0 + 350$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-160.

Tabel 14-160: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het HIS 'residentie na uitgraving' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.5 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'residentie na uitgraving' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$5,83 \times 10^{-3}$	351
²⁴¹ Am	$4,01 \times 10^{-3}$	351
^{242m} Am	$1,79 \times 10^{-5}$	351
²⁴³ Am	$7,60 \times 10^{-4}$	351
¹⁰ Be	$2,05 \times 10^{-8}$	351
¹⁴ C	$1,22 \times 10^{-1}$	351
⁴¹ Ca	$5,11 \times 10^{-3}$	351
³⁶ Cl	$5,94 \times 10^{-2}$	351
²⁴⁴ Cm	$6,44 \times 10^{-6}$	351
¹³⁵ Cs	$3,45 \times 10^{-6}$	351
¹³⁷ Cs	$1,61 \times 10^{-2}$	351
³ H	$1,75 \times 10^{-7}$	351
¹²⁹ I	$7,58 \times 10^{-4}$	370
⁹³ Mo	$5,11 \times 10^{-4}$	351
⁹⁴ Nb	$1,66 \times 10^{-1}$	351
⁵⁹ Ni	$1,46 \times 10^{-3}$	351
⁶³ Ni	$4,78 \times 10^{-2}$	351
²³⁶ Np	$2,72 \times 10^{-6}$	380
²³⁷ Np	$1,45 \times 10^{-4}$	400
¹⁰⁷ Pd	$1,21 \times 10^{-7}$	351
²³⁸ Pu	$3,47 \times 10^{-4}$	351

Radionuclide	Piekdosis 'residentie na uitgraving' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²³⁹ Pu	$1,18 \times 10^{-3}$	351
²⁴⁰ Pu	$1,21 \times 10^{-3}$	351
²⁴¹ Pu	$2,66 \times 10^{-3}$	351
²⁴² Pu	$2,91 \times 10^{-6}$	351
⁷⁹ Se	$5,07 \times 10^{-4}$	351
¹²⁶ Sn	$6,49 \times 10^{-4}$	351
⁹⁰ Sr	$8,79 \times 10^{-4}$	351
⁹⁹ Tc	$2,12 \times 10^{-3}$	351
²²⁹ Th	$2,31 \times 10^{-6}$	351
²³² U	$5,19 \times 10^{-6}$	351
²³³ U	$6,93 \times 10^{-6}$	2 000
²³⁴ U	$1,93 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁵ U	$2,85 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$1,06 \times 10^{-3}$	351
²³⁸ U	$5,55 \times 10^{-4}$	351
⁹³ Zr	$4,70 \times 10^{-7}$	650
Totaal	$4,42 \times 10^{-1}$	351

14.19.8.3.6 Residentie op de bergingsinstallatie

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder 'residentie op de bergingsinstallatie' voor boring van een waterput doorheen de tumulus op $t_0 + 350$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-161.

Tabel 14-161: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het HIS 'residentie op de bergingsinstallatie' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.6 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'residentie op de bergingsinstallatie' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$4,86 \times 10^{-3}$	826
²⁴¹ Am	$6,76 \times 10^{-3}$	1 574
^{242m} Am	$5,98 \times 10^{-6}$	467
²⁴³ Am	$4,14 \times 10^{-3}$	2 000
¹⁰ Be	$8,55 \times 10^{-6}$	1 036
¹⁴ C	$6,91 \times 10^{-4}$	2 000
⁴¹ Ca	$2,88 \times 10^{-3}$	1 641
³⁶ Cl	$2,88 \times 10^{-3}$	1 302
²⁴⁴ Cm	$2,18 \times 10^{-4}$	2 000
¹³⁵ Cs	$1,91 \times 10^{-4}$	1 037
¹³⁷ Cs	$7,45 \times 10^{-3}$	359
³ H	$2,01 \times 10^{-10}$	358
¹²⁹ I	$1,24 \times 10^{-2}$	1 036
⁹³ Mo	$6,19 \times 10^{-3}$	1 040

Radionuclide	Piekdosis 'residentie op de bergingsinstallatie' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
⁹⁴ Nb	$4,37 \times 10^{-2}$	2 000
⁵⁹ Ni	$4,74 \times 10^{-3}$	1 574
⁶³ Ni	$2,28 \times 10^{-3}$	383
²³⁶ Np	$5,52 \times 10^{-5}$	1 574
²³⁷ Np	$1,43 \times 10^{-3}$	1 574
¹⁰⁷ Pd	$6,58 \times 10^{-7}$	1 552
²³⁸ Pu	$8,13 \times 10^{-5}$	400
²³⁹ Pu	$4,41 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴⁰ Pu	$3,98 \times 10^{-2}$	2 000
²⁴¹ Pu	$4,77 \times 10^{-3}$	1 574
²⁴² Pu	$1,14 \times 10^{-4}$	2 000
⁷⁹ Se	$6,55 \times 10^{-4}$	1 046
¹²⁶ Sn	$2,14 \times 10^{-6}$	2 000
⁹⁰ Sr	$6,52 \times 10^{-5}$	368
⁹⁹ Tc	$3,75 \times 10^{-3}$	1 038
²²⁹ Th	$1,45 \times 10^{-5}$	2 000
²³² U	$1,05 \times 10^{-8}$	400
²³³ U	$4,25 \times 10^{-5}$	2 000
²³⁴ U	$1,09 \times 10^{-2}$	2 000
²³⁵ U	$7,86 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁶ U	$1,62 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁸ U	$6,59 \times 10^{-4}$	2 000
⁹³ Zr	$5,19 \times 10^{-5}$	1 552
Totaal	$1,65 \times 10^{-1}$	2 000

14.19.8.3.7 Grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' voor uitgraving van een deel van de oostelijke tumulus op $t_0 + 350$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 350$ jaar, $t_0 + 2 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-162.

Tabel 14-162: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het HIS 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.2.7 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$3,05 \times 10^{-1}$	361
²⁴¹ Am	$9,76 \times 10^{-2}$	963
^{242m} Am	$1,07 \times 10^{-4}$	810
²⁴³ Am	$1,82 \times 10^{-2}$	1 462
¹⁰ Be	$2,07 \times 10^{-4}$	361
¹⁴ C	$3,53 \times 10^{-3}$	1 776

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Radionuclide	Piekdosis 'grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit' [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t ₀]
⁴¹ Ca	$1,08 \times 10^{-2}$	396
³⁶ Cl	$3,48 \times 10^{-2}$	378
²⁴⁴ Cm	$8,31 \times 10^{-4}$	1 139
¹³⁵ Cs	$4,56 \times 10^{-3}$	361
¹³⁷ Cs	$1,24 \times 10^0$	360
³ H	$2,96 \times 10^{-8}$	360
¹²⁹ I	$3,00 \times 10^{-1}$	361
⁹³ Mo	$1,60 \times 10^{-1}$	362
⁹⁴ Nb	$1,57 \times 10^{-1}$	1 166
⁵⁹ Ni	$1,94 \times 10^{-2}$	479
⁶³ Ni	$1,87 \times 10^{-1}$	455
²³⁶ Np	$3,15 \times 10^{-5}$	461
²³⁷ Np	$5,79 \times 10^{-3}$	457
¹⁰⁷ Pd	$2,90 \times 10^{-6}$	440
²³⁸ Pu	$5,19 \times 10^{-4}$	763
²³⁹ Pu	$1,57 \times 10^{-1}$	1 166
²⁴⁰ Pu	$1,51 \times 10^{-1}$	1 139
²⁴¹ Pu	$6,79 \times 10^{-2}$	963
²⁴² Pu	$3,98 \times 10^{-4}$	1 176
⁷⁹ Se	$1,33 \times 10^{-2}$	364
¹²⁶ Sn	$1,09 \times 10^{-8}$	2 000
⁹⁰ Sr	$9,73 \times 10^{-3}$	372
⁹⁹ Tc	$8,99 \times 10^{-2}$	362
²²⁹ Th	$5,44 \times 10^{-5}$	1 143
²³² U	$2,40 \times 10^{-10}$	1 076
²³³ U	$1,65 \times 10^{-4}$	2 000
²³⁴ U	$2,02 \times 10^{-2}$	2 000
²³⁵ U	$2,31 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁶ U	$8,96 \times 10^{-3}$	2 000
²³⁸ U	$3,61 \times 10^{-3}$	2 000
⁹³ Zr	$2,29 \times 10^{-4}$	442
Totaal	$2,11 \times 10^0$	361

14.19.8.4 Penaliserende scenario's**14.19.8.4.1 Penaliserend grondwaterscenario**

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder het penaliserende grondwaterscenario met startmoment op $t_0 + 2\ 000$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 2\ 000$ jaar, $t_0 + 10\ 000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-163.

Tabel 14-163: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het penaliserende grondwaterscenario met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.3.1 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis penaliserend grondwaterscenario [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$7,19 \times 10^{-2}$	2 002
²⁴¹ Am	$1,16 \times 10^{-4}$	2 802
^{242m} Am	$1,74 \times 10^{-5}$	2 005
²⁴³ Am	$4,27 \times 10^{-3}$	2 170
¹⁰ Be	$7,43 \times 10^{-4}$	2 002
¹⁴ C	$5,52 \times 10^{-3}$	2 113
⁴¹ Ca	$5,80 \times 10^{-5}$	5 486
³⁶ Cl	$4,35 \times 10^{-1}$	2 002
²⁴⁴ Cm	$2,05 \times 10^{-3}$	2 051
¹³⁵ Cs	$1,73 \times 10^{-2}$	2 002
¹³⁷ Cs	$< 1 \times 10^{-10}$	-
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$1,08 \times 10^0$	2 002
⁹³ Mo	$4,49 \times 10^{-1}$	2 002
⁹⁴ Nb	$2,58 \times 10^{-1}$	2 097
⁵⁹ Ni	$4,17 \times 10^{-1}$	2 003
⁶³ Ni	$1,01 \times 10^{-4}$	2 003
²³⁶ Np	$1,82 \times 10^{-4}$	2 025
²³⁷ Np	$6,13 \times 10^{-4}$	2 097
¹⁰⁷ Pd	$1,20 \times 10^{-6}$	2 051
²³⁸ Pu	$1,63 \times 10^{-3}$	2 005
²³⁹ Pu	$4,31 \times 10^{-1}$	2 069
²⁴⁰ Pu	$3,87 \times 10^{-1}$	2 051
²⁴¹ Pu	$7,57 \times 10^{-5}$	2 802
²⁴² Pu	$1,12 \times 10^{-3}$	2 075
⁷⁹ Se	$6,23 \times 10^{-2}$	2 002
¹²⁶ Sn	$4,18 \times 10^{-2}$	2 003
⁹⁰ Sr	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁹ Tc	$1,57 \times 10^{-1}$	2 002
²²⁹ Th	$1,41 \times 10^{-4}$	2 054
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$1,99 \times 10^{-3}$	2 025

Radionuclide	Piekdosis penaliserend grondwaterscenario [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
²³⁴ U	$1,17 \times 10^0$	2 005
²³⁵ U	$4,28 \times 10^{-2}$	2 017
²³⁶ U	$4,50 \times 10^{-1}$	2 014
²³⁸ U	$1,81 \times 10^{-1}$	2 014
⁹³ Zr	$5,13 \times 10^{-3}$	2 003
Totaal	$3,77 \times 10^0$	2 003

14.19.8.4.2 Penaliserend grondscenario

De maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] van individuele radionucliden onder het penaliserende grondscenario met startmoment op $t_0 + 2\,000$ jaar over de relevante tijdschalen [$t_0 + 2\,000$ jaar, $t_0 + 10\,000$ jaar] worden gegeven in Tabel 14-164.

Tabel 14-164: Maximale effectieve doses voor volwassenen [mSv/a] voor radionucliden onder het penaliserende grondscenario met inachtneming van ingroei van dochters. Vetgedrukte radionucliden worden volgens de overwegingen in §14.16.2.3.2 kritiek bevonden.

Radionuclide	Piekdosis penaliserend grondscenario [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t_0]
^{108m} Ag	$1,47 \times 10^{-3}$	2 001
²⁴¹ Am	$1,15 \times 10^{-3}$	2 001
^{242m} Am	$4,02 \times 10^{-6}$	10 000
²⁴³Am	$2,77 \times 10^{-3}$	2 001
¹⁰ Be	$8,63 \times 10^{-8}$	2 001
¹⁴ C	$1,02 \times 10^0$	2 001
⁴¹ Ca	$2,27 \times 10^{-2}$	2 001
³⁶ Cl	$2,98 \times 10^{-1}$	2 001
²⁴⁴ Cm	$2,27 \times 10^{-5}$	2 001
¹³⁵ Cs	$1,46 \times 10^{-5}$	2 001
¹³⁷ Cs	$< 1 \times 10^{-10}$	-
³ H	$< 1 \times 10^{-10}$	-
¹²⁹ I	$2,22 \times 10^{-3}$	2 001
⁹³ Mo	$1,62 \times 10^{-3}$	2 001
⁹⁴Nb	$6,60 \times 10^{-1}$	2 001
⁵⁹Ni	$6,08 \times 10^{-3}$	2 001
⁶³ Ni	$1,65 \times 10^{-6}$	2 001
²³⁶ Np	$1,12 \times 10^{-5}$	2 001
²³⁷ Np	$3,22 \times 10^{-4}$	10 000
¹⁰⁷ Pd	$5,10 \times 10^{-7}$	2 001
²³⁸ Pu	$3,52 \times 10^{-4}$	10 000
²³⁹Pu	$4,74 \times 10^{-3}$	2 001
²⁴⁰Pu	$4,28 \times 10^{-3}$	2 001
²⁴¹ Pu	$7,62 \times 10^{-4}$	2 001
²⁴² Pu	$1,22 \times 10^{-5}$	2 001

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

Radionuclide	Piekdosis penaliserend grondscenario [mSv/a]	Tijdstip piek [a vanaf t ₀]
⁷⁹ Se	$2,15 \times 10^{-3}$	2 001
¹²⁶ Sn	$2,73 \times 10^{-3}$	2 001
⁹⁰ Sr	$< 1 \times 10^{-10}$	-
⁹⁹ Tc	$2,98 \times 10^{-2}$	2 001
²²⁹ Th	$8,30 \times 10^{-6}$	2 001
²³² U	$< 1 \times 10^{-10}$	-
²³³ U	$1,01 \times 10^{-4}$	10 000
²³⁴ U	$2,42 \times 10^{-1}$	10 000
²³⁵ U	$5,14 \times 10^{-3}$	10 000
²³⁶ U	$4,48 \times 10^{-3}$	2 001
²³⁸ U	$3,20 \times 10^{-3}$	10 000
⁹³ Zr	$9,93 \times 10^{-7}$	2 001
Totaal	$2,10 \times 10^0$	2 001

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

14.20 Bijlage 14-2: QVV van rekenmethodes en programma's

De concepten van kwalificatie, verificatie en validatie (QVV) van modellen worden beschreven in §14.2.3.4.2.

Een groot deel van de kwantitatieve analyses gerapporteerd in dit hoofdstuk – met name alle berekeningen voor EES, RS, de AES'en, de HIS'en met betrekking tot aantasting van de insluitingscapaciteit en het penaliserende grondwaterscenario – werd geïmplementeerd bij en uitgevoerd door SCK•CEN. Daarom wordt eerst ingegaan op aspecten van QA voor softwaretoepassingen bij SCK•CEN (§14.20.1). Vervolgens worden in §14.20.2 tot en met §14.20.6 de concepten van QVV besproken voor de verschillende modellen in de ketens van modelleringen door SCK•CEN.

Tot slot van deze bijlage worden de elementen van QVV voor HIAM beschreven (§14.20.7). HIAM werd ontwikkeld door Galson Sciences Ltd. en wordt gebruikt in de berekeningen voor de intrusiescenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit en het penaliserende grondscenario.

14.20.1 QA voor softwaretoepassingen bij SCK•CEN

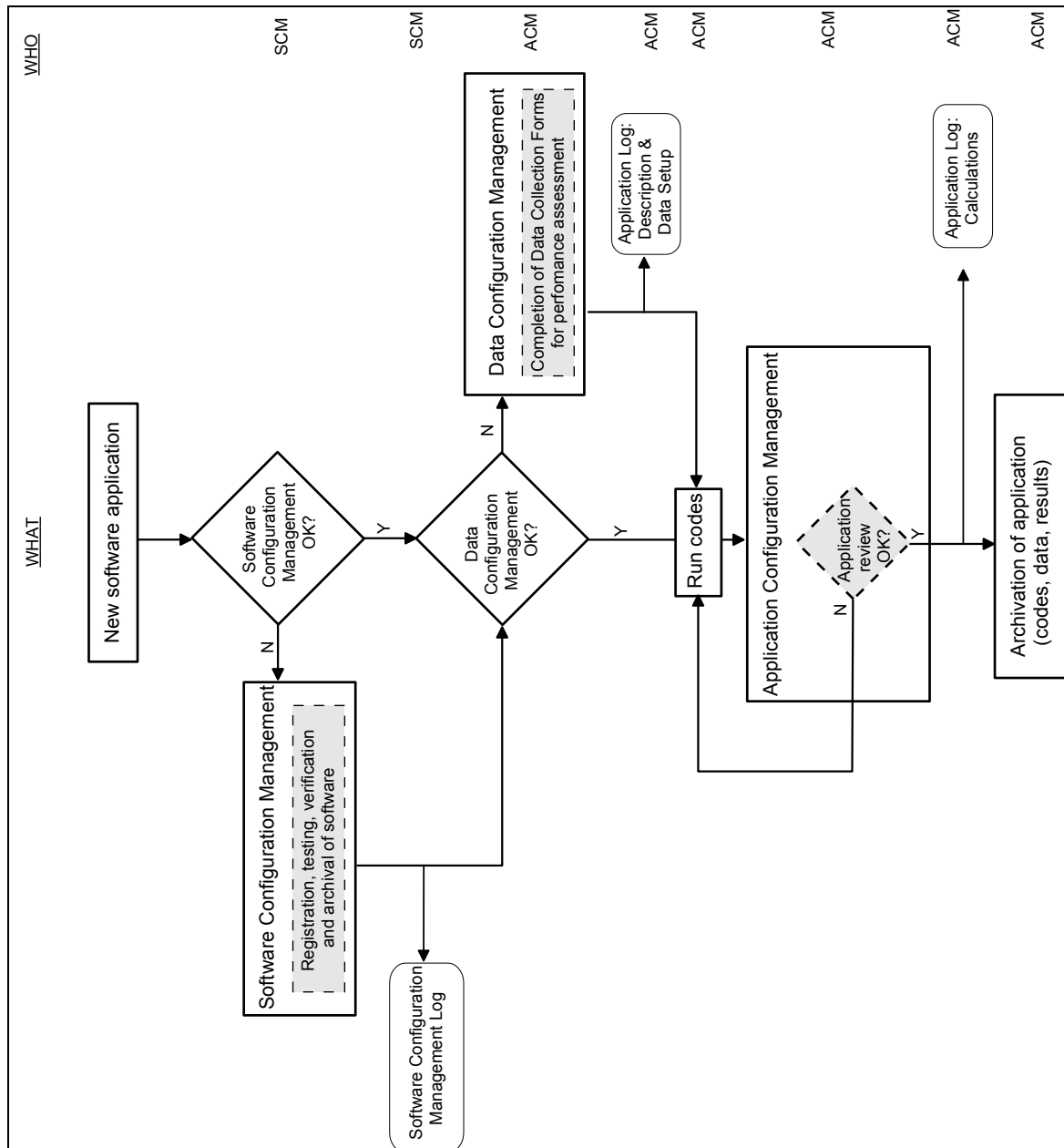
Om het vertrouwen in de resultaten, gegenereerd door de gebruikte softwaretoepassing(en), te bewerkstelligen is er nood aan kwaliteitscontrole, verificatie en benchmarking en dit op een gestructureerde manier. Bij het SCK•CEN zijn diverse procedures in voege om dit te verzekeren. Het 'Simulation tools management plan' [R14-167] is de overkoepelende werkinstructie voor de veiligheidsevaluaties voor de oppervlakteberging van categorie A afval.

Figuur 14-184 geeft een overzicht van deze werkinstructie, die drie aspecten behelst:

- 1) management van de *softwareconfiguratie* (§1.2.1 van Annex 1 van [OD-269]), i.e. verzekeren dat
 - ▶ de softwaretoepassing voldoende gedocumenteerd is om externe analyse toe te laten,
 - ▶ de numerieke implementatie van de belangrijkste vergelijkingen tot correcte resultaten leidt, en
 - ▶ de versie van de software kan worden teruggevonden, teneinde de gepubliceerde resultaten te reproduceren;
- 2) management van de *dataconfiguratie* (§1.2.2 van Annex 1 van [OD-269]), i.e. verzekeren dat
 - ▶ de selectie van invoerdata gedocumenteerd en traceerbaar is,
 - ▶ lijsten van invoerdata gedocumenteerd, onderhouden en recupereerbaar zijn, en
 - ▶ ondersteunde software gebruikt bij het bepalen van modelparameters gedocumenteerd, onderhouden en recupereerbaar is;
- 3) management van de configuratie van de *toepassing* (§1.2.3 van Annex 1 van [OD-269]), met als doel
 - ▶ outputfiles die de basis vormen voor gepubliceerde resultaten, tabellen, grafieken of figuren te documenteren en te archiveren,
 - ▶ resultaten van simulaties te koppelen aan de specifieke versies van de softwaretoepassingen en invoerdata, en

- ▶ de simulaties te onderwerpen aan een technische review, waarbij ook de redelijkheid van de resultaten wordt beschouwd.

De werkinstructie omvat ook ‘kwaliteitsaspecten’ – in termen van opleiding en vaardigheden – voor de gebruikers van de softwaretoepassingen. Zo moet een modelleerder blijk geven van de nodige expertise qua modellering. De verantwoordelijkheid voor de toepassing van de werkinstructies ligt bij de projectleider.



Figuur 14-184: Flowchart van het *Simulation Tools Management Plan* (178-INS-0002) [R14-167] met Software Configuration Management, Data Configuration Management en Application Configuration Management (SCM = Software Configuration Manager, ACM = Application Configuration Manager).

14.20.2 Toepassing van de concepten van QVV voor de installatiemodellen voor scenario's van geleidelijke uitloging (EES, RS, AES, HIS met betrekking tot de insluitingscapaciteit)

De informatie met betrekking tot QVV van de installatiemodellen van het EES en het RS wordt gegroepeerd in Annex 1 van [OD-269]. De beschouwingen blijven algemeen geldig voor de AES'en (§4.7 van [OD-277]) en voor de HIS'en waarin uitgestelde effecten door aantasting van de insluitingscapaciteit worden geëvalueerd.

Het is belangrijk om te vermelden dat het potentieel voor *validatie* (§14.20.2.3) beperkt is, gegeven de betrokken tijdschalen (zie ook §14.2.3.4.2.3). Daarom ligt de focus van het QVV proces voor de installatiemodellen op de *kwalificatie* (§14.20.2.1) en *verificatie* (§14.20.2.2).

Alle installatiemodellen werden bij SCK•CEN geïmplementeerd in de simulatiesoftware COMSOL 3.5 [R14-108][R14-109], die gebruik maakt van de vaak beproefde eindige elementenmethode voor het numeriek oplossen van differentiaalvergelijkingen.

14.20.2.1 Kwalificatie

14.20.2.1.1 EES en RS

De doelstelling van de EES-installatiemodellen is het berekenen van een *representatieve* schatting van de (piek)flux uit het bergingssysteem. De effecten van model- en parameteronzekerheden die relevant zijn voor de veiligheid wordt nagegaan aan de hand van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses voor de EES-installatiemodellen (§14.4.4; §14.4.9.2).

De doelstelling van de RS-installatiemodellen is het berekenen van een *conservatieve* schatting van de (piek)flux uit het bergingssysteem, waarbij de effecten van onzekerheden bij de verwachte evolutie omhuld worden (§14.5.2.1).

De *conceptuele modellen* zijn in overeenstemming met de wetenschappelijke kennis binnen de evaluatiebasis zoals beschreven in §14.3.2 en vormen een adequate weergave van de beschouwde fenomenen en processen en interacties daartussen. Een overzicht van de belangrijkste fenomenologische processen die werden opgenomen in de hypothesen van de installatiemodellen wordt gegeven in §1.3.3 van Annex 1 van [OD-269]. Het gaat hier vooral om de stroming van het insijpelende water, het transport van radionucliden (diffusief versus advectief/dispersief) en de geochemische/fysische evolutie van het bergingssysteem (saturatie, sorptie, carbonatatie, scheurvorming).

Voor een uitgebreide bespreking van de onderliggende hypothesen van de installatiemodellen wordt verwezen naar §14.4.3 en §14.5.3.

14.20.2.1.2 AES

De doelstelling van de AES-installatiemodellen is het berekenen van een *representatieve en omhullende* schatting van de (piek)flux uit het bergingssysteem onder de verschillende niet verwachte maar mogelijke evoluties van het bergingssysteem.

De *conceptuele modellen* bouwen voort op de *effectbeschrijvingen* voor initiërende FEP's (Tabel 14-7 in §14.3.3), die op basis van de onderlinge afhankelijkheden en relaties (oorzaken, gevolgen, versterkende effecten, gelijkaardige effecten) gegroepeerd worden tot AES'en (§14.6.2.1). Ook *combinaties* van groepen van initiërende FEP's die onafhankelijk van elkaar zijn, maar versterkende effecten op elkaar

kunnen uitoefenen indien ze beide optreden, worden beschouwd in zoverre hun gezamenlijk voorkomen nog enigszins plausibel is. In die zin worden de niet verwachte maar mogelijke evoluties afgedekt.

Voor een bespreking van de scenario's en hypothesen van de installatiemodellen wordt verwezen naar §14.6.2 en §14.6.3.

14.20.2.1.3 HIS (insluitingscapaciteit)

De doelstelling van de installatiemodellen geassocieerd met de uitgesteld-effect intrusiescenario's met betrekking tot de insluitingscapaciteit is het berekenen van een *omhullende* schatting van de (piek)flux uit het bergingssysteem bij verschillende types intrusies.

De *conceptuele modellen* zijn zo opgesteld dat de modellering bijdraagt tot, of a minima niet afdoet aan, het omhullende karakter van de scenario's, zoals beargumenteerd in §14.10.5.1.

Voor een bespreking van de scenario's en hypothesen van de installatiemodellen wordt verwezen naar §14.10.2 en §14.10.3.1.

14.20.2.2 Verificatie

De verificatie gebeurt op drie niveaus in het proces:

- 1) verificatie van het *wiskundige model* – De nood aan verificatie van de wiskundige formulering voor waterstroming en transport binnen COMSOL 3.5 wordt beperkt door het gebruik van bestaande modules (in casu de Earth Science module [R14-109]), die gebruikt worden door een grote groep gebruikers binnen de aardwetenschappers. De wiskundige vergelijkingen zijn dus reeds intensief geverifieerd. Voorbeelden en referenties zijn terug te vinden in §1.3.4 van Annex 1 van [OD-269];
- 2) verificatie van de *codering* (i.e. de implementatie van het wiskundige model) – Bij SCK•CEN wordt COMSOL 3.5 sinds 2008 gebruikt als primaire softwaretoepassing voor de installatiemodellen van de oppervlaktebergings in Dessel. Door het jarenlange gebruik van COMSOL 3.5 (alsook de vroegere en latere versies) zijn er reeds vele verificatie-oefeningen uitgevoerd met andere beschikbare codes (Porflow, Hydrus, FlexPDE, ...). Voorbeelden en referenties zijn terug te vinden in §1.3.5 van Annex 1 van [OD-269].

Sinds 2016 wordt ook COMSOL 5.2a gebruikt voor verificatiedoeleinden, waarbij een installatiemodel door een *onafhankelijke gebruiker* wordt geïmplementeerd. Aangezien COMSOL in latere versies sterke veranderingen doorgevoerd heeft aan de interne numerieke oplossingsmethodes, de grafische interface en de daarmee gepaard gaande workflow bij het bouwen van een model, kan dit gezien worden als een andere numerieke code, wat bijdraagt tot de waarde van de vergelijking tussen beide codes (zie ook §2.1 van Annex 1 van [OD-269]).

Bij iedere verificatie wordt specifiek aandacht besteed aan de numerieke *stabiliteit* (die verband houdt met discretisatie en de aard van de wiskundige vergelijkingen) en de correctheid van de *massabalans* (die verband houdt met de numerieke oplossingsmethode en dus ook numerieke instabiliteiten). COMSOL bevat diverse stabilisatietechnieken waardoor numerieke instabiliteiten opgelost worden. De massabalans wordt systematisch berekend en geverifieerd.

- 3) verificatie van het *computermodel* – §2.2 van Annex 1 van [OD-269] gaat in op de opbouw van het numerieke grid, zoals getoond in Figuur 14-50 in §14.4.3.9, met verfijningen op de meest kritieke plaatsen en de rationale die achter bepaalde keuzes zit. Ook wordt aangetoond dat het gebruikte grid

een voldoende accurate oplossing geeft, die niet meer significant verandert wanneer fijnere instellingen gebruikt worden.

De verificatie van de implementatie van de modelhypothesen, begin- en randvoorwaarden en invoerdata wordt verzekerd door toepassing van de QA beschreven in §14.20.1.

Tijdens de *technische verificaties* (§1.4 van Annex 1 van [OD-269]) worden de code (script), invoerdata, import- en exportprocedures en datamanipulatie systematisch gecontroleerd. Alle logfiles zijn beschikbaar in Annex 12 van [OD-269] en Annex 10 van [OD-277].

14.20.2.3 Validatie

Zoals hierboven aangehaald, is het over de betrokken tijdschalen niet mogelijk om de installatiemodellen in hun totaliteit te valideren door vergelijking met experimentele data. Wel is het mogelijk om tot een partiële validatie te komen, waarbij wordt aangetoond dat de belangrijkste processen van de installatiemodellen voldoende begrepen en accuraat gemodelleerd worden. Deze processen zijn:

- diffusief transport van radionucliden in de cementgebonden materialen met zeer lage permeabiliteit (zoals afvalmatrix/monoliet);
- stroming en advectief-diffusief transport in weinig permeabele poreuze media (zoals zandcementophoging en tussenruimte tussen monolietstapels); en
- stroming en advectief-diffusief transport in gescheurde componenten.

Er zijn voorbeelden beschikbaar waarin numerieke modellen hiervan vergeleken worden met experimentele data:

- het uitloggen van zware metalen uit cementgebonden systemen op laboschaal kon accuraat beschreven worden met een diffusiemodel gekoppeld aan een geochemisch evenwichtsmodel in de code PhreeqC [R14-168], waarin dezelfde transportvergelijking geïmplementeerd is als in COMSOL. Beide codes zijn reeds vaak geverifieerd ten opzichte van elkaar (bijvoorbeeld [R14-169]). Verder zijn ook in de literatuur talrijke voorbeelden te vinden waarin het uitlooggedrag van metalen goed verklaard kan worden op basis van diffusieve transportmodellen [R14-170][R14-171];
- advectief-diffusief transport van niet-gesorbeerde radionucliden in weinig permeabele poreuze media, waarvoor de resultaten (concentraties) met COMSOL in goede overeenstemming zijn met een grootschalig en langdurig migratie-experiment [R14-172]. De tijds- en lengteschalen van dit experiment zijn bovendien representatiever voor deze van de installatiemodellen (tientallen jaren, enkele meters) dan de schalen van laboratoriumexperimenten;
- stroming en transport van inerte tracers in gescheurde media werd succesvol gemodelleerd met COMSOL [R14-173].

14.20.3 Toepassing van de concepten van qvv voor het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario

De informatie met betrekking tot QVV van het installatiemodel van het penaliserende grondwaterscenario wordt gegroepeerd in Appendix D van [OD-275]. Het installatiemodel werd eveneens geïmplementeerd in de simulatiesoftware COMSOL 3.5 [R14-108][R14-109].

14.20.3.1 Kwalificatie

De doelstelling van het installatiemodel geassocieerd met het penaliserende grondwaterscenario is het berekenen van een *omhullende* schatting van de (piek)flux uit het bergingssysteem bij een minimale insluitingsperformantie.

Het *conceptuele model* is zo opgesteld dat de modellering bijdraagt tot, of a minima niet afdoet aan, het omhullende karakter van het scenario, zoals beargumenteerd in §14.11.7.

14.20.3.2 Verificatie

14.20.3.2.1 Verificatie van het wiskundige model

De nood aan verificatie van de wiskundige formulering voor waterstroming en transport binnen COMSOL 3.5 wordt beperkt door het gebruik van bestaande modules (in casu de Earth Science module [R14-109]), die gebruikt worden door een grote groep gebruikers binnen de aardwetenschappers. De wiskundige vergelijkingen zijn dus reeds intensief geverifieerd (zie ook §14.20.2.2).

De wiskundige modellering van scheuren door middel van een impliciete formulering met tangentiële afgeleiden werd geverifieerd ten opzichte van verschillende analyse oplossingen met betrekking tot stroming en massatransport langs één of meer scheuren [R14-173].

14.20.3.2.2 Verificatie van de codering

De verificatie van de codering in COMSOL (en de dosisberekening, geïmplementeerd via MATLAB) is gebeurd door interne QA-checks bij SCK•CEN. Alle verificatieformulieren zijn beschikbaar in Annex D.6 van [OD-275].

14.20.3.2.3 Verificatie van het computermodel

Ook voor de verificatie van het computermodel werd gebruik gemaakt van de bestaande QA-procedures. Er werd onder meer gefocust op de redelijkheid van de resultaten (zie formulieren in Appendix D.6 van [OD-275]).

14.20.3.3 Validatie

Over de betrokken tijdschalen en gelet op het bewust penaliserende karakter van bepaalde hypothesen is het niet mogelijk om het installatiemodel rechtstreeks te valideren door vergelijking met experimentele data.

Wel is het mogelijk om tot een partiële validatie te komen, waarbij wordt aangetoond dat de belangrijkste processen van de installatiemodellen voldoende begrepen en accuraat gemodelleerd worden, zoals beschreven in §14.20.2.3.

14.20.4 Toepassing van de concepten van QVV voor de hydrogeologische modellen

De elementen van QVV van de hydrogeologische modellen worden samengevat in Annex 2 van [OD-026].

De hydrogeologische modellen werden bij SCK•CEN geïmplementeerd in de simulatiesoftwares MODFLOW (grondwaterstroming, versie MODFLOW-2005) [R14-111] en MT3DMS (massatransport in een grondwaterstromingsveld) [R14-110]. Het gebruik van deze codes voor vergelijkbare toepassingen is wijd verspreid, wat de toepassing van QVV vereenvoudigt.

14.20.4.1 Kwalificatie

Het conceptuele hydrogeologische model is gebaseerd op het fenomenologische begrip van de grondwaterstroming in het stroombekken van de Nete. De belangrijkste karakteristieken van het hydrogeologische domein zijn in het model vervat, gebaseerd op uitgebreide veldmetingen (sitekarakterisering). Voor een gedetailleerde beschrijving verwijzen we naar §4.6 [HS-4].

14.20.4.2 Verificatie

De verificatie gebeurt op drie niveaus in het proces:

- 1) verificatie van het *wiskundige model* – De nood aan verificatie van de wiskundige formulering voor grondwaterstroming en massatransport wordt beperkt door het gebruik van voorgedefinieerde vergelijkingen in MODFLOW [R14-111] en MT3DMS [R14-110]. Benchmarking van de vergelijkingen in MT3DMS wordt gedocumenteerd in §7 van [R14-110];
- 2) verificatie van de *codering* – De verificatie van de codering gebeurt in MODFLOW door de analyse van voorbeeldproblemen en specifieke verificatie; in MT3DMS door vergelijking van een referentiegeval met een analytische oplossing. De gebruikershandleiding [R14-110] beschrijft bovendien diverse cases waarmee de accuraatheid en performantie van de code wordt aangetoond. Voor de voorliggende hydrogeologische modellen zijn de gevallen met betrekking tot driedimensionaal transport in een uniform stromingsveld (§7.7 van [R14-110]) en een veldstudie voor driedimensionaal transport (§7.10 van [R14-110]) de meest relevante;
- 3) verificatie van het *computermodel* – Tijdens de *technische verificatie* (§2.3 van Annex 2 van [OD-026]) werden de conceptuele karakteristieken, numerieke implementatie, parameterwaarden en resultaten, met inbegrip van de massabalansen, aaneenschakeling van modellen en postprocessing systematisch gecheckt voor het lokale grondwaterstromingsmodel en de transportmodellen op gedetailleerde en intermediaire schaal. Alle logfiles en verificatieformulieren zijn beschikbaar in §3 van Annex 2 van [OD-026].

14.20.4.3 Validatie

Het lokale grondwaterstromingsmodel voor het *huidige* klimaat werd in de nabijheid van de *oostelijke tumulus* gevalideerd in termen van snelheid en richting van de grondwaterstroming in de bovenste aquifer (§4.6.2.7 [HS-4]) – in de nabijheid van de *westelijke tumulus* konden geen uitspraken gedaan worden door een verstoring van de natuurlijke situatie van het grondwater in het westelijke deel van de bergingssite ten tijde van de metingen.

Een rechtstreekse validatie van de GTF voor de waterputreceptor als belangrijkste indicator is niet mogelijk, aangezien deze betrekking heeft op mogelijke *toekomstige* klimaatomstandigheden en er een aantal bewust conservatieve aannames aan ten grondslag liggen, teneinde de radiologische impact niet te onderschatten.

14.20.5 Toepassing van de concepten van QVV voor de biosfeermodellen

Elementen van kwalificatie, verificatie en validatie van de biosfeermodellen worden beschreven in §4.6, §6.5, §7 en Annex 4 van [OD-030].

14.20.5.1 Kwalificatie

De *referentiebiosfeermethodologie* [R14-23] biedt een logisch en systematisch kader voor de ontwikkeling van referentiebiosferen waarmee de onzekerheden met betrekking tot toekomstige omstandigheden in de biosfeer kunnen worden behandeld. Daarom wordt deze toegepast als een middel om de onzekerheden op de conceptuele modellen te reduceren en vertrouwen te scheppen in de aanpak.

Voor de biosfeer houden de onzekerheden op de conceptuele modellen verband met de beschouwing van FEP's en aannames, evenwel zonder dat deze kwantitatief geëvalueerd kunnen worden: de onzekerheden zijn intrinsiek aanwezig en zijn inherent niet-reduceerbaar, mede door de variabiliteit van de biosfeer. Precies om deze reden wordt de referentiebiosfeermethodologie ingeroepen.

Volgende maatregelen werden genomen om het belang van onzekerheden op de conceptuele modellen te relativeren:

- systeem van *volledigheidschecks* (hoofdstuk 6 en Annex 9 van [OD-021]);
- beschouwing van verschillende potentiële *biosfeerreceptoren*;
- *tijdsevolutie* in de biosfeer:
 - ▶ klimaatverandering wordt beschouwd in een constante biosfeer,
 - ▶ mogelijke maatschappelijke veranderingen of wijzigend gedrag zijn uitgesloten binnen de referentiebiosfeermethodologie;
- gebruik van *sitespecifieke* informatie waar mogelijk;
- beschouwing van alle mogelijke *blootstellingswegen*; enkel degene die aantoonbaar geen significant effect hebben op de resultaten, worden buiten beschouwing gelaten; en
- gebruik van interactiematrices worden om de *transfer* van radionucliden tussen verschillende omgevingsmedia te beschrijven.

14.20.5.2 Verificatie

De meeste biosfeermodellen voor veiligheidsevaluatie van berging van radioactief afval zijn, net zoals het onze, componentmodellen. Hierin wordt impliciet evenwicht ondersteld tussen de verschillende componenten van de biosfeer; en hun interacties worden beschreven door transferfactoren. Dit heeft geleid tot de totstandkoming van veeleer *empirische* modellen. De eerste versie van het biosfeermodel voor de veiligheidsevaluatie van de oppervlakteberging in Dessel, ontwikkeld in de periode 2008-2009, werd vergeleken met de wiskundige vergelijkingen gebruikt door Andra. Hierbij kwamen geen grote afwijkingen aan het licht.

Simulaties uitgevoerd met het BIOSPHERE model zijn geverifieerd in het kader van verschillende *vergelijkende studies* tussen biosfeermodellen, uitgevoerd onder beheer door (§7.3 van [OD-030])

1) IAEA:

- a) BIOMOVs (BIOSpheric Model Validation Study) II [R14-174][R14-175];

- b) VAMP (Validation of Assessment Model Predictions) [R14-176][R14-177];
 - c) BIOMASS (BIOsphere Modelling and ASSessment) [R14-178][R14-179];
- 2) de Europese Commissie, in het bijzonder BioMoSA [R14-121] [R14-180].

Door deel te nemen aan dergelijke programma's werd het vertrouwen in de modellen vergroot. Ervaringsfeedback liet ook toe de hypothesen en modellen verder te verfijnen.

Voor iedere *verfijning* die aan de code wordt aangebracht, worden de procedures voor verificatie van de software gevolgd. Concreet worden de resultaten geverifieerd door handberekeningen of berekeningen met andere toepassingen (bijvoorbeeld MATLAB, MS Excel,...), op basis van de gevestigde wiskundige vergelijkingen en parameters, die gegroepeerd worden in de Data Collection Forms [OD-037] (§7.2 van [OD-030]).

De technische verificatie van de biosfeerberekeningen is gedocumenteerd in Annex 4 van [OD-030].

14.20.5.3 Validatie

De vergelijkende studies tussen biosfeermodellen waarvan sprake in §14.20.5.2 werden niet alleen gebruikt als test voor de modellen, maar ook met het doel de modellen voor de transfer van radionucliden naar de mens te *valideren*, onder andere op basis van datasets verkregen na het ongeval van Tsjernobyl [R14-176][R14-177] en andere testcases [R14-178][R14-179].

14.20.6 Toepassing van de concepten van QVV bij de berekening van de impact op niet-menselijke biota

Elementen van QVV voor van de berekening van de impact op niet-menselijke biota worden gegroepeerd in [OD-211] en Annex 5 van [OD-117].

De berekeningen met de ERICA tool werden door SCK•CEN uitgevoerd met de versie van de ERICA Assessment Tool van juni 2011. De ERICA aanpak en tool vertegenwoordigen een brede internationale consensus op gebied van stralingsbescherming van niet-menselijke biota. De focus van het QVV proces voor ERICA ligt op de betrouwbaarheid van de *invoerdata*.

De oorspronkelijke resultaten uit 2011 werden *herschaald* volgens de verhouding van de activiteitsconcentraties in omgevingsmedia in het licht van het sindsdien gewijzigde RS en de gewijzigde bronterm.

14.20.6.1 Kwalificatie

De doelstelling van de ERICA tool is het berekenen van dosistempi [Gy/h] voor niet-menselijke biota en ermee verbonden risicoquotiënten (RQ) [-].

De ERICA aanpak geeft een *vereenvoudigde* afspiegeling van de werkelijkheid in termen van

- referentieorganismen en hun karakteristieken (ellipsoïdale vorm);
- blootstellingsomstandigheden (milieumedia);
- het gebruik van concentratieverhoudingen (*CR*) voor de transfer van activiteit van omgevingsmedia naar de referentieorganismen;
- de onderstelling van evenwicht bij de distributiecoëfficiënten (K_d) voor bodem of sediment; en

- het ontbreken van een correlatie tussen parameters (K_d en CR).

Echter vertegenwoordigt ERICA de *state of the art* in dit kennisdomein en werden op SCK•CEN specifieke acties genomen om de representativiteit van de evaluatie te garanderen (§4.3.1 van [OD-211]), onder meer door de keuze van *referentieorganismen* die representatief zijn voor de lokale ecosystemen [R14-126].

Ook werden de *invoerdata* aan QA/QC onderworpen (§4.3.2 van [OD-211]), door

- waar mogelijk het gebruik van waarden uit de biosfeermodellen te verkiezen boven de default ERICA-waarden;
- concentratieverhoudingen uit de (in 2011 in ontwikkeling zijnde) state of the art IAEA database voor transfer naar fauna en flora [R14-127] te verkiezen boven de default ERICA-waarden;
- onafhankelijke checks door collega's van de in de ERICA tool ingebrachte waarden (Annex 5.2 van [OD-117]).

14.20.6.2 Verificatie

14.20.6.2.1 Verificatie van het wiskundige model

Het wiskundige model onderliggend aan de ERICA tool, meer specifiek de aanpak voor de berekening van de DCC's, werd onafhankelijk geverifieerd en gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur [R14-181][R14-182][R14-183]. De verificatie werd ook deels verzekerd door case studies [R14-184].

De dosistempi worden berekend op basis van eenvoudige en courant gebruikte fysische vergelijkingen (§4.3.3 van [OD-117]), gedocumenteerd en gejustifieerd in [R14-125] en [R14-185].

14.20.6.2.2 Verificatie van de codering

De ERICA tool werd uitgebreid getest door zowel de ontwikkelaars (het Zweedse Facilia AG) als onafhankelijke gebruikers, bijvoorbeeld in het kader van het IAEA EMRAS programma [R14-183][R14-186][R14-187][R14-188][R14-189].

Uit deze tests blijkt dat ERICA betekenisvolle resultaten genereert in vergelijking met andere tools en dat de resultaten in het algemeen in goede overeenstemming zijn met de waarnemingen. Waar dit niet het geval was, kon de oorsprong van de verschillen verklaard worden.

14.20.6.2.3 Verificatie van het computermodel

Alle hypothesen en invoerdata in de tool werden manueel ingevoerd en onafhankelijk geverifieerd.

Ook de Exceltool waarmee de resultaten van de berekeningen herschaald werden (gewijzigd RS en gewijzigde bronterm) werd gecheckt door de ontwikkelaar en onafhankelijk geverifieerd.

Deze technische review is gedocumenteerd in Annex 5.2 van [OD-117].

14.20.6.3 Validatie

Het belangrijkste *validatiedocument*, dat de informatie met betrekking tot de uitgevoerde tests van ERICA bundelt, is Deliverable D10 van ERICA [R14-184]. Dit document beschrijft de toepassing van ERICA outputs voor *vijf verschillende cases*:

- een terrestrische ecosysteem in de zandduinen aan de kust van Drigg (Verenigd Koninkrijk);

- een zoetwaterecosysteem in de Loire (Frankrijk);
- een marien ecosysteem in Sellafeld (Verenigd Koninkrijk);
- een terrestrisch ecosystemen in Komi (Rusland); en
- een terrestrisch ecosysteem in de onmiddellijke omgeving van Tsjernobyl (Oekraïne).

Hierbij werden berekende en gemeten activiteitsconcentraties in biota (en water/sedimenten voor de aquatische ecosystemen) vergeleken. Waar mogelijk werden ook gemeten doses en waargenomen effecten van straling vergeleken met geschatte doses en voorspelde effecten voor een groot aantal radionucliden.

14.20.7 Toepassing van de concepten van QVV voor HIAM

HIAM is een rekentool ontwikkeld door Galson Sciences Ltd. in opdracht van NIRAS voor de impactberekeningen voor direct-effect intrusiescenario's, uitgesteld-effect intrusiescenario's met betrekking tot de afzonderingscapaciteit en het penalisierende grondscenario. HIAM berekent verval en ingroei van radionucliden in de tijd en lost de wiskundige vergelijkingen op om tot doses voor de verschillende blootstellingswegen te komen.

Vertrouwen in HIAM en de resultaten ervan wordt op verschillende manieren bereikt; een overzicht van de elementen van QVV wordt gegeven in [OD-235]. Aangezien toekomstige menselijke acties onmogelijk te voorspellen zijn en menselijke intrusie dus geëvalueerd wordt vanuit een *gestileerde* doch omhullende invalshoek, is het niet mogelijk de modellen als zodanig te *valideren* door vergelijking van de resultaten met metingen of experimenten (§14.20.7.3). Dit is a fortiori het geval voor het penalisierende grondscenario. De focus ligt dan ook op de *kwalificatie* (§14.20.7.1) en *verificatie* (§14.20.7.2).

14.20.7.1 Kwalificatie

De doelstelling van de modellen geassocieerd met de HIS'en (afzonderingscapaciteit) en het penalisierende grondscenario is het berekenen van een *omhullende* schatting van de radiologische impact voor verschillende types intrusies / een minimale afzonderingscapaciteit.

De *conceptuele modellen* zijn consistent met andere internationale benaderingen en zodanig geparametriseerd dat de modellering bijdraagt tot, of a minima niet afdoet aan, het omhullende karakter van de scenario's, zoals beargumenteerd in §14.7.5, §14.8.5, §14.9.5 en §14.12.5 en gedocumenteerd en gerefereerd in [OD-116] en [OD-276] (zie ook §4.3 van [OD-235]).

Voor een overzicht van de conceptuele modellen verwijzen we naar §14.7.3.1, §14.8.3.1, §14.9.3.1 en §14.12.3.1.

14.20.7.2 Verificatie

De *dosisvergelijkingen* zijn vergelijkbaar met of equivalent aan internationaal beschouwde vergelijkingen voor vergelijkbare scenario's of blootstellingswegen (hoofdstukken 4 en 5 van [OD-116]). De Bateman-vergelijkingen voor de berekeningen van verval en ingroei zijn empirisch en de activiteitsniveaus berekend in HIAM werden vergeleken met de resultaten van onafhankelijke berekeningen om de correctheid te bevestigen (Appendix C.2 van [OD-235]).

Tijdens de ontwikkeling van HIAM werden diverse checks uitgevoerd om te verzekeren dat de vergelijkingen op een correcte manier werden geïmplementeerd. Hiertoe werd een specifieke *kwaliteitsborgingsprocedure* opgesteld bij GSL (Appendix D van [OD-235]), met als belangrijkste aspecten (§4.5 van [OD-235]):

- vergelijking van de door HIAM gegenereerde resultaten met onafhankelijke berekeningen in Excel (alle scenario's);
- verificatie van de invoerdata;
- verificatie van de vervalberekeningen;
- functionaliteit van de GUI; en
- het opnieuw uitvoeren van verificaties bij wijzigingen aan de code.

Voor de scenario's met uitloging (intrusie-residentie) werd tevens de activiteitsbalans geverifieerd en werd nagegaan of de numerieke accuraatheid bij de gekozen tijdstappen voor de berekening voldoende is (Appendix C.3 van [OD-235]).

14.20.7.3 Validatie

Omwille van de *gestileerde* aanpak voor de evaluatie van de radiologische impact onder intrusiescenario's en het penaliserende grondwaterscenario, is geen validatie mogelijk.

Dit wordt gecompenseerd door de hoger beschreven aspecten van kwalificatie en verificatie, gedocumenteerd teneinde vertrouwen in de met HIAM gegenereerde resultaten te scheppen [OD-106][OD-116][OD-235][OD-276].

14.20.8 Conclusie

Gebaseerd op het voorgaande, kan gesteld worden dat binnen de mate van het mogelijke gegeven de betrokken tijdschalen alles gedaan werd om aan de eisen van QVV te voldoen voor de modellen gebruikt in de langetermijnveiligheidsevaluatie.

14.21 Bijlage 14-3: Lijst van afkortingen

ABR	Assessment Bounding Rule	Beperkende regel voor de evaluatie
ABS	Anti Bathtub System	Anti-badkuip-systeem
AES	Alternative Evolution Scenario	Alternatieve evolutiescenario
ARBIS		Algemeen Reglement op de Bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van de Ioniserende Stralingen
ASR	Alkali-Silica Reaction	Alkali-silicareactie
BCF	Biosphere Conversion Factor	BiosfeerConversieFactor
BDBE	Beyond Design Basis Earthquake	aardbeving die de ontwerpbasis overschrijdt
BE	Best Estimate	Beste schattingswaarde
BP	Before Present	... jaar oud
CEA	Commissariat à l'Énergie Atomique	
CLI	Concentration Limit	ConcentratieLimiet
CPF	Controlled Permeable Formwork	<i>Controlled Permeable Formwork</i>
CPT	Cone Penetration Test	<i>Cone Penetration Test</i>
CR	Concentration Ratio	Concentratieverhouding
DBE	Design Basis Earthquake	Ontwerpaardbeving
DCC	Dose Conversion Coefficient	Dosisconversiecoëfficiënt
DCF	Data Collection Form	Verzamelformulier voor gegevens
DEF	Delayed Ettringite Formation	Vertraagde ettringietvorming
EES	Expected Evolution Scenario	Verwachte evolutiescenario
EMRAS	Environmental Monitoring for RAdiation Safety	Omgevingsmonitoring voor Stralingsveiligheid
EPA	Environmental Protection Agency	Environmental Protection Agency (VS)
ERICA	Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management -	milieurisico van ioniserende contaminanten: beoordeling en beheer
ESA	External Sulfate Attack	Externe sulfaataantasting
FANC	Federal Agency for Nuclear Control	Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle
FAO	Food and Agriculture Organisation (United Nations)	Voedsel- en Landbouworganisatie (Verenigde Naties)
FEP'S	Features, Events and Processes	kenmerken, gebeurtenissen en processen
GA	Conditioned Waste	Geconditioneerd Afval
GCL	Geosynthetic Clay Liner	Geosynthetische klei liner
GM	Geometric Mean	Geometrisch gemiddelde
GSL	Galson Sciences Ltd.	
GTF	Geo(sphere) Transfer Factor	Geo(sfeer)TransferFactor
HCP	Hardened Cement Paste	Uitgeharde cementpasta
HIAM	Human Intrusion Assessment Model	Evaluatiemodel voor menselijke intrusie
HIS	Human Intrusion Scenario	Scenario van menselijke intrusie Intrusiescenario
ICRP	International Commission on Radiological Protection	Internationale Commissie voor Stralingsbescherming
IAEA	International Atomic Energy Agency	Internationaal Atoomenergieagentschap
IETCC	Instituto de Ciencias de la Construcción Eduardo Torroja	
IPM	Installation for Production of Monoliths	Installatie voor Productie van Monolieten
ISA	IsoSaccharinic Acid	Isosaccharinezuur
ISAM	Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities	verbetering van methoden voor veiligheidsevaluaties van oppervlaktebergingsinrichtingen

JEFF	Joint Evaluated Fission and Fusion File	gezamenlijk geëvalueerd document inzake splijting en fusie
KB	Royal Decree	Koninklijk Besluit
LLWR	Low Level Waste Repository (UK)	Low Level Waste Repository (VK)
NAM	Neogene Aquifer Model	Neogeen Aquifer Model
NEA	Nuclear Energie Agency	Nucleair Energieagentschap
NIRAS	National Institution for Radioactive Waste and Enriched Fissile Materials	Nationale Instelling voor Radioactief Afval en verrijkte Splijtstoffen
NRC	Nuclear Regulatory Commission	Nuclear Regulatory Commission (VS)
NUREG	US Nuclear Regulatory Commission Regulation	Regelgeving van de Nuclear Regulatory Commission (VS)
OD	Supporting document	Ondersteunend document
OF	Occupancy Factor	Bewoningsfactor
OLI	Operational Limit	Operationele Limiet
PEDR	Predicted Environmental Dose Rate	Voorspeld omgevingsdosistempo
PNEDR	Predicted No Effect Dose Rate	Dosistempo waaronder geen effect wordt verwacht
PROTECT	Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context	Bescherming van het milieu tegen ioniserende straling in een reglementaire context
PS	Penalising Scenario	Penaliserend scenario
QA	Quality Assurance	Kwaliteitszorg
QA/QC	Quality Assurance / Quality Control	Kwaliteitszorg / Kwaliteitscontrole
QVV	Qualification, Verification and Validation	Kwalificatie, verificatie en validatie
RD&D	Research, Development & Demonstration	Onderzoek, ontwikkeling & demonstratie
RQ	Risk Quotient	RisicoQuotiënt
RS	Reference Scenario	Referentiescenario
SCK•CEN	Belgian Nuclear Research Centre	Studiecentrum voor Kernenergie / Centre d'étude de l'Énergie Nucléaire
SF	Screening Factor	ScreeningFactor
SP	Screening Product	ScreeningProduct
SSC'S	Systems, Structures and Components	Systemen, structuren en componenten
TSA	Thaumasite Sulfate Attack	Thaumasiet sulfaataantasting
UCL	Université Catholique de Louvain	
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation	Wetenschappelijk comité van de Verenigde Naties met betrekking tot gevolgen van ioniserende straling
W/C	Water-Cement ratio	Water-cement verhouding
WTCB		Wetenschappelijk en Technisch Centrum voor het Bouwbedrijf

14.22 Bijlage 14-4: Verklarende woordenlijst

Afzondering is het resultaat van de acties met het oog op het voorkomen van contact tussen radioactief afval en de biosfeer (inclusief de mens).

Een **bergingssysteem** is het geheel van systemen, structuren en componenten (SSC's) die bijdragen tot de afzondering en insluiting.

Een **biosfeerreceptor** is een bepaalde milieu- of biosfeereenheid welke blootgesteld wordt aan ioniserende straling en/of radioactieve stoffen.

Een **conceptueel model** is een gestileerde weergave van de realiteit met aannames ten aanzien van geometrie en dimensionaliteit van het systeem, begin- en randvoorwaarden, tijdsafhankelijkheid en de aard van de relevante fysische, chemische en biologische processen en fenomenen.

Een **dosisbeperking** is een opgelegde beperking ten aanzien van de te verwachten individuele doses die door een bron, handeling of bepaalde taak zouden kunnen worden veroorzaakt. Deze wordt gebruikt bij de optimalisering, tijdens de planning van de stralingsbescherming [R14-2].

De **evaluatiebasis** is de verzameling van beschikbare informatie en instrumenten voor de evaluatie van de veiligheid en performanties van een bepaald concept en ontwerp in een bepaald stadium in het programma.

Een **FEP** is een kenmerk (feature), gebeurtenis (event), proces (process) of andere factor dat/die mogelijksterwijs in beschouwing dient te worden genomen voor de veiligheidsevaluatie van een bergingsinrichting. Hieronder vallen fysische kenmerken, gebeurtenissen en processen die van directe of indirecte invloed kunnen zijn op het vrijkomen en het transport van radionucliden uit het bergingssysteem of daaropvolgende blootstelling aan bestraling van mensen, evenals andere factoren, zoals reglementaire vereisten of modelliseringskwesaties waardoor analyses hetzij worden beperkt dan wel worden toegespitst op een bepaald onderwerp.

De **geotransferfactor** (GTF) is de verhouding tussen de concentratie in een biosfeerreceptor (hypothetische waterput, kwelgebieden) en de flux uit het bergingssysteem voor een niet-reactieve opgeloste stof.

Een **initiërende FEP** is een mogelijke gebeurtenis of proces die aan de basis ligt van een verandering in de toestand van het bergingssysteem of de routes waarlangs radionucliden kunnen vrijkomen en aldus een nadelige invloed heeft op de performantie van het bergingssysteem.

Insluiting is het resultaat van de acties met het oog op het beletten en beperken van het vrijkomen van radionucliden uit een beperkte ruimte.

Menselijke intrusie is een actie genomen door een of meerdere leden van de bevolking die een verstoring of doorbreking inhoudt van een enkele of verscheidene barrières van het bergingssysteem, als gevolg waarvan de indringer(s) of leden van de naburige bevolking kunnen worden blootgesteld aan een radiologisch risico.

Een **kritieke radionuclide** is een radionuclide die een significante bijdrage levert aan de radiologische impact van de bergingsinrichting op lange termijn en waaraan, om die reden, radiologische limieten worden opgelegd.

Nucleaire reglementaire controle is de institutionele controle uitgeoefend door de bevoegde reglementaire instantie inzake nucleaire veiligheid, beveiliging en het tegengaan van verspreiding, of door enige daartoe behoorlijk bevoegde instelling.

Een **performantie-indicator** is een kenmerk of gevolg van het *ontwerp* van een bergingssysteem waarmee het vermogen van SSC's of van het bergingssysteem als geheel om radionucliden af te zonderen en in te sluiten kan worden beschreven als een functie van tijd.

Een **referentiebiosfeer** is een gestileerd model van de biosfeer dat wordt gebruikt als referentie voor een veiligheidsevaluatie en waarin verschillende componenten worden gespecificeerd, zoals klimaat, fauna en flora, geologie, hydrologie en activiteiten van de lokale bevolking. De stiering heeft betrekking op de aannames en hypothesen ten aanzien van de tijdsevolutie van de biosfeer en/of de site-specifieke aard van het biosfeermodel.

Een **referentiewaarde** laat toe een aanvaardbare grootteorde voor de impact vast te stellen, zonder uit te sluiten dat een hogere waarde aanvaardbaar kan zijn. Ze geldt als 'vergelijkingswaarde'. Een referentiewaarde is geen 'drempelwaarde' of 'limietwaarde' die onder geen beding overschreden mag worden.

Een **risicobeperking** is een toekomstige en brongerelateerde beperking van het individuele risico afkomstig uit een bron, die een basisniveau van bescherming biedt aan de individuen die aan het hoogste risico worden blootgesteld en dient als bovengrens voor het individuele risico in de optimalisering van bescherming voor die bron.

Een **scenario** is een beschrijving van de evolutie van het bergingssysteem en zijn omgeving in overeenstemming met een reeks vooropgestelde of veronderstelde omstandigheden en/of gebeurtenissen.

Screeningberekeningen hebben tot doel om factoren die van minder belang zijn voor de stralingsbescherming of de veiligheid van verdere gedetailleerde overweging uit te sluiten zodat men zich kan concentreren op de belangrijkste factoren.

Validatie betreft het vergelijken van modelvoorspellingen met observaties op een echt systeem, rekening houdend met de betrokken tijdschalen en ruimtelijke schalen.

In het **veiligheidsconcept** worden de structuren, systemen en componenten van het bergingssysteem geïdentificeerd die de veiligheid verzekeren, en worden hun veiligheidsfuncties en verwachte prestaties beschreven voor de verschillende periodes en fases in het leven van de inrichting.

Een **veiligheidsfunctie** is een functie waarin het bergingssysteem moet voorzien om de veiligheidsdoelstelling te bereiken.

Een **veiligheidsindicator** is een kenmerk of gevolg van een bergingssysteem waarmee potentiële schade kan worden geschat en dat kan worden geëvalueerd om kwantitatieve argumenten aan te dragen voor de globale veiligheid van het bergingssysteem.

Verificatie is het proces waarbij nagegaan wordt of het beoogde conceptuele model correct geïmplementeerd is in het computermodel.

Een **voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionuclide** is een radionuclide die mogelijk op lange termijn een merkbare bijdrage kan leveren aan de radiologische impact van het bergingssysteem.

14.23 Bijlage 14-5: Referenties bij hoofdstuk 14

14.23.1 Referenties

- [R14-1] Federaal Agentschap voor Nucleaire controle, *Veiligheidsvoorschriften voor de inrichtingen voor eindberging van radioactief afval*, FANC nota 2012-12-12-LB-4-4-01-NL, 8 januari 2013
- [R14-2] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 20 juli 2001 houdende algemeen reglement op de bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van ioniserende stralingen*, Belgisch Staatsblad, 30 augustus 2001
- [R14-3] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 30 november 2011 houdende veiligheidsvoorschriften voor kerninstallaties*, Belgisch Staatsblad, 21 december 2011
- [R14-4] International Atomic Energy Agency, *Disposal of radioactive waste – Specific Safety Requirements Part 5*, IAEA Safety Standards No. SSR-5, IAEA, Wenen, april 2011
- [R14-5] International Atomic Energy Agency, *Safety assessment for facilities and activities – General Safety Requirements Part 4*, IAEA Safety Standards No. GSR Part 4 (Rev. 1), IAEA, Wenen, februari 2016
- [R14-6] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 31 mei 2016 betreffende de bescherming van de volksgezondheid tegen radioactieve stoffen in voor menselijke consumptie bestemd water*, Belgisch Staatsblad, 28 juni 2016
- [R14-7] Raad van de Europese Unie, *Richtlijn 2013/51/Euratom van de raad van 22 oktober 2013 tot vaststelling van voorschriften voor de bescherming van de volksgezondheid tegen radioactieve stoffen in voor menselijke consumptie bestemd water*, Publicatieblad van de Europese Unie, L296/12, 7 november 2013
- [R14-8] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Nota houdende elementen die door het FANC geverifieerd zullen worden teneinde het vergunningsaanvraagdossier voor een oppervlakteberging van laag- en middelactief kortlevend afval conform artikel 6.1 van het voorstel van Koninklijk Besluit houdende vaststelling van het vergunningsstelsel van de inrichtingen voor eindberging van radioactief afval als “volledig” te kunnen verklaren*, FANC nota 2012-03-15-JME-5-4-3-NL, 10 april 2012
- [R14-9] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Explications portant sur la table des matières, le contenu attendu et la structure du rapport de sûreté destiné à couvrir l'ensemble des périodes et phases de la vie d'un établissement d stockage définitif en surface de déchets radioactifs de faible et moyenne activité et de courte demi-vie sur le territoire de la commune de Dessel*, FANC nota 2011-06-06-PDC-5-4-1-FR, 30 juli 2012
- [R14-10] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Dépôts des déchets radioactifs – Note stratégique et politique d'instruction des demandes d'autorisation*, FANC nota 007-020-F rév. 1, 17 oktober 2007
- [R14-11] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Guide technique “Critères de radioprotection pour l'évaluation post-fermeture des dépôts de déchets radioactifs”*, FANC nota 2011-06-28-CAD-5-4-3-FR rév. 1, 20 juli 2017
- [R14-12] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Guide technique “Dépôt définitif en surface sur le territoire belge de déchets de faible et moyenne activité à vie courte”*, FANC nota 007-228-F rév. 3, 13 juli 2011

- [R14-13] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Guide relative à la prise en compte du risque d'intrusion humaine pour les dépôts définitifs en surface de déchets radioactifs*, FANC nota 007-087-F rév. 1, 2 april 2010
- [R14-14] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Guide technique "Analyse de sûreté : Aspects liés à l'eau souterraine"*, FANC nota 008-255-F rév. 2, 24 september 2010
- [R14-15] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Veiligheidsevaluatie: biosfeer*, FANC nota 008-217-N herz. 3, 19 augustus 2010
- [R14-16] International Atomic Energy Agency, *Safety margins of operating reactors*, IAEA TECDOC-1332, IAEA, Wenen, januari 2003
- [R14-17] U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Technical analyses supporting definition of period of performance for low-level waste disposal*, ML111030586, Rockville, MD, 2011
- [R14-18] D.W. Esh, C.A. McKenney, C.J. Grossman, *How long is too long?*, WM 2014 Conference (14644), Phoenix, AZ, 2-6 March 2014
- [R14-19] P. Baguis, V. Ntegeka, P. Willems & E. Roulin, *Extension of CCI-HYDR climate change scenarios for INBO*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) & Belgian Science Policy – SSD Research Programme, Technical Report by K.U. Leuven – Hydraulics Section & Royal Meteorological Institute of Belgium, 31 pp., januari 2009
- [R14-20] BIOCLIM, *Modelling Sequential Biosphere Systems under Climate change for Radioactive Waste Disposal, Deliverable D10-12: Development and Application of a Methodology for Taking Climate-Driven Environmental Change into Account in Performance Assessments*, 2004
- [R14-21] International Atomic Energy Agency, *Safety assessment methodologies for near surface disposal facilities – Volume 1: Review and enhancement of safety assessment approaches and tools*, IAEA, Wenen, juli 2004
- [R14-22] Nuclear Energy Agency, *Features, Events and Processes (FEPS) for geological disposal of radioactive waste – An international database*, OECD/NEA, Parijs, 2000
- [R14-23] International Atomic Energy Agency, *"Reference biospheres" for solid radioactive waste disposal – Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) programme*, IAEA-BIOMASS-6, IAEA, Wenen, juli 2003
- [R14-24] International Atomic Energy Agency, *IAEA Safety Glossary – Terminology used in nuclear safety and radiation protection – 2007 edition*, IAEA, Wenen, juni 2007
- [R14-25] International Commission on Radiological Protection, *Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public*, ICRP Publication 101A, Annals of the ICRP 36(3), 2006
- [R14-26] International Commission on Radiological Protection, *Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste*, ICRP Publication 81, Annals of the ICRP 28(4), 1998
- [R14-27] International Commission on Radiological Protection, *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 103, Annals of the ICRP 37(2-4), 2007
- [R14-28] International Commission on Radiological Protection, *Conversion coefficients for radiological protection quantities for external radiation exposures*, ICRP Publication 116, Annals of the ICRP 40(2-5), 2010

- [R14-29] International Atomic Energy Agency, *Implications for occupational radiation protection of the new dose limit for the lens of the eye*, IAEA TECDOC-1731, IAEA, Wenen, december 2013
- [R14-30] U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Standard review plan for spent fuel dry storage facilities*, Final Report, NUREG-1567, maart 2000
- [R14-31] International Commission on Radiological Protection, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21(1-3), 1991
- [R14-32] International Atomic Energy Agency, *Safety indicators for the safety assessment of radioactive waste disposal*, IAEA TECDOC-1372, IAEA, Wenen, september 2003
- [R14-33] International Atomic Energy Agency, *Safety indicators in different time frames for the safety assessment of underground radioactive waste repositories*, IAEA TECDOC-767, IAEA, Wenen, oktober 1994
- [R14-34] L. Jacqmin, *External radiation dose rates from a contaminated groundwater table*, Report VNS-TR-17-041 Rev. 0, 10 oktober 2017
- [R14-35] K.F. Eckerman & A.L. Sjoreen, *Radiological Toolbox user's manual*, ORNL/TM-2004/27, Oak Ridge National Laboratory, 31 december 2003
- [R14-36] P. Andersson, J. Garnier-Laplace, N. A. Beresford, D. Copplestone, B. J. Howard, P. Howe, D. Oughton & P. Whitehouse, *Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values*, Journal of Environmental Radioactivity 100, p. 1100 – 1108, 2009
- [R14-37] J. Garnier-Laplace & R. Gilbin (Eds.), *Derivation of Predicted No Effect Dose Rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances*, ERICA Deliverable D5, European Commission, 6th Framework, Contract N° FI6RCT-003-508847, 2006
- [R14-38] ONDRAF/NIRAS, *Version 1 of the 2008 source term of category A waste for near surface disposal at Dessel: waste types, quantities and characteristics*, NIROND-TR 2008-29E Version 1, 23 juni 2010
- [R14-39] M.A. Kellett, O. Bersillon & R. W. Mills, *The JEFF-3.1/-3.1.1 radioactive decay data and fission yields sub-libraries*, JEFF report 20, NEA nr. 6287, Nuclear Energy Agency, Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling, Parijs, Frankrijk, 2009
- [R14-40] M. M. Bé & V. Chisté, *⁷⁹Se comments on evaluation of decay data*, Laboratoire national d'essais – Laboratoire National Henri Becquerel, Commissariat à l'Énergie Atomique, Paris, januari 2006
- [R14-41] E. Coppens, *Betonveroudering in de omgeving Dessel – een case studie*, NIRAS nota 2015-3099, 4 november 2015
- [R14-42] T.L. Johnson, *Design of erosion protection for long-term stabilization – Final report*, NUREG-1623, Office of Nuclear Material Safety and Safeguards, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC, september 2002
- [R14-43] C.A. Langton & J. Weiss, *Transport through cracked concrete: literature review*, SRNL-STI-2012-00267 Revision 0, Savannah River National Laboratory, april 2012
- [R14-44] G. Fagerlund, *A service life model for internal frost damage in concrete*, Report TVBM-3119, Lund University of Technology, 2004

- [R14-45] L. Wouters, *Verslag van de meeting proefafdekking van 18 en 19 januari 2010 Andra, Centre de l'Aube*, NIRAS nota 2010-0503 (herz. 0), 9 maart 2010
- [R14-46] R.D. Lindberg & D.D. Runnels, *Ground water redox reactions: an analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modelling*, Science 225(4665), pp. 925-927, 31 augustus 1984
- [R14-47] Z. Zhang, M. Thiery & V. Baroghel-Bouny, *Numerical modelling of moisture transfers with hysteresis within cementitious materials: Verification and investigation of the effects of repeated wetting-drying boundary conditions*, Cement and Concrete Research 28, pp. 10-23, 2015
- [R14-48] M.T. van Genuchten, *Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*, Soil Science Society America Journal 44, pp. 892-898, 1980
- [R14-49] M. Atkins & F.P. Glasser, *Application of Portland cement-based materials to radioactive waste immobilization*, Waste Management 12, pp. 105-131, 1992
- [R14-50] C. Andrade, *Report for describe the mechanism and risk of corrosion of the lifting anchors of the monoliths*, IETcc, Report n° CISDEM-44 III, 2014
- [R14-51] J.-M. Torrenti, O. Didry, J.-P. Ollivier & F. Plas, *La dégradation des bétons, couplage fissuration-dégradation chimique dans les structures en béton*, Editions Hermès, 1999
- [R14-52] P. Dangla & W. Dridi, *Rebar corrosion in carbonated concrete exposed to variable humidity conditions. Interpretation of Tuutti's curve*, Corrosion Science 51, pp. 1747-1756, 2009
- [R14-53] M. Constable, A. Craven & S. Dickinson, *Review of wasteform ageing up to repository resaturation, Part One*, WMT(06)P118 Issue 1, september 2010
- [R14-54] M. Constable, A. Craven & S. Dickinson, *Review of wasteform ageing up to repository resaturation, Part Two*, WMT(07)P052 Issue 1, september 2010
- [R14-55] S. Cohen and Associates, *Preliminary review of the degradation of cellulosic, plastic and rubber materials in the waste isolation pilot plant and possible effects on magnesium oxide safety factor calculations*, prepared for the U.S. EPA under contract EP-D-05-002, 2006
- [R14-56] P.N. Humphreys, J.M. West & R. Metcalfe, *Microbial effects on repository performance*, Technical Report QRS-1378Q-1 Version 3.0, UK NDA, February 2010
- [R14-57] R.C. Newman, S. Wang & N. Senior, *Understanding and quantifying the corrosion of carbon steel in grouts relevant to the Swiss L/ILW repository*, Nagra, Arbeitsbericht NAB 15-17, maart 2015
- [R14-58] N. Diomidis, *Scientific basis for the production of gas due to corrosion in a deep geological repository*, Arbeitsbericht NAB 14-21, Nagra, februari 2014
- [R14-59] K. Remeysen, *Toepassing van NUREG 1623 op de bio-intrusiebarrière en de biologische lag van de afdekking*, Tractebel nota MD-07-E-02, 18 september 2015
- [R14-60] E. Weetjens, *Vegetatie-ontwikkeling op grofkorrelig substraat (grind en kiezel)*, SCK note SCK\6251750, 29 september 2015
- [R14-61] R. Bonaparte, B.A. Gross, D.E. Daniel, R.M. Koemer & S. Dwyer, *(Draft) Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers*, EPA- 540-R-04-007, Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency, Washington DC, april 2004

- [R14-62] J.-M. Torrenti, *Degradation of cementitious materials: coupling chemistry, transport and mechanics*, Keynote lecture, NUWCEM 2011, 1st International Symposium on Cement-Based Materials for Nuclear Wastes, Avignon, France, 11-13 oktober 2011
- [R14-63] W. Didri & J.L. Lacour, *Experimental investigation of solute transport in unsaturated cement pastes*, Cement and Concrete Research 63, pp. 46-53, 2014
- [R14-64] G. de Vera, M. Climent, E. Viqueira, C. Antón & C. Andrade, *A test method for measuring chloride diffusion coefficients through partially saturated concrete. Part II: The instantaneous plane source diffusion case with chloride binding consideration*, Cement and Concrete Research 37, pp. 714-724, 2007
- [R14-65] R.T. Pabalan, F.P. Glasser, D.A. Pickett, G.R. Walter, S. Biswas, M.R. Juckett, L.M. Sabido & J.L. Myers, *Review of literature and assessment of factors relevant to performance of grouted systems for radioactive waste disposal*, Report CNWRA 2009-001 (Contract NRC NRC-02-07-006), Center for Nuclear Waste Regulatory analyses, San Antonio, Texas, april 2009
- [R14-66] C. Richet, C. Gallé, P. Le Bescop, H. Peycelon, S. Bejaoui, I. Tovenà, I. Pointeau, V. L'Hostis & P. Lovera, *Synthèse des connaissances sur le comportement des bétons, applications aux colis cimentés*, Rapport CEA N° CEA-R-6050, 2004
- [R14-67] Z. Yang, J. Weiss & J. Olek, *Water absorption in partially saturated fractured concrete*, Proceedings of the International RILEM Workshop on Transport Mechanisms in Cracked Concrete, 2007
- [R14-68] D. Jacques, J. Perko, S.C. Seetharam & D. Mallants, *A cement degradation model for evaluating the evolution of retardation factors in radionuclide leaching models*, Applied Geochemistry 49, pp. 143-158, oktober 2014
- [R14-69] D. Or & M. Tuller, *Hydraulic conductivity of partially saturated porous media: flow in a cross-section*, Advances in Water Resources 26, pp. 883-898, 2003
- [R14-70] I. Crossland, *Long-term properties of cement – evidences from nature and archaeology*, Nirex Report CCL/2006/01, 2006
- [R14-71] M. Thiery, G. Villain, P. Dangla & G. Platret, *Investigation of the carbonation front shape on cementitious materials : Effects of the chemical kinetics*, Cement and Concrete Research 37, pp. 1047-1058, 2007
- [R14-72] B. Lagerblad, *Leaching performance of concrete based on studies of samples from old concrete constructions*, SKB Technical Report TR-01-27, september 2001
- [R14-73] S.L. Matzen, J.M. Beiriger, P.C. Torretto & P. Zhao, *Uranium VI and neptunium V transport through fractured hydrothermally altered concrete*, Radiochimica Acta 88(9-11), pp. 657-664, 2000
- [R14-74] J.C. Walton, *Performance of intact and partially degraded concrete barriers in limiting mass transport*, NUREG/CR-5445, Idaho National Engineering Laboratory, prepared for U.S. Nuclear Regulatory Commission, juni 1992
- [R14-75] Savannah River Remediation, *Performance assessment for the F-tank farm at the Savannah River Site*, SRS-REG-2007-00002 Revision 1, 31 maart 2010
- [R14-76] D. J. Naus, *Primer on durability of nuclear power plant- reinforced concrete structures – A review of relevant factors*, NUREG/CR-6927 (ORNL/TM-2006/529), februari 2007

- [R14-77] G. Volckaert & D. Mallants, *Scenarioselectie voor de langetermijnveiligheidsevaluatie voor de berging van categorie A afval*, SCK•CEN-R-3811, 2003
- [R14-78] United States Nuclear Regulatory Commission, *A performance assessment methodology for low-level radioactive waste disposal facilities: Recommendations of NRC's performance assessment working group*, NUREG-1573, U.S. NRC, Office of Nuclear Material Safety and Safeguards, Washington, DC, oktober 2000
- [R14-79] WTCB, *Bepaling van de druksterkte-evolutie van mortel SFFC3 0,364 op jonge leeftijd – Bepaling van het krimpedrag van mortel SFFC3 en de invloed van Rheomac 100 hierop*, WTCB proefverslag DE65092004/3, 2011
- [R14-80] Belgoprocess, *Schema 400 L vat met centreersysteem voor CILVA*, nr. 41912, 2005 en nr. DR34652, 2002
- [R14-81] E. Coppens, *Eigenschappen van het beton van de demonstratieproef 2011-2013 in verharde toestand*, NIRAS nota 2013-1679, 2013
- [R14-82] Bouwmaterialen Van Pelt NV, *Identificatiefiche van een zand volgens PTV 411 grind voor de bouw (Rijng grind 2/8)*, 14-29-BPR-340205-12620, 15 januari 2010
- [R14-83] A.W. Harris, A.K. Nickerson, *The physical properties of the Nirex Reference Vault Backfill*, AEA Technology, Report NSS/R335, AEA-D&W-0450, 1997
- [R14-84] J. Newman & B. Choo, *Advanced concrete technology - Processes Table 12.1*, 2003
- [R14-85] N. Lambert, *Sand-cement compaction rate*, ONDRAF/4NT/0380618/000/00, Tractebel Engineering, 3 augustus 2015
- [R14-86] B. Look, *Handbook of geotechnical investigation and design tables*, Taylor & Francis Group, London, 2007
- [R14-87] J. Warner, *Practical handbook of grouting: soil, rocks and structures – Table 6.7*, april 2004
- [R14-88] G. de Marsily, *Quantitative hydrogeology*, Academic Press, San Diego, California, 1996
- [R14-89] V.T. Ngala & C.I. Page, *Effects of carbonation on pore structure and diffusional properties of hydrated cement pastes*, Cement and concrete research 27(7), pp. 995-1007, 1997
- [R14-90] R.J. Millington & J.P. Quirk, *Permeability of porous solids*, Transactions of the Faraday Society 57, pp. 1200-1207, 1961
- [R14-91] Y.-H. Li & S. Gregory, *Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments*, Geochimica et Cosmochimica Acta Vol. 38, pp. 703-714, 1974
- [R14-92] AEOLUS, *Milieu-effectrapport kwartszandontginning Dessel SCR Sibelco NV*, 409 pp., 2001
- [R14-93] S. Devriese, I. Huybrechts, M. Moreau & H. Van Oyen, *De Belgische Voedselconsumptiepeiling 1 – 2004*, Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid, Afdeling Epidemiologie, IPH/EPI Reports No. 2006-016, 2006
- [R14-94] Vlaams Instituut voor Gezondheidspromotie, *De actieve voedingsdriehoek: een praktische voedings- en beweeggids*, VIG vzw, oktober 2006 (aangevuld in 2008)

- [R14-95] U. S. Environmental Protection Agency, *Exposure factors handbook – Update to exposure factors handbook EPA/600/8-89/043 – May 1989, Volume I – General factors*, EPA/600/P-95/02Fa, EPA, augustus 1997
- [R14-96] International Commission on Radiological Protection, *Human respiratory tract model for radiological protection*, ICRP Publication 66, Annals of the ICRP 24(1-3), 1995
- [R14-97] International Commission on Radiological Protection, *Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: reference values*, ICRP Publication 89, Annals of the ICRP 32(3-4), 2002
- [R14-98] K. G. Andersson, J. Road, M. A. Byrne & H. Hession, *Deposition of contaminant aerosol on human skin*, Journal of Environmental Radioactivity 85, pp. 182-195, 2006
- [R14-99] K. F. Eckerman & J. C. Ryman, *Federal Guidance Report No. 12 – External exposure to radionuclides in air, water and soil*, EPA-402-R-93-081, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, september 1993
- [R14-100] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, *Sources and effects of ionizing radiation – Annex A: Dose assessment methodologies*, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly Vol. 1, 2000
- [R14-101] D. C. Kocher & K. F. Eckerman, *Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface*, Health Physics 53(2), pp. 135-141, augustus 1987
- [R14-102] International Commission on Radiological Protection, *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 26, Annals of the ICRP 1-3, 1977
- [R14-103] International Atomic Energy Agency, *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater ecosystems*, Technical Reports Series No. 472, IAEA, Wenen, januari 2010
- [R14-104] S.C. Seetharam, J.Perko, D. Jacques & D. Mallants, *Influence of fracture networks on radionuclide transport from solidified waste forms*, Nuclear Engineering and Design 270, pp. 162–175, 2014
- [R14-105] J. Perko, S.C. Seetharam, D. Jacquesn D. Mallants, W. Cool & E. Vermariën, *Influence of cracks in cementitious engineered barriers in a near-surface disposal system: Assessment analysis of the Belgian case*, in ICEM2013, Proceedings of the ASME 2013 15th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management: September 8-12, 2013, Brussels, Belgium, p. ICEM2013-96226, 2013
- [R14-106] K. Remeysen, *Justification of the selection of a sand-cement embankment underneath the modules*, Tractebel Report no. TS401-NTE-0-001, 2010
- [R14-107] A. W. Harris & A.K. Nickerson, *The physical properties of the Nirex reference vault backfill*, AEAD&W-0450, AEA Technology, Harwell, juli 1997
- [R14-108] COMSOL Multiphysics, *User's guide (Version 3.5)*, COMSOL AB, 2008
- [R14-109] COMSOL Multiphysics, *Earth Science Module guide (Version 3.5)*, COMSOL AB, 2008
- [R14-110] C. Zheng & P. P. Wang, *MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems*,

Documentation and User's Guide, US Army Corps of Engineers, Contract report SERDP-99-1, december 1999

- [R14-111] A. W. Harbaugh, *MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular ground-water model – the ground-water flow process*, U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16, U. S. Geological Survey, Reston, Virginia, 2005
- [R14-112] ONDRAF/NIRAS, *Hydrogeological modelling in support of site characterisation*, NIROND-TR 2008-36E Version 1, april 2009
- [R14-113] M. Gedeon & D. Mallants, *Hydrogeological model for the safety evaluation. Groundwater flow and transport calculations for the nuclear zone Mol-Dessel*, SCK•CEN-R-3797, januari 2004
- [R14-114] L. Hardy, D. Mallants & G. Volckaert, *Hydrogeological model for the safety evaluation: groundwater flow and transport calculations for the nuclear zone Mol-Dessel*, SCK•CEN-R-3550, december 2003
- [R14-115] R. Van de Moortel & J. Deckers, *Bodemkundige karakterisatie van gecontroleerde overstromingsgebieden en schorren (AMIS DS8.3bis)*, KUL, interne publicatie nr. 49 i.o.v. Afdeling Zeeschelde: 107, 1998
- [R14-116] C. F. Baes & R. D. Sharp, *A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants for use in assessment models*, Journal of Environmental Quality 12, pp. 17-28, 1983
- [R14-117] D. Mascanzoni, *Long-term transfer from soil to plant of radioactive corrosion products*, Environmental Pollution 57(1), pp. 49-62, 1989
- [R14-118] P.J. Coughtrey & M.C. Thorne, *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems – A critical review of data*, Volume II, prepared for the Directorate-General Employment, Social Affairs and Education, Health and Safety Directorate, Commission of the European Communities, EUR 8115 II, 1983
- [R14-119] A.R. Lakshmanan & K.S. Venkateswarlu, *Uptake of uranium by vegetables and rice*, Water, Air and Soil Pollution 38(1), pp. 151-153, maart 1988
- [R14-120] S.C. Sheppard & W.G. Evenden, *Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead*, Journal of Environmental Radioactivity 8, pp. 255-285, 1988
- [R14-121] G. Pröhl, G. Olyslaegers, T. Zeevaert, B. Kanyar, P. Pinedo, I. Simón, U. Bergström, B. Hallberg, S. Mobbs, Q. Chen, R. Kowe, *Biosphere models for safety assessment of radioactive waste disposal*, GSF-Bericht 06/04, Institut für Strahlenschutz, 2006
- [R14-122] Low Level Waste Repository Ltd., *Consolidation and documentation of biosphere models*, SERCO/TAS/E003796/005 Issue 1, 15 maart 2010
- [R14-123] Food and Agriculture Organization, *Soil loss accelerating worldwide*, FAO, Rome, Italy, 1993 (geciteerd in [R14-124])
- [R14-124] N. Myers, *The next green revolution: its environmental underpinnings*, Current Science 76(4), 25 februari 1999
- [R14-125] J.E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N.A. Beresford, D. Copplestone, G. Pröhl and A. Ulanovsky, *The ERICA tool*, Journal of Environmental Radioactivity 99, pp. 1371-1383, 2008

- [R14-126] J. Lambrechts, P. Hendrickx, J. Gabriëls, M. Jacobs, A. De Vocht & P.T. Hendig, *Ontwikkeling van het geïntegreerd cat A bergingsconcept te Dessel en Mol – Ecologische inventarisatie van de fauna en flora in de nucleaire zone ten noorden van het kanaal Bocholt-Herentals*, Arcadis Belgium in opdracht van NIRAS vzw, 15 mei 2009
- [R14-127] International Atomic Energy Agency, *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife*, Technical Reports Series No. 479, juni 2014
- [R14-128] G. Pröhl (ed.), J. Brown, J.-M. Gómez-Ros, S. Jones, V. Taranenko, H. Thørring, J. Vives i Battle & D. Woodhead, *Dosimetric models and data for assessing radiation exposures to biota*, FASSET Deliverable D3, Contract No. FIGE-CT-2000-0102, juni 2003
- [R14-129] Svensk Kärnbränslehantering AB, *Safety analysis SFR 1 – Long-term safety*, SKB report R-08-130, december 2008
- [R14-130] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Acceptabilité des expositions potentielles dues à des événements initiateurs d'origine externe ou interne visant des établissements de dépôt de déchets radioactifs*, FANC nota 2012-06-21-JPW-5-4-5-FR, 21 juni 2012
- [R14-131] H. Bateman, *The solution of a system of differential equations occurring in the theory of radioactive transformations*, Mathematical Proceedings of the Cambridge Philosophical Society 15, pp.423–427, 1908–1910
- [R14-132] Eurofund, *Developments in working time 2015-2016*, 38 pp., Publications of the European Union, Luxembourg, 2017
- [R14-133] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 11 maart 2002 betreffende de bescherming van de gezondheid en de veiligheid van de werknemers tegen de risico's van chemische agentia op het werk*, Belgisch Staatsblad, 14 maart 2002
- [R14-134] O. I. Oztunali & G. W. Roles, *Update of Part 61 Impacts Analysis Methodology*, NUREG/CR-4370 Vol. 1, United States Nuclear Regulatory Commission, Division of Waste Management, Office of Nuclear Material Safety and Safeguards, Washington, D.C., januari 1986
- [R14-135] Nuclear Energy Agency, *Shallow land disposal of radioactive waste – Reference levels for the acceptance of long-lived radionuclides – A report by an NEA expert group*, OECD/NEA, Paris, 1987
- [R14-136] Bechtel Saic Company LLC, *Characteristics of the receptor for the biosphere model*, ANL-MGR-MD-000005 REV 04, prepared for U.S. Department of Energy under contract number DE-AC28-01RW12101, april 2005
- [R14-137] *Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming*, VLAREBO 2008, 14 december 2007 (geconsolideerde versie van 12 december 2014)
- [R14-138] B. Reubens, K. D'Haene, T. D'Hose & G. Ruyschaert, *Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie*, Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed, Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke, oktober 2010
- [R14-139] T.W. Hicks & T.D. Baldwin, *Assessment calculations for human intrusion for the LLWR 2011 ESC*, Galson Sciences 977-3 Issue 2, prepared for LLW Repository Ltd., 4 maart 2011

- [R14-140] International Atomic Energy Agency, *Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption and clearance*, IAEA Safety Reports Series No. 44, IAEA, Vienna, april 2005
- [R14-141] B.D. Amiro, Y. Zhuang & S.C. Sheppard, *Relative importance of atmospheric and root uptake pathways for ¹⁴CO₂ transfer from contaminated soil to plants*, Health Physics 61(4), pp. 481-492, 1991
- [R14-142] L.M.C. Limer, K. Smith, A. Albrecht, L. Marang, S. Norris, G.M. Smith, M.C. Thorne & S. Xu, *C-14 long-term dose assessment: data review, scenario development and model comparison*, SSM report 2014:47, Swedish Radiation Safety Authority, augustus 2012
- [R14-143] S.M. Wickham, D. Reedha & M.B. Crawford, *Role of concrete barriers in safety evaluations of surface repositories for LILW-SL*, Galson Sciences 0532-2 Version 1.1, prepared for ONDRAF/NIRAS, 6 maart 2006
- [R14-144] ONDRAF/NIRAS, *Record of the expert panel meetings for category A waste disposal*, NIROND-TR 2008-40 E Version 2, 7 maart 2011
- [R14-145] H. Bungum, *Review of updated methodology of PSHA and transfer function modelling*, 23 oktober 2014
- [R14-146] K. Vanneste, K. Verbeeck, B. Vleminckx & T. Camelbeeck, *Seismic-loading analysis of the near-surface disposal facility for category A radioactive waste (cAt) in the municipality of Dessel, Belgium. Updated methodology of PSHA and transfer function modelling*, ROB-cAt 2014-01 Version 2, 10 juli 2014
- [R14-147] Y. Thiry & A. Albrecht, *Review of NIROND-TR 2008-18 E Version 1*, performed by Andra at the request of SCK•CEN, 5 oktober 2010
- [R14-148] ONDRAF/NIRAS, *Benchmarking of the cement model and detrimental chemical reactions including temperature dependent parameters*, NIROND-TR 2008-30 E Version 1, juni 2009
- [R14-149] ONDRAF/NIRAS, *Overview of the field investigations in and around the nuclear site of Mol-Dessel*, NIROND-TR 2011-42 E Version 1, 31 oktober 2012
- [R14-150] ONDRAF/NIRAS, *Estimation of concrete carbonation in the modules and monoliths*, NIROND-TR 2011-19 E Version 2, 6 juni 2011
- [R14-151] ONDRAF/NIRAS, *Characterisation of cementitious matrices for a surface disposal of LLW*, NIROND-TR 2009-17 E Version 1 (IETcc report 19171), 20 november 2009
- [R14-152] M.C. Armero, *Resistance to thaumasite formation of concrete C-15-A and mortar M1 (cont. of preliminary results given in the report 19171)*, IETcc report 19-4, 20 september 2012
- [R14-153] E. Coppens, *Validatie effect van een CPF-liner op de duurzaamheid van de modules A en verificatie kwaliteit van het beton op basis van Glenium 27 en 360 kg CEM I LH*, NIRAS nota 2015-2512 (herz. 0), 3 september 2015
- [R14-154] A. Silva, R. Neves & J. de Brito, *Statistical modelling of carbonation in reinforced concrete*, Cement and Concrete Composites 50, pp. 73-81, 2014
- [R14-155] S. Labat & I. Wemaere, *Overview and analysis of 20 years piezometric observations in North-East Belgium*, SCK•CEN R-3547, november 2001
- [R14-156] S. Labat, *Overview and analysis of 30 years piezometric observations in North-East Belgium*, SCK•CEN-ER-163, 2011

- [R14-157] International Atomic Energy Agency, *Near surface disposal facilities for radioactive waste*, IAEA Specific Safety Guide SSG-29, IAEA, Wenen, maart 2014
- [R14-158] International Atomic Energy Agency, *Safety assessment for near surface disposal of radioactive waste*, IAEA Safety Guide WS-G-1.1, IAEA, Wenen, juli 1999
- [R14-159] A.E. Milodowski, C.A. Rochelle, A. Lacinska & D. Wagner, *A natural analogue study of CO₂-cement interaction: Carbonation of calcium silicate hydrate-bearing rocks from Northern Ireland*, Energy Procedia 4, pp. 5235-5242, 2011
- [R14-160] NIRAS, *Oppervlaktegeologie en oppervlakteverwerking – Natuurlijke en archeologische analogieën*, NIROND 97-10, 1997
- [R14-161] K. Verbeeck, *Studie van de tektonische activiteit van de breuken van Rauw en Poppel*, CCHO 2000-508/00/00, Koninklijke Sterrenwacht van België, Afdeling Seismologie, 2001
- [R14-162] ONDRAF/NIRAS, *Report on historical seismicity in the Kempen area, 14th – 19th centuries*, NIROND-TR 2011-24E Version 1, 6 mei 2011
- [R14-163] F. Verrezen, *Analyse van bodemdiepteprofielen – Fase 1: Locaties 1, 8 en 19*, SCK•CEN-R-5533 Versie 2, september 2013
- [R14-164] F. Verrezen, *Analyse van bodemdiepteprofielen – Fase 2: Locaties 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 en 18*, SCK•CEN-R- 5574, december 2013
- [R14-165] Belgoproces, *Jaarverslag radioactieve atmosferische lozingen Belgoproces 2010*, ref. VEM/2011-01556, 11 juni 2011
- [R14-166] L. Sombré, J. Claes & M. Bouchonville, *Radiologisch toezicht in België – Syntheseverslag 2016*, Dienst Toezicht op het Grondgebied en Natuurlijke Straling, Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, oktober 2017
- [R14-167] SCK•CEN, *Simulation tools management plan*, SCK•CEN INS-Work Instruction 178-INS-0002 (voormalige procedure PL.PAS.0108E Version (1.2))
- [R14-168] E. Martens, D. Jacques, T. Van Gerven, L. Wang & D. Mallants, *Geochemical modelling of Ca, Mg, Al and Pb from cementitious waste forms*, Cement and Concrete Research (International) 40(8), pp. 1298-1305, 2010
- [R14-169] A. Nardi, L.M. de Vries, P. Trinchero, A.E. Idiart & J. Molinero, *Coupling multiphysics with geochemistry : The COMSOL-PhreeqC interface*, Comsol conference proceedings paper, 2014
- [R14-170] Q. Xue, P. Wang, J.-S. Li & S.-Y. Wang, *Investigation of the leaching behavior of lead in stabilized/solidified waste using a two-year semi-dynamic leaching test*, Chemosphere 166, pp. 1-7, 2017
- [R14-171] M. Dell'Orso, T. Mangialardi, A.E. Paolini & L. Piga, *Evaluation of the leachability of heavy metals from cement-based materials*, Journal of Hazardous Materials 227-228, pp. 1-8, 15 augustus 2012
- [R14-172] J. Govaerts & E. Weetjens, *Applying the principles of verification, qualification and validation to computer codes used in the long-term safety assessments for geological disposal of B&C waste*, SCK•CEN I-0550, december 2017

- [R14-173] J. Perko, S. Seetharam & D. Mallants, *Verification and validation of flow and transport in cracked saturated porous media*, In: COMSOL Conference CD - Proceedings from Fall 2011 Events, Stuttgart, Germany, 26-28 October 2011, Sweden, COMSOL AB, 2011
- [R14-174] BIOMOVs, *Multiple model testing using Chernobyl fallout data of I-131 in forage and milk and Cs-137 in forage, milk, beef and grain*, BIOMOVs Technical Report 13, Vol. I-II, Scenario A4, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, 1991
- [R14-175] T. Zeevaert & C. Jones, *Modelling the geosphere-biosphere interface – Experiences gained from two test scenarios in the BIOMOVs study*, Modelling geo-biosphere processes Vol. 1, pp. 271-294, 1992
- [R14-176] International Atomic Energy Agency, *Validation of models using Chernobyl fallout data from the Central Bohemia region of the Czech Republic – Scenario CB – First report of the VAMP multiple pathways assessment working group*, IAEA TECDOC-795, IAEA, Wenen, april 1995
- [R14-177] International Atomic Energy Agency, *Validation of models using Chernobyl fallout data from southern Finland – Scenario S – Second report of the VAMP multiple pathways assessment working group*, IAEA TECDOC-904, IAEA, Wenen, september 1996
- [R14-178] International Atomic Energy Agency, *Testing of environmental transfer models using data from the remediation of a radium extraction site – Report of the Remediation Assessment Working Group of BIOMASS Theme 2*, IAEA-BIOMASS-7, IAEA, Wenen, maart 2004
- [R14-179] T. Zeevaert & M. Loos, *Case RA01: Olen, Radium extraction site – Initial case in remediation assessment, BIOMASS – theme 2: Environmental releases*, IAEA, Wenen, 1997
- [R14-180] G. Pröhl, G. Olyslaegers, B. Kanyar, P. Pinedo, U. Bergström, S. Mobbs, K. Eged, T. Katona, I. Simón, U. B. Hallberg, Q. Chen, R. Kowe & Th. Zeevaert, *Development and comparison of five site-specific biosphere models for safety assessment of radioactive waste disposal*, Journal of Radiological Protection 25(4), pp. 343-373, december 2005
- [R14-181] A. Ulanovsky & G. Pröhl, *A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota*, Radiation and Environmental Biophysics 45, pp. 203-214, 2006
- [R14-182] A. Ulanovsky, G. Pröhl & J.-M. Gómez-Ros, *Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota*, Journal of Environmental Radioactivity 99(9), pp. 1440-1448, 2008
- [R14-183] J. Vives i Batlle, M. Balonov, K. Beaugellin-Seiller, N. A. Beresford, J. Brown, J.-J. Cheng, D. Copplestone, M. Doi, V. Filistovic, S. Golikov, J. Horyna, A. Hosseini, B. J. Howard, S. R. Jones, S. Kamboj, A. Kryshev, T. Nedveckaite, G. Olyslaegers, G. Pröhl, T. Sazykina, A. Ulanovsky, S. Vives-Lynch, T. Yankovich & C. Yu, *Inter-comparison of unweighted absorbed dose rates for non-human biota*, Radiation and Environmental Biophysics 46, pp. 349-373, 2007
- [R14-184] N. A. Beresford, B. J. Howard & C. L. Barnett, *Application of ERICA Integrated Approach at case study sites*, ERICA Deliverable D10, Contract No. FI6R-CT-2004-508847, 28 februari 2007
- [R14-185] N. Beresford, J. Brown, D. Copplestone, J. Garnier-Laplace, B. Howard, C.-M. Larsson, D. Oughton, G. Pröhl & I. Zinger, *D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation – Description of purpose, methodology and application*, ERICA, Contract No. FI6R-06425, 1 februari 2007

- [R14-186] N. A. Beresford, C. L. Barnett, J. Brown, J. J. Cheng, D. Copplestone, V. Filistovic, A. Hosseini, B. J. Howard, S. R. Jones, S. Kamboj, A. Kryshev, T. Nedveckaite, G. Olyslaegers, R. Saxén, T. Sazykina, J. Vives i Battle, S. Vives-Lynch, T. Yankovich & C. Yu, *Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in nonhuman biota*, Radiation and Environmental Biophysics 47(4), pp. 491-514, 2008
- [R14-187] J. Vives i Battle, C. L. Barrett, K. Beaugelin-Seiller, N. A. Beresford, D. Copplestone, J. Horyna, A. Hosseini, M. Johansen, S. Kamboj, D.-K. Keum, L. Newsome, G. Olyslaegers, H. Vandenhove, S. Vives-Lynch & M. Wood, *Absorbed dose conversion coefficients for non-human biota: an extended inter-comparison of data*, Radiation and Environmental Biophysics 50(2), pp. 231-251, 2011
- [R14-188] N. A. Beresford, C. L. Barnett, J. E. Brown, J. J. Cheng, D. Copplestone, S. Gashak, A. Hosseini, B. J. Howard, S. Kamboj, T. Nedveckaite, J.T. Smith, J. Vives i Battle, S. Vives-Lynch & C. Yu, *Predicting the radiation exposure of terrestrial wildlife in the Chernobyl exclusion zone: an international comparison of approaches*, Journal of Radiological Protection 30, pp. 341-373, 2010
- [R14-189] T. L. Yankovich, J. Vives i Battle, S. Vives-Lynch, N. A. Beresford, C. L. Barnett, K. Beaugelin-Seiller, J. E. Brown, J.-J. Cheng, D. Copplestone, R. Helling, A. Hosseini, B.J. Howard, S. Kamboj, T. Kryshev, T. Nedveckaite, J. T. Smith & M. Wood, *An international model validation exercise on radionuclide transfer and doses to freshwater biota*, Journal of Radiological Protection 30, pp. 299-340, 2010

14.23.2 Lijst van ondersteunende documenten

14.23.2.1 Documenten die rechtstreeks ondersteunend zijn aan hoofdstuk 14

- [OD-014] Selection of scenarios for long-term radiological safety assessment, NIROND-TR 2007-09E Version 3, 30 januari 2019
- [OD-021] FEP Management, NIROND-TR 2009-01E Version 3, 21 januari 2019
- [OD-026] Hydrogeological modelling of the Dessel site: Overview report, NIROND-TR 2008-15E Version 3, 30 september 2018
- [OD-030] Biosphere model report, NIROND-TR 2008-19E Version 3, 30 november 2018
- [OD-037] Data collection forms for long-term safety assessment, NIROND-TR 2008-22E Version 2, 21 januari 2019
- [OD-041] Element dependent environmental input parameters for the biosphere model, NIROND-TR 2008-26E Version 3, 30 november 2018
- [OD-042] Compendium of dose coefficients and related quantities for assessing human exposure, NIROND-TR 2008-27E Version 3, 30 november 2018
- [OD-043] Element independent biosphere parameters, NIROND-TR 2008-28E Version 3, 30 november 2018
- [OD-077] Long-term climate change and effects on disposal facility, geosphere and biosphere, NIROND-TR 2009-07E Version 2, 19 oktober 2018
- [OD-106] Human Intrusion Assessment Model (HIAM): User manual, Galson Sciences Limited report 0818k-2 Version 2, 30 november 2018

- [OD-108] Selection of near field parameters for the Dessel near surface repository, NIROND-TR 2010-07E Version 2, 30 september 2018
- [OD-113] Neogene Aquifer Model, SCK•CEN-ER-48, januari 2008
- [OD-114] Radionuclide screening, NIROND-TR 2009-11E Version 2, 30 september 2018
- [OD-116] Model assumptions for assessing inadvertent human intrusion into the Dessel near surface repository from an isolation perspective, NIROND-TR 2009-02E Version 2, 30 november 2018
- [OD-117] Environmental non-human biota impact assessment and associated risk linked with biosphere releases from category A waste disposal, NIROND-TR 2010-09E Version 2, 30 november 2018
- [OD-211] Qualification, Verification and Validation for the model used to evaluate radiological risk to non-human biota (ERICA Tool), NIROND-TR 2011-44E Version 1, 29 juni 2011
- [OD-235] Qualification, Verification and Validation for the Human Intrusion Assessment Model (HIAM), NIROND-TR 2012-09E Version 2, 30 november 2018
- [OD-236] Qualification, Verification and Validation for the models used in groundwater pathway screening, NIROND-TR 2012-11E Version 1, 18 juli 2012
- [OD-269] Expected evolution scenario for the near surface radioactive waste disposal facility at Dessel, Belgium – Conceptual and mathematical model description and analysis of results, SCK•CEN ER-0336, november 2018
- [OD-272] Water saturation and flow in a surface disposal facility – Numerical study for the Dessel repository, SCK•CEN ER-0355, juni 2017
- [OD-274] Human Intrusion Assessment Model (HIAM): Radiological impact calculations, GSL report 0818s-1, 30 november 2018
- [OD-275] Penalising groundwater scenario – Detailed calculation report, SCK•CEN ER-0373, oktober 2018
- [OD-276] The penalising soil scenario for the Dessel near surface repository, NIRAS note 2017-0689, 30 november 2018
- [OD-277] Alternative evolution scenarios for the near surface radioactive waste disposal facility at Dessel, Belgium – Conceptual and mathematical model description and analysis of results, SCK•CEN ER-0374, december 2018

14.23.2.2 Documenten ondersteunend aan andere hoofdstukken, waarnaar verwezen wordt in hoofdstuk 14 bij het ontwikkelen van bepaalde lijnen van argumentatie

- [OD-011] Formulation of the concrete for the modules, concrete containers, cementitious backfill and impervious top slab, NIRAS nota 2007-1876 rev. 2, 22 januari 2019
- [OD-038] Review of sorption values for the cementitious near field of a near-surface radioactive waste disposal facility, NIROND-TR 2008-23E Version 1, april 2009
- [OD-039] Evolution of concrete pore water and solid phase composition during leaching with different types of water, NIROND-TR 2008-24E Version 3, november 2018
- [OD-040] Modelling potential and actual evapotranspiration and drainage at the nuclear zone Mol-Dessel, NIROND-TR 2008-25E Version 1, 16 september 2011

- [OD-051] Geological description and characterisation of the disposal site at Dessel, NIROND-TR 2009-05E Version 2, november 2018
- [OD-063] Data of water saturation states of concrete from field/laboratory measurements, SCK•CEN ER-0371, juni 2017
- [OD-065] Long-term evolution of the earth cover, NIROND-TR 2010-03E Version 2, oktober 2018
- [OD-086] Geotechnical report of the disposal site at Dessel, NIROND-TR 2011-41E Version 1, 3 mei 2011
- [OD-097] Bepaling van de probabilliteit van vliegtuigval op de opslaggebouwen voor oppervlakteberging van radioactief categorie A afval te Dessel, TIERSDI/4NT/0006164/002/01
- [OD-107] Additional sorption values for the cementitious barriers of a near surface repository, NIROND-TR 2010-06E Version 1, 9 maart 2011
- [OD-120] Settlements of the disposal structures during the construction and operational phases based on 3D modelling, NIROND-TR 2011-39E Version 4, september 2018
- [OD-131] Detailed Design Monoliths, NIROND-TR 2011-63E Version 3, november 2018
- [OD-134] Gevoeligheidsstudie van beton, NIROND-TR 2011-74N Version 1, 21 januari 2011
- [OD-158] Final cover and test cover: Principles, design and implementation, NIROND-TR 2011-79E Version 2, november 2018
- [OD-166] Detailed Design Modules, NIROND-TR 2011-55E Version 3, september 2018
- [OD-172] APC radiological consequences for the category A waste disposal facility, VNS-TR-18-009 rev. 1 (Vertrouwelijk – NUC), 21 november 2018
- [OD-187] Aspects phénoménologiques relatifs aux processus de dégradation chimiques des barrières ouvragées à base de liant hydraulique, NIROND-TR 2011-58F Version 3, 8 augustus 2018
- [OD-188] Loading test – Results and analyses, NIROND-TR 2011-38E Version 1, 8 juni 2011
- [OD-198] Seismic performance of monoliths and modules, NIROND-TR 2011-57E Version 3, 8 juni 2018
- [OD-206] Estimation of the damage induced by corrosion, NIROND-TR 2011-71E Version 1, 30 juni 2011
- [OD-245] Oriënterend bodemonderzoek in het kader van de aankoop van het terrein voor oppervlakteberging van Umicore, NIRAS nota 2008-0574 herz.1, 30 mei 2008
- [OD-261] Permeability of cement-based materials, NIROND-TR 2015-05E Version 1, 4 mei 2015
- [OD-270] Re-evaluation of lower limit values for sorption in cementitious materials in the context of the Dessel disposal site, NIROND-TR 2018-02E Version 1, 8 februari 2018

Hoofdstuk 14: Veiligheidsevaluatie – Langetermijnveiligheid

Veiligheidsrapport voor de oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval te Dessel

NIRAS

**Nationale instelling voor radioactief afval
en verrijkte splijtstoffen**

Kunstlaan 14

BE-1210 Brussel

Tel. + 32 2 212 10 11

Fax +32 2 218 51 65

www.nirond.be