

Analyse, inform and activate

LAKA

Analyseren, informeren, en activeren

Stichting Laka: Documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie

De Laka-bibliotheek

Dit is een pdf van één van de publicaties in de bibliotheek van Stichting Laka, het in Amsterdam gevestigde documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie.

Laka heeft een bibliotheek met ongeveer 8000 boeken (waarvan een gedeelte dus ook als pdf), duizenden kranten- en tijdschriften-artikelen, honderden tijdschriftentitels, posters, video's en ander beeldmateriaal. Laka digitaliseert (oude) tijdschriften en boeken uit de internationale antikernenergie-beweging.

De [catalogus](#) van de Laka-bibliotheek staat op onze site. De collectie bevat een grote verzameling gedigitaliseerde [tijdschriften](#) uit de Nederlandse antikernenergie-beweging en een verzameling [video's](#).

Laka speelt met oa. haar informatie-voorziening een belangrijke rol in de Nederlandse anti-kernenergiebeweging.

The Laka-library

This is a PDF from one of the publications from the library of the Laka Foundation; the Amsterdam-based documentation and research centre on nuclear energy.

The Laka library consists of about 8,000 books (of which a part is available as PDF), thousands of newspaper clippings, hundreds of magazines, posters, video's and other material. Laka digitizes books and magazines from the international movement against nuclear power.

The [catalogue](#) of the Laka-library can be found at our website. The collection also contains a large number of digitized [magazines](#) from the Dutch anti-nuclear power movement and a [video-section](#).

Laka plays with, amongst others things, its information services, an important role in the Dutch anti-nuclear movement.

Appreciate our work? Feel free to make a small [donation](#). Thank you.



www.laka.org | info@laka.org | Ketelhuisplein 43, 1054 RD Amsterdam | 020-6168294

ASPEKTEN VAN DE OPSLAG VAN RADIOAKTIEF
AFVAL

"EEN NADERE ANALYSE VAN DE VEILIGHEID"

september 1978
Groningen

K. Nienhuys

Collectie Stichting Laka

www.laka.org
Gedigitaliseerd 2021

1. INLEIDING

In alle fasen van de kernenergie-cyklus ontstaat radioactief afval: vaste materialen, waterige of organische oplossingen en gassen. Om redenen van tijd en ruimte beperken we ons hier echter tot vast of vast gemaakt afval, dat direkt door of na het gebruik van kerncentrales ontstaat. Het afval van de uraniummijnbouw, - verrijking en de produktie van splijtstofstaven van uranium blijft derhalve buiten beschouwing, evenals de lozing van gas of water uit kernbedrijven.

In Nederland dient eerst een aanvaardbare opslagplaats voor het vaste afval van kerncentrales gevonden te worden, alvorens er meer kerncentrales gebouwd mogen worden. In dat verband besloot de regering in 1976 "een integraal onderzoek in te doen stellen naar alle fasen van de verwerking van radioactief afval. Daarbij (zou) ook het onderzoek naar de mogelijkheden tot definitieve verwijdering van radioactief afval met kracht worden voortgezet". Dit onderzoek werd opgedragen aan de Sub-Commissie Radioactieve Afvalstoffen van de Interdepartementale Commissie voor de Kernenergie (1,2). De risico-analyse, die deze commissie onder meer uitvoert, gaat uit van een rapport van april 1975, getiteld "Veiligheidsanalyse voor ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief vast afval" (3,4).

In het navolgende hebben wij problemen, die zich voordoen bij het bepalen van het risico van de opslag van radioactief afval, nader bekeken en getoetst aan het genoemde rapport, dat we in het vervolg "de Veiligheidsanalyse" zullen noemen.

De betreffende analyse vertoont op essentiële punten grote mankementen, o.a. doordat gebeurtenissen die de zoutkoepel zouden kunnen beïnvloeden uitsluitend op zichzelf worden beschouwd en niet als een schakel in een reeks gebeurtenissen. Het is onzes inziens niet met wetenschappelijke zekerheid vast te stellen of het kernafval dat onze generatie opbergt, vele generaties na ons nimmer tot een onomkeerbare radioactieve besmetting van de biosfeer aanleiding zal geven.

2. KERNAFVAL IN SOORTEN EN MATEN

Vanaf 1971 zijn er rapporten en artikelen over de opslag van radioactief afval uit Nederlandse kerncentrales geschreven door medewerkers van het Reactor (later Energie-onderzoek) Centrum Nederland en de Interdepartementale Commissie voor de Kernenergie (5-8,4,1). Het uitgangspunt in al deze geschriften is dat het kernafval bestaat uit LAVA, MAVA, HAVA en KSA (zie punt 1, en 2.2.1 hieronder). De beperking tot deze kategoriën afval is historisch gezien begrijpelijk, maar leidt tot een forse onderschatting van de uiteindelijke hoeveelheid kernafval, zowel kwa omvang als wat betreft de inhoud aan langlevende isotopen zie tabel en hfdst. 3.).

Voor de volgende soorten kernafval dient een definitieve opslagplaats gevonden te worden:

1. Reaktorafval

Dit afval ontstaat doorlopend tijdens het bedrijf van een kerncentrale. Het omvat onder meer besmette kleding, glaswerk, filters, schroot, harsen van ionenwisselaars, splijtstofhouders en regelstaven van een reaktor. Het wordt aangeduid met LAVA, MAVA en HAVA, afkortingen voor laag, middel en hoog aktief vast afval.

2. Bestraalde splijtstofstaven

Elk jaar worden de uitgewerkte uraniumstaven vervangen door verse. Na een half jaar afkoelen kunnen deze staven vervoerd worden naar een tussen-opslagplaats waar ze wachten op wat komen gaat. Er zijn twee mogelijkheden: wegwerpen of opwerken.

2.1 Wegwerpstaven

De staven als geheel worden als afval beschouwd. Dit is sinds oktober 1977 voorlopig de Amerikaanse politiek, welke beoogt de verspreiding van kernwapens zoveel mogelijk tegen te gaan (9). De Zweedse kernindustrie heeft recentelijk eveneens voorgesteld de staven "weg te werpen" (10).

In Nederland is deze mogelijkheid door de Interdepartementale Commissie voor de Kernenergie tot nu toe expliciet buiten beschouwing gelaten (11). Dit lijkt ons onjuist, gezien de nadelen van opwerking met betrekking tot de produktie van plutonium en de daarmee samenhangende problemen van kernwapens, bewaking en politieke vrijheid en andere eveneens met opwerking samenhangende problemen, zoals de verspreiding van radionucliden in het milieu en de vermeerdering van het afvalvolume (12 - 14).

	RCN (ECN)		Andere bronnen	
	Per 1000 MWjr	Ref.	Per 1000 MWjr	Ref.
LAVA, MAVA, HAVA	85 m ³	8	440 m ³ /200-500 m ³	15/19
Tussenopslag (10 jaar)	-		2m ³	15
Wegwerpstaven, verpakt (ahb) [ⓧ]	-		35m ³	15
OPWERKINGSAFVAL:				
KSA (ahb)	2,5m ³	4	3m ³ /4m ³ /6,8m ³	20, 21/22/15
hulzen en middelaktief (ahb)	-		44m ³ /100m ³	23/19
laag en middel	-		60m ³	16
I-129, H-3, C-14, Kr-85	-		0,4m ³ (?)	21
PLUTONIUM-AFVAL				
Weggooiplutonium (ahb)	-		6m ³	15
Fabrikage-afval (ahb)	-		8m ³	15
ONTMANTELINGSAFVAL				
kerncentrale alleen	per reaktor 350/200-300	5/24	per reaktor 6000-15.000m ³	25,19
hele cyclus	-		10.800m ³	25

ahb als hoogaktief te behandelen

Tabel: Het volume van vast radioactief afval uit kerncentrales, volgens het Reactor(Energie onderzoek) Centrum Nederland en anderen.

2.2 Opgewerkte splijtstofstaven

Door opwerking wordt zoveel mogelijk plutonium en uranium uit de bestraalde brandstofstaven gehaald. Het overblijvende afval bestaat uit diverse soorten:

2.2.1 Kernsplijtingsafval, afgekort KSA is het meest bekend.

Het bevat 99% van de splijtingsprodukten, dat wil zeggen de radio-isotopen die na splijting van uranium of plutonium overblijven. Daarnaast bevat KSA ongeveer de helft van de transuranen uit het afval, dat wil zeggen de isotopen gevormd door neutronen invangst in niet-gespleten uranium of plutonium.

2.2.2 Transuranenafval, afgekort TRU-afval, is een verzamelnaam voor de na de opwerking overblijvende hulzen van splijtstofstaven en het middelactieve opwerkingsafval dat tot 50% van de transuranen bevat. Met het onder 2.3 genoemde plutoniumafval moet het als hoogactief afval behandeld worden (15, 16).

2.2.3 Laag en middel actief afval, waarin weinig transuranen voorkomen.

2.2.4 De rest: tritium, koolstof-14, krypton-85 en jodium-129, die tijdens het opwerkingsproces verdampen. Over de wijze van opslag is weinig bekend (17).

2.3 Plutoniumafval

Opgewerkt plutonium dat (bij nader inzien) niet gebruikt wordt, is als afval te beschouwen. Het wordt dan als speciaal hoogactief afval behandeld.

Gebruikt men het plutonium wel, dan worden er splijtstofstaven van gemaakt.

Voor kweekreactoren kunnen deze uit puur plutoniumoxide bestaan. Voor gewone kerncentrales maakt men staven uit een mengsel van uranium- en plutoniumoxide de zogenaamde "mengoxide brandstof". Bij de fabricage van deze splijtstofstaven ontstaat afval, dat als hoogactief behandeld moet worden (15).

3. Ontmantelingsafval

Dit omvat het radioactieve deel van afgebroken kerncentrales of andere kernbedrijven (18).

3. OMVANG EN PLUTONIUMINHOUD VAN OPWERKINGSAFVAL

Er wordt regelmatig gezegd dat door opwerking het volume van kernafval zou verminderen. De inhoud aan plutonium zou door opwerking tot $1/200$ (0,5%) van de oorspronkelijke hoeveelheid worden teruggebracht. Beide beweringen, ontstaan door een overmatige aandacht voor het zogenaamde kernsplijtingsafval, zijn onjuist.

Verpakte wegwerpstaven hebben een volume van $35 \text{ m}^3/1000 \text{ MWjr}$. Opwerking van diezelfde staven zou minstens 120 m^3 afval opleveren, waarvan 60 m^3 te behandelen als hoogactief afval (zie tabel).

De berekeningen in de Veiligheidsanalyse gaan er van uit dat het kernafval slechts 0,5% plutonium bevat vergeleken met de oorspronkelijke hoeveelheid plutonium in wegwerpstaven. Dit slaat echter alleen op KSA (26). Zowel Duitse als Amerikaanse theoretische studies over opwerking op industriële schaal en enige praktijkervaring in Frankrijk en de Verenigde Staten komen er op neer dat het opwerkingsafval als geheel 2 - 3 % van de oorspronkelijke hoeveelheid plutonium bevat, verspreid over alle kategoriën afval (16, 27-30). Door alleen het opwerkingsafval van gebruikte uraniumstaven te vergelijken met de onopgewerkte wegwerpstaven ontstaat echter een veel te optimistisch beeld van de uiteindelijke hoeveelheid plutonium dat na opwerking in het kernafval achterblijft. Er ontstaat bij de opwerking immers plutonium. Als men dit tot splijtstofstaven van gemengde uranium-plutoniumoxide verwerkt en opnieuw in kerncentrales gebruikt, ontstaat er weer kernafval met plutonium. Daardoor is de uiteindelijke hoeveelheid plutonium in het opwerkingsafval van een plutoniumekonomie een kwart van de plutoniuminhoud van wegwerpstaven van uraniumbrandstof. Anders gezegd: door opwerking en gebruik van plutonium als brandstof wordt de totale plutoniuminhoud van kernafval tot $\frac{1}{4}$ in plaats van tot $1/200$ gereduceerd (27).

4. TUSSENOPSLAG

Door het verval van de kortlevende isotopen in het kernafval komt warmte vrij. Deze warmte heeft een destabiliserende invloed op het omringende zout in de definitieve opslagplaats. Na de minimumperiode van tussenopslag van ongeveer een jaar bij de centrale en een opwerkingsfabriek is kernafval nog te heet om direkt in een mijn geplaatst te worden.

Berekeningen voor kernsplijtingsafval, gemaakt door Hamstra gaan naar analogie met Amerikaanse berekeningen uit van een tussenopslag van 10 jaar (31, 32). In Amerikaanse studies over de opslag van wegwerpstaven, waarin men de mogelijkheid openhoudt om ze later toch op te werken, gaat men eveneens uit van 10 jaar tussenopslag (33). In de recente Zweedse voorstellen voor een wegwerpschema gaat men uit van 40 jaar tussenopslag (10).

Gezien het tekort aan opwerkingscapaciteit en de zeer wel denkbare mogelijkheid van langdurige storingen of stakingen in opwerkingsfabrieken lijkt het ons dat men ook in Nederland met een tussenopslag voor bestraalde splijtstof gedurende 10-50 jaar rekening dient te houden.

Met langdurige tussenopslag onder water is volgens een recent artikel van een medewerker van het International Atomic Energy Agency echter vrijwel geen ervaring. Bij opslag gedurende meerdere decennia dient men te rekenen op toenemende lekkages en korrosie. Drie mogelijkheden voor tussenopslag met luchtkoeling zijn in verschillende landen in onderzoek (34).

Een volgende generatie dient derhalve niet alleen bereid en in staat te zijn op radioactieve ruines en een open mijn te letten, maar ook op de kwetsbare tussenopslag van kernafval. Ook van een dergelijke tussenopslag zal de aanvaardbaarheid voor de bevolking bediskussieerd moeten worden, alvorens men op grote schaal afval gaat produceren. De Interdepartementale Commissie voor de Kernenergie heeft tot nu toe echter alleen een kommissie ingesteld om de tussenopslag van LAVA en MAVA te bestuderen (35).

5. DEFINITIEVE OPSLAG

Het idee van definitieve opslag in een geologische formatie is dat verschillende barrières het kernafval verhinderen om de biosfeer te bereiken:

- a. het verpakkingsmateriaal en
- b. de omhulling door de zoutkoepel en de bodemlagen daar omheen dienen te voorkomen dat er water het kernafval bereikt
- c. de bodemlagen rond de zoutkoepel dienen het transport van de radionucliden in water zozeer te vertragen dat ze vervallen zijn voordat ze de atmosfeer bereiken.

In hoofdstuk 6 bespreken we de kwaliteit van het verpakkingsmateriaal als barriere. In hoofdstuk 7 komt aan de orde in hoeverre de bodemlagen rond de zoutkoepel kunnen voorkomen dat water de zoutkoepel bereikt en hoe lang het kan duren voordat het water zoveel zout oplost dat het kernafval bereikt wordt. In hoofdstuk 9 bespreken we tenslotte hoezeer bodemlagen rond de zoutkoepel het transport van kernafval kunnen vertragen.

6. VERPAKKING ALS BARRIERE

De verpakking van het kernafval is op langere termijn niet als een serieuze barriere te beschouwen. LAVA, MAVA en HAVA en het meeste opwerkingsafval worden in het beste geval gemengd met beton of bitumen (asfalt) en verpakt in een stalen vat.

De levensduur van bitumen of beton wordt door medewerkers van de Franse Commission Energie Atomique, die zich speciaal met kernafval bezighouden, geschat op minstens 300 jaar, mits onder goede kondities (36).

Of de werkwijze van een grootschalige verpakkingsindustrie gedurende decennia en de tussen- en definitieve opslagplaatsen altijd zulke goede kondities zullen zijn valt te betwijfelen.

Voor de verpakking van KSA is men afhankelijk van wat de opwerkingsfabriek bereid is af te leveren. Medewerkers van het ECN en de ICK gaan uit van glasblokken met KSA omgeven door een stalen cylinder (32, 37, 11).

Als barriere voor de terugkeer van radionucliden op lange termijn worden glas en metalen cylinder in de Veiligheidsanalyse niet meegerekend "omdat de tijdsvertraging die hierdoor optreedt op grond van fysische en chemische overwegingen zekerheidshalve niet in meer dan honderden jaren is uit te drukken" (38).

Hoe het glas zich zal gedragen in de uiterst complexe omstandigheden van de opslagplaats is vrijwel niet te voorspellen. Het staat bloot aan de combinatie van en de wisselwerking tussen warmte en chemische verandering door het radio-actief verval van zo'n 50 verschillende elementen in het KSA, hete deeltjes en spanning in het glas, straling, een druk van 100-120 atmosfeer op 1000 meter diepte, pekewater, zuurstof, de korrosieproducten van de omhullende cylinder en de uit het kernafval weglekkende stoffen. De verzameling reactieve deeltjes in de omgeving omvat: O , OH , H_2O_2 , HO_2 , O_2 , H , H_2O^- , H_2 , Cl , Cl_2^- , Cl_2 , $HOCl$, HCl , ClO_3^- , Br_2 (39, 40).

Het meeste onderzoek naar de snelheid waarmee kernafval uit glas weglekt, wordt uitgevoerd op laboratoriumschaal, onder standaardkondities van het International Atomic Energy Agency, nl. schoon water van $25^{\circ}C$ en atmosferische druk.

Amerikaanse onderzoekers hebben er echter recentelijk op gewezen dat dit van weinig belang is voor de situatie van glas met KSA in een ondergrondse opslagplaats waar de druk, de temperatuur en de chemische kondities sterk van de experimentele kondities verschillen.

Weinig of niet kristallijne materialen zoals glas, reageren snel met water onder hoge temperatuur en druk. Door uitwisseling met de omgeving kunnen zich nieuwe en onbekende mineralen vormen. Na afloop van de warmste periode, 200-600 jaar, kan het kernafval zich dus in een geheel andere vorm bevinden.

Een sterke aanwijzing hiervoor is een experiment met glasbolletjes van standaard borosilicaat met 13% van een niet-radioactief namaak mengsel van splijtingsprodukten, die de genoemde onderzoekers een of twee weken bij een temperatuur van ongeveer 300°C en 300 atmosfeer bewaarden. Na een week bevatten de glasbolletjes talloze scheuren en diverse verkleurde zones. Na twee weken waren ze in verschillende stukken gebroken. Er hadden zich allerlei nieuwe kristallen gevormd en ongeveer 12% van de oorspronkelijk in het glas aanwezige cesium was er uit gelect (41). Onder de gebruikelijke omstandigheden zou dit ongeveer 0,001% zijn geweest.

Onderzoek op realistische schaal en onder realistische omstandigheden ontbreekt en men is in Nederland ook niet van plan de resultaten daarvan af te wachten.

7. DE GEOLOGISCHE FORMATIE ALS BARRIERE

Gebeurtenissen die ertoe kunnen bijdragen dat een geologische formatie faalt als barriere voor de terugkeer van radioactieve stoffen uit het kernafval kunnen een gevolg zijn van:

a. geologische veranderingen

- seismische activiteiten, dwz. aardbevingen en vulkanisme (hfdst.7.1)
- tektonische bewegingen, dwz. het omhoogkomen of dalen van de bodem waarbij breukvlakken kunnen ontstaan (hfdst.7.2)
- klimaatsveranderingen en erosie (hfdst.7.3)

b. menselijk ingrijpen, met direkte of indirecte invloed op de geologische formatie (hfdst.7.4)

Door één van deze of een combinatie van de genoemde gebeurtenissen kunnen de lagen rondom een zoutkoepel zo verstoord worden, dat ze water doorlaten. Watertransport naar de zoutkoepel en terug betekent dat het mogelijk wordt, dat zout oplost. Als er voldoende zout oplost kan het water ook het kernafval naar de aardoppervlakte terugbrengen (hfdst. 8)

7.1 Seismische activiteit

In de provincies waarin de zoutkoepels liggen is seismische activiteit altijd zeer gering tot afwezig geweest. Op basis daarvan kan men echter geen zekere uitspraken doen over de kans dat dit in de toekomst ook zo zal blijven.

Zowel Allen als De Marsily, beide geologen, hebben er op gewezen dat de huidige kennis over geologische wetmatigheden ontoereikend is om de waarschijnlijkheid van breukvorming te bepalen. Volgens Allen is het bijvoorbeeld niet duidelijk waarom breuken dieper dan de diepste boringen kunnen ontstaan in tot dan toe geologisch zeer stabiele gebieden (42, 43).

7.2 Tektonische bewegingen

In de omgeving van de zoutkoepels is breukvorming ten gevolge van tektonische bewegingen in het verleden vaak voorgekomen, niet alleen vanwege onregelmatige bodemdaling of -stijging, maar ook door het omhoogkomen van de zoutkoepels zelf. Na de vorming van de zoutlagen, zo'n 200 miljoen jaar geleden vormden zich nieuwe aardlagen daar bovenop. Steenzout is echter lichter dan ander gesteente zodat er een instabiele situatie ontstond. Door de druk van de bovenliggende lagen wordt het zout plastisch. Dat wil zeggen, het kan zich als een zeer trage, stroperige massa gaan gedragen. Onder invloed van drukverschillen in de boven- of naastliggende bodemlagen kan het steenzout vervolgens gaan "kruipen". Tektonische bewegingen maakten het op zo'n manier reeds 190-140 miljoen jaar geleden mogelijk dat het lichtere zout naar boven kon kruipen. De uitstulpingen van de zoutlaag die daarbij ontstonden zijn tot de

huidige zoutkoepels uitgegroeid (44). Om een stabiel evenwicht te bereiken zou een zoutkoepel van 2000 meter dikte ongeveer 275 meter boven het aardoppervlak moeten uitsteken. In het huidige klimaat gebeurt dit niet, omdat de top van het zout voor die tijd als door het aanwezige grondwater wordt opgelost (45). Bij dit zeer langzame proces ontstond boven de koepels een laag van de achterblijvende onoplosbare anhydriet (CaSO_4). Deze zogenaamde gipslaag of "caprock" heeft een water-afschermende functie, zolang hij ongebroken en onaangetast blijft.

Volgens een subtiele formulering in de Veiligheidsanalyse is "boven geen van de zoutkoepels in Nederland met zekerheid een verzilting van het grondwater waargenomen" (46). Er bestaan echter verschillen van mening over die zekerheid. Volgens geleidbaarheidsmetingen, uitgevoerd in 1967 bij de zoutkoepel van Schoonloo, is het diepere grondwater veel zouter dan elders in Noord Drente. De konklusie is dat er nog steeds zout oplost (45).

Door het omhoog komen van een zoutkoepel onstaan zowel breuken in de lagen waar de zoutkoepel door heen breekt, alsook in de andere lagen die bij het stijgen naar boven gedrukt of gesleept worden. Volgens de Veiligheidsanalyse is er "op zeer lange termijn beschouwd ... dan ook alle aanleiding om te veronderstellen dat breukvorming zal optreden in aanliggende en bovenliggende sedimenten van een zoutkoepel" (47).

Voor de opstuwung van de zoutkoepel gaat de veiligheidsanalyse uit van een zoutkruip van gemiddeld 2 mm per jaar, dwz. 1 meter in 500 jaar (48). In een interimverslag van september 1977 schrijft de werkgroep "Risiko-analyse" van de Sub-Commissie van de ICK dat opstuwingswaarden zijn waargenomen van 0.3 tot 3 mm per jaar (49).

In de discussie over kernafval wordt vaak gezegd dat de zoutkoepels al 200 miljoen jaar bestaan of niet veranderd zijn en dús zo'n veilige opbergplaats vormen. Dit argument is onder andere te vinden in de voorlichtingsbrochure van het Ministerie van Economische Zaken over de werking en risico's van kerncentrales in Nederland (48). Uit het voorafgaande zal duidelijk zijn dat "bestaan" in dit verband hoogstens betekent "niet helemaal opgelost". Gezien het feit dat na het ontstaan van de thans op ongeveer 3000 meter diepte liggende zoutlagen de zoutkoepels tot een paar honderd meter van het aardoppervlak zijn gekropen, kan men moeilijk volhouden dat er in de afgelopen 200 miljoen jaar van hun bestaan niets met de koepels gebeurd is.

7.3 Klimaatsveranderingen en erosie

Onder deze noemer vallen de gevolgen van de ontwikkeling van een zeer droog of zeer regelmatig klimaat, de ontwikkeling van een (tussen-)ijstijd, de wijziging van de zeespiegel en wijziging van de loop van het grondwater of de afwatering daarvan.

Op basis van de huidige kennis is het onmogelijk te voorzien welke klimaatsveranderingen zich in de nabije toekomst zullen voltrekken. Dit is temeer het geval daar ook door menselijk handelen wereldomvattende verstoringen van de atmosfeer kunnen ontstaan, eventueel lang na de eigenlijke handeling zelf. Hoewel het klimaat in een mensenleven niet veel lijkt te veranderen, laat de geschiedenis zien dat er zich op de tijdschaal van het langlevende radioactieve afval drastische veranderingen kunnen voordoen.

Om een voorbeeld te noemen: 90.000 jaar geleden was het klimaat in West Europa iets warmer dan thans, maar veranderde ongeveer binnen een eeuw tijd in een ijstijd op volle sterkte die slechts 1000 jaar duurde. Intussen waren de weelderige eikenbossen die Nederland bedekten volledig verdwenen. Wat er in die tijd met onze voorouders, vertegenwoordigers van de Homo Sapiens, gebeurde, is niet bekend (51).

Over "ingrijpende klimaatsveranderingen" wordt in de Veiligheidsanalyse verondersteld, dat ze "alleen in combinatie met andere, het stratigrafisch evenwicht verstorende, invloeden mogelijk enige bijdrage kunnen leveren tot een voortgaande opstuwung van de zoutkoepel" (52). Dat wil zeggen, ingrijpende klimaatsveranderingen kunnen alleen van belang zijn als ze zoutkruip bevorderen of weer in gang zetten, door bv. de druk van de bovenliggende bodemlagen te veranderen (gletschers). Aangezien de Veiligheidsanalyse voor de verdere berekeningen van één gemiddelde zoutkruip uitgaat, die binnen de grenzen van waargenomen kruipsnelheden ligt, wordt het klimaat in wezen buiten beschouwing gelaten (vgl. hfdst. 7.2).

Ook wanneer de omstandigheden niet tot de extremen behoren lijkt ons het belang van klimatologische veranderingen drieërlei:

- i Ze kunnen van grote invloed zijn op de sociale en economische omstandigheden, de leefgewoontes en het migratiegedrag van de bevolking van het land. Ook zonder dat de hele bevolking wordt weggevaagd kunnen relatief barre omstandigheden gedurende enige generaties een oorzaak vormen voor het vergeten van de kennis over de opslag van kernafval.
- ii Ze kunnen mede-oorzaak zijn van de aantasting van de geologische formatie waarin het kernafval is opgeslagen. Door erosie of door wijziging van de waterlopen kunnen ontstane scheuren (of gaten) in de bodem verwijd worden zodat er een sneller watertransport van de zoutkoepel naar de oppervlakte mogelijk wordt dan men onder de huidige omstandigheden zou verwachten.
- iii Ze kunnen tot sterk wijzigende erosiepatronen leiden en daardoor tot onvoorziene mogelijkheden voor de verspreiding van eventueel vrijkomende radioactieve stoffen.

7.4 Menselijk ingrijpen

De aanleg, het gebruik en het weer afsluiten van de mijn vormen de eerste direkte invloed op de geologische formatie. De mijn dient 50-150 jaar open te blijven, afhankelijk van de duur van de tussenopslag van het kernafval en de ontmanteling van de kerncentrales (18). Bedrijfsongevallen, aanslagen of sabotage kunnen in die periode een inbreuk van water in de mijn bewerkstelligen. Wanneer de kennis over de mijn verloren gaat kunnen op langere termijn boringen of andere activiteiten plaatsvinden, zowel voor ertswinning (zout!) of uit nieuwsgierigheid (een oud boorgat!). Te verwachten is dat daardoor in elk geval de beschermende anhydrietlaag boven de zoutkoepel kan worden aangetast.

De afsluiting van de mijn kan indirect ook van invloed zijn op de houdbaarheid van de geologische formatie. Zelfs al zouden tektonische bewegingen, klimaatsveranderingen en erosie zonder méér weinig effect op de geologische formatie hebben, dan kunnen ze nog een belangrijke invloed hebben op het materiaal waarmee de mijn opgevuld en verzegeld is, zodat daardoor vanuit of dichtbij het oppervlak een waterinbreuk ontstaat (53).

Tenslotte kan menselijk ingrijpen elders ook indirecte invloed op de geologische formatie uitoefenen. Hierbij valt te denken aan activiteiten die effecten hebben op de grondwaterstand en erosie, maar ook aan het stimuleren van tektonische bewegingen door de winning van gas of het oppompen van fossiele watervoorraden voor drinkwatervoorziening.

Problemen van direct ingrijpen worden in de Veiligheidsanalyse afgedaan met te verwijzen naar de centrale overheid, die niet zal toestaan dat mijnbouwactiviteiten ter plaatse de afvalopberging in gevaar brengen (54). Het lijkt ons echter weinig realistisch te veronderstellen dat enige centrale overheid het zelfs maar een duizendste van de levensduur van het kernafval uithoudt. Ook de huidige regeringsvoorschriften waarnaar Dietz verwijst in verband met de afsluiting van de mijn, lijken ons geen garantie dat er over 50-150 jaar voldoende beschikbare en terzake kundige experts en overheidscontrole zullen zijn om de voorschriften volgens de huidige regels uit te voeren (55).

Ervaringen met de afsluiting van mijnen volgens de regels die voor de definitieve opslag van kernafval van belang zijn, kunnen moeilijk ouder zijn dan enige decennia: niet zo lang vergeleken met de radioactieve levensduur van het kernafval. Zowel sabotage als ingrepen na het verlies van kennis over de mijn worden in de Veiligheidsanalyse van weinig belang geacht.

De kans dat dergelijk menselijke ingrepen toevallig de geologische barriere aantasten of doorbreken (zodat water de zoutkoepel kan bereiken) zou zeer

klein zijn (54, 56). Zowel nieuwsgierigheid als sabotage hebben echter weinig met kansberekening te maken, omdat deze juist kunnen worden opgewekt dan wel uitgelokt door het bestaan van de zoutmijn zelf. Uit nieuwsgierigheid kan men selektief naar het kernafval gaan zoeken. Een sabotagepoging bij een mijn vindt niet toevallig daar plaats.

Wanneer door direkte menselijke ingrepen werkelijk water in de mijn zou lopen, zou dit volgens de Veiligheidsanalyse hoogstens incidenteel een beperkte spreiding van radioactiviteit in de omgeving tot gevolg hebben en geen of slechts een beperkt aantal mensen treffen (54). Indirekte gevolgen van menselijk ingrijpen worden in het geheel niet besproken. Uiteindelijk konkludeert de Veiligheidsanalyse, dat de kans op en gevolgen van menselijke ingrepen zo gering zijn, dat menselijk ingrijpen als geheel, niet in de analyse betrokken hoeft te worden (56).

Het is kenmerkend voor de Veiligheidsanalyse dat elke mogelijkheid van menselijk ingrijpen als een volledig op zichzelf staande zaak met verwaarloosbare gevolgen wordt bekeken. Door te stellen "dat geen steeds voortdurende terugkeer van radionucliden uit het opgeborgen afval terug naar de biosfeer zal kunnen optreden als gevolg van enig menselijk ingrijpen" sluit de Veiligheidsanalyse uit dat menselijk ingrijpen een schakel kan zijn in een reeks bv. sociale, klimatologische, tektonische gebeurtenissen die in combinatie tot het vrijkomen van kernafval leiden.

Zo beschrijft de geoloog Richter-Bernburg dat een inbreuk van water in mijnen extra gevaarlijk is, omdat het zijn toegangsweg door oplossing van het zout verbreedt en daardoor de hoeveelheid water die kan toestromen steeds vergroot. Via tussenliggende lagen in het zout zoals klei of anhydrietlagen met schilferige stukken of spleten kan watertransport ontstaan tussen de oppervlakte van de zoutlaag en de mijngangen. Het is niet altijd mogelijk dit te vermijden en ook de bestrijding van inkomend water verloopt niet altijd even succesvol (44).

In combinatie met afgenomen zorg voor de mijn door veranderende maatschappelijke omstandigheden, verlies van kennis over de opslag van het kernafval of een wijziging van de loop van het grondwater kan een dergelijke waterinbreuk heel anders aflopen dan de Veiligheidsanalyse voorspelt met "een afdichting" en "leegpompen" (57). Daarnaast ziet de Veiligheidsanalyse alleen incidentele, beperkte gevolgen van menselijk ingrijpen en gaat daarmee voorbij aan het feit dat de verspreiding van kernafval niet alleen de mensen treft die op dat moment leven, maar ook vele generaties na hen (zie verder hfdst. 10).

8. AANTASTING VAN DE ZOUTKOEPEL DOOR WATER

Na breukvorming in de bovenlagen door een combinatie van de in hfdst. 7. behandelde gebeurtenissen zou de zoutkoepel door water kunnen worden aangestast. Hoewel dit wel nader wordt uitgewerkt, wordt de mogelijkheid dat dit enig effect op het kernafval zou kunnen hebben in de Veiligheidsanalyse als "nauwelijks reëel" beschouwd. Immers, bij het oplossen van het steenzout blijven onoplosbare verontreinigingen over, die een nieuwe, waterdichte afscherming van anhydriet gaan vormen (46). Bovendien zullen de kleilagen boven de zoutkoepel zich in aanwezigheid van water plastisch gedragen en dichtslibben. De watertoevoer kan dus onderbroken worden. Tenslotte is pekewater, dwz. de verzadigde zoutoplossing die zich bij de koepel vormt, zwaarder dan zoet of brak water, zodat het transport van zout beperkt wordt tot een zeer langzaam diffusieproces (58).

Deze argumenten lijken weinig steekhoudend voor een situatie waarbij het water zich relatief snel beweegt, zodat het de bezinking van onoplosbare deeltjes of het ontstaan van een zoutgradient telkens verstoort. De aanname dat breuken of scheuren in bovenliggende lagen dichttrekken gaat ervan uit dat geen menselijke of geologische invloeden leiden tot het verwijderen van breuken (vgl. hfdst. 7.3 ii en 7.4).

Wateraantasting van de mijn vanaf de bovenkant van de zoutkoepel wordt in de Veiligheidsanalyse "nauwelijks voorstelbaar" geacht (58). Menselijke factoren die dit zeer zouden kunnen bevorderen, zoals slecht onderhoud en onvoldoende afdichting van de mijn, of nieuwsgierigheid naar de reden van een oud, vergeten boorgat, worden in de analyse dan ook buiten beschouwing gelaten (vgl. hfdst. 7.4).

Voor wateraantasting via de flank van de zoutkoepel noemt de Veiligheidsanalyse 64.000 jaar om op 1000 meter diepte 150 meter, dwz. tot aan de mijn met kernafval in het zout door te dringen. "Hoewel de bewijsvoering daarvoor (nog) niet te geven is", veronderstelt de Veiligheidsanalyse dat er zoutkruip naar het gevormde gat toe zal ontstaan (59). Vervolgens neemt men voor aantasting 100.000 jaar aan, alvorens het water het kernafval bereikt. Dit ligt intussen op 800 meter onder het maaiveld, dankzij de veronderstelde zoutkruip à 2 mm per jaar (vgl. hfdst. 7.2).

Voor de cijfers die op dit punt zijn gebruikt, verwijst de Veiligheidsanalyse naar een studie van Smith, die ruim een jaar later werd gepubliceerd (60).

In de studie van Smith wordt voor verschillende aannames en een model zoutkoepel berekend, hoe lang het duurt voordat het water 150 meter door het zout is gedrongen. Voor aantasting op 1000 meter diepte variëren de cijfers tussen 15.000 en 2000 miljoen jaar.

In de berekeningen wordt uitgegaan van een snelheid van het water van 20 meter per jaar op 200 meter diepte en 2 meter per jaar op 1000 meter diepte en een porositeit van 10%. Nu kan er ten hoogste 300 kg zout (NaCl) in 1 m³ water oplossen. Derhalve is de aangevoerde hoeveelheid water van doorslaggevend belang voor de aantasting van de zoutkoepel. Zowel de snelheid, als de totaal aangevoerde hoeveelheid water, waar Smith van uitgaat, zijn aan de lage kant.

Volgens een publikatie van de American Association of Petroleum Geologists, geciteerd door Cohen, is de normale snelheid van water, dat tientallen tot honderden kilometers moet afleggen naar de oppervlakte, niet meer dan 0,3 meter per dag. Dat wil zeggen 100m/jr, ongeveer op de diepte waarbij Smith uitgaat 20m/jr. Meer dan 1 meter per dag of 350m/jr is vrij uitzonderlijk en een snelheid zo laag als 0.03 meter per dag of 10m/jr niet ongebruikelijk. Even later noemt Cohen echter twee gevallen, een in Canada, de ander bij een Amerikaanse opwerkingsfabriek, waarbij het grondwater per dag 3 resp. 3,5 meter -op 150 m diepte- aflegde, dus ruim 1 km/jr (61).

Niet alleen de snelheid van het water is belangrijk voor de totaal aangevoerde hoeveelheid, maar ook de permeabiliteit van de laag - dit is grofweg een maat voor de hoeveelheid water die bij een standaard snelheid door de laag heen kan stromen-. Hoe groter de permeabiliteit, des te meer water kan er door de laag passeren. We rekenden de cijfers die Smith gebruikt voor watersnelheid en porositeit om, zodat ze te vergelijken zijn met de gegevens over permeabiliteit van bodemlagen van De Marsily. Daaruit blijkt dat Smith uitgaat van een permeabiliteit van ongeveer 10^{-7} m/sec (43).

Dit is een permeabiliteit die voor massief mergel, leisteen of graniet kan gelden en 10 keer zo groot is dan de hoogste waarden voor massieve klei of leemlagen. Echter, voor inhomogene lagen, met onregelmatigheden en scheuren kan de permeabiliteit 10-100 keer groter zijn dan die van massieve lagen. Voor diverse soorten zandsteen gemengd met andere lagen zijn waarden tussen 2 en 10^{-4} m/sec gevonden.

Voor de berekeningen van de Veiligheidsanalyse is het uitgangspunt dat er breuken zijn ontstaan in de bovenliggende lagen en het water door weinig homogene lagen die gedeeltelijk ook zand bevatten tot de zoutkoepel doordringt. In dat geval lijkt ons een permeabiliteit van 10^{-5} of 10^{-6} eerder voor de hand te liggen.

Een voorbeeld uit de studie van Smith illustreert het probleem waar het hier om gaat. Het kost volgens Smith 51.000 jaar alvorens het water via de flank van de zoutkoepel op 1000 meter diepte het kernafval bereikt.

Is de doorlaatbaarheid voor water echter 10 à 100 keer groter, dan

daalt de tijd waarin het water het kernafval bereikt wordt tot 5000 à 500 jaar. In de berekening wordt uitsluitend uitgegaan van het oplossen van zuiver zout NaCl. Echter, de zoutkoepel is niet homogeen, maar heeft een chaotische inwendige structuur. Volgens Dietz zouden de carnalietlagen "meestal in losse, vraagtekenachtige slierten" in de zoutkoepel zitten (55). De oplosbaarheid van carnaliet ($\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) is tweemaal zo groot als die van NaCl. Wat de gevolgen zijn van een waterinbreuk via de flank, die na enige tijd bij een carnalietlaag komt, is niet bekeken.

9. DE BODEMLAGEN ROND DE ZOUTKOEPEL ALS BARRIERE

Als het water het kernafval bereikt en de radioactieve stoffen lossen erin op is het mogelijk dat de radioactiviteit naar de aardoppervlakte getransporteerd wordt. De voornaamste mechanismen die bepalen hoeveel van de opgeloste activiteit uiteindelijk de oppervlakte bereikt, zijn:

- a. de snelheid waarmee de isotopen zich bewegen onder invloed van de watersnelheid (konvektie), moleculaire diffusie of mengprocessen (dispersie),
- b. desorptie, die processen zoals ionenuitwisseling, filtratie en neerslagvorming omvat, waardoor de verplaatsing van de isotopen zeer vertraagd kan worden,
- c. radioactief verval, waardoor de isotopen meer zullen vervallen naarmate het transport een veelvoud van hun halfwaardetijd bedraagt.

De Marsily en medewerkers hebben voor drie belangrijke langlevende isotopen met een modelstudie berekend hoe lang het duurt voordat een geologische formatie een radioactieve stof doorlaat (43). Door verschillende aannames voor permeabiliteit, hydraulische gradient en porositeit definieerden zij vijf formaties. De beste formatie, nummer vijf, komt op slechts een paar plaatsen ter wereld voor. Ook nummer vier komt niet in alle landen voor. De kwaliteit van een onaangetaste zoutkoepel ligt tussen vier en vijf in. Dat is hier echter niet van belang omdat we aannemen dat het water het kernafval heeft bereikt door zout op te lossen. Het zijn de bodemlagen rond de koepel die het transport van de isotopen zouden moeten vertragen.

De aannames die Smith maakte voor de bodemlaag bij de koepel op 1000 m komen ongeveer overeen met formatie drie in de modelstudie van De Marsily. Als het water het zout heeft kunnen bereiken komt de kwaliteit van de lagen rond de koepel onzes inziens eerder overeen met formatie nummer een, de slechtste formatie in de modelstudie (vgl. hfdst.8).

De isotopen waarvoor De Marsily e.a. de berekeningen uitvoerden waren jodium-129, neptunium-237 en plutonium-239. Deze hebben een halfwaardetijd van resp. 16 miljoen, 2,1 miljoen en 24,4 duizend jaar.

Jodium-129 wordt vrijwel niet of niet geadsorbeerd [‡]. Het beweegt zich daarvoor met dezelfde snelheid als het water. Neptunium-237 wordt middelmatig sterk geadsorbeerd [‡].

Voor de adsorptie van plutonium-239 zijn twee mogelijkheden nader onderzocht [‡].

[‡] De dispersiecoëfficiënt K_d voor de verschillende isotopen is:
jodium-129 : $K_d=0$, neptunium-237 : $K_d=15\text{ml/gr}$, plutonium-239 : $K_d=2000\text{ml/gr}$
en $K_d=0$

In het eerste geval gaan de onderzoekers uit van een waarde gebaseerd op de literatuur over de adsorptie van plutonium, waaruit blijkt dat plutonium zeer sterk geadsorbeerd wordt (zie noot vorige pag.) Het chemisch gedrag van plutonium is echter nogal ingewikkeld. Men neemt aan dat in sommige gevallen plutonium met andere stoffen in het water reageert en complexe, maar neutrale molekulen vormt, die niet geadsorbeerd worden. In verband met deze theorie namen de onderzoekers aan dat er ook een type niet-geadsorbeerd plutonium is, dat zich evenals jodium-129 met de watersnelheid beweegt.

Voor de resultaten beperken we ons tot de formaties een en drie. De concentratie van een isotoop in het water dat de oppervlakte bereikt, is telkens berekend en uitgedrukt als percentage van zijn begin-concentratie in het water bij kernafval. Er wordt van uit gegaan dat het kernafval zich op 500 meter diepte bevindt. Voor een diepte van 1000 meter dient men de uitkomsten ongeveer te verdubbelen. Van jodium-129 komt in alle gevallen uiteindelijk 100% boven. Voor het tweede type, dwz. het niet geadsorbeerde plutonium-239 geldt hetzelfde. De eerste sporen van deze isotopen komen na twee jaar uit formatie één aan de oppervlakte. Na zes jaar is de concentratie maximaal. Boven formatie drie begint de besmetting na 200 jaar en bereikt zijn maximum in 725 jaar.

Voor neptunium-237 liggen korresponderende waarden tussen 4000 en 505.000 jaar. De maximum concentratie is 97 of 91% van de oorspronkelijke.

Alleen plutonium-239 dat sterk en efficient over de gehele weglengte geadsorbeerd wordt, krijgt zo'n vertraging dat het uit de formaties een en drie niet of vrijwel niet meer aan de oppervlakte kan verschijnen (43).

Het zal duidelijk zijn dat de combinatie van sorptie en watersnelheid van groot belang zijn voor de snelheid waarmee de isotopen uit het kernafval in de biosfeer terugkeren. De bevindingen op dit gebied lopen nogal uiteen. De mogelijke snelheden van grondwater werden al eerder genoemd (vgl. hfdst.8). Op plaatsen waar het water snel beweegt ontstaat minder contact tussen het water en het gesteente, zodat de sorptie afneemt (62).

De Marsily en zijn medewerkers hadden in hun studie op theoretische gronden met niet-geadsorbeerd plutonium rekening gehouden. Hun theorie werd daarna door de praktijk sterk ondersteund. Uit een Amerikaanse opslagplaats bij Maxey Flats voor laag radioactief (!) afval bleek plutonium gemigreerd te zijn. In minder dan 10 jaar tijd legde het plutonium door een gebroken rotsformatie, bestaande uit leisteen en zandsteen, tientallen tot honderden meters af. Dit is een snelheid die korrespondeert met de migratiesnelheid voor niet-

geadsorbeerd plutonium, die tussen die van formatie twee en drie van de modelstudie in ligt (43).

Bij nog vijf andere Amerikaanse en Canadese opslagplaatsen heeft men dergelijke snelle transporten van radioisotopen gekonstateerd. Nader onderzoek bevestigt de theorie dat de aanwezigheid van komplexerende stoffen een van de hoofdoorzaken is van een sterk gewijzigd adsorptiepatroon. De literatuurwaarde voor de adsorptie van cobalt-60 is vijf maal zo groot als die van het geadsorbeerde plutonium ²³⁹. In aanwezigheid van zeer geringe hoeveelheden van een komplexerende stof als EDTA wordt de adsorptie van cobalt-60 echter 3000 tot 10.000 maal kleiner. Een aantal verwante synthetische stoffen als DTPA en CDTA, maar ook natuurlijk voorkomende organische zuren hebben dit effect.

EDTA en aanverwante stoffen worden over de gehele wereld gebruikt voor het schoonmaken en ontmantelen van radioactief besmette zaken. Ze komen in grote hoeveelheden voor in het middel- en laag-actief afval. Het is voor uranium aangetoond, en er zijn sterke aanwijzingen dat deze komplexerende stoffen ook verantwoordelijk zijn voor gekonstateerde migratie van plutonium, americium en curium, de belangrijkste langlevende isotopen in het kernafval en thorium en radium. Dezelfde stoffen vergemakkelijken de opname van plutonium en americium in planten en zo in de rest van de voedselketen (63).

In de Veiligheidsanalyse wordt jodium-129 buiten beschouwing gelaten. Het kan volgens de Veiligheidsanalyse beter in zee gedumpt worden, omdat het zich daar met niet-radioactief jodium kan mengen (64). Een analyse van de lange-termijn gevolgen van deze procedure, toegepast op alle kerncentrales ter wereld, ontbreekt. De aanname is alleen geldig voor opgewerkt afval, maar vermoedelijk blijft er ook dan wel enig jodium-129 in het kernafval achter.

Over plutonium en het wat migratiegedrag betreft ongeveer vergelijkbare americium zegt de Veiligheidsanalyse, dat deze isotopen eigenlijk niet kunnen oplossen omdat ze zich in oxidevorm bevinden (65). Deze uitspraak slaat op kernsplijtingsafval, waarvan de chemische vorm op langere termijn echter moeilijk te voorspellen is (vgl. hfdst. 6). Bovendien bevat het middel- en laagactieve opwerkingsafval ongeveer vijf keer zoveel plutonium als kernsplijtingsafval (vgl. hfdst.3).

Op basis van het voorafgaande lijkt de veronderstelling gerechtvaardigd dat juist in deze categorie afval niet-geadsorbeerde transuranen zich bevinden. De Veiligheidsanalyse heeft het juist niet over dit afval en berekent op basis van waarnemingen tussen 1944 en 1967 in een van de hierboven genoemde Amerikaanse opslagplaatsen, dat eventueel opgelost plutonium er 250.000 jaar over doet om 500 m door de bodem af te leggen. Met de migratiesnelheid, gekonstateerd in Maxey Flats zou niet-geadsorbeerd plutonium, eenmaal buiten de zoutkoepel, echter binnen enkele decennia tot hoogstens een paar eeuwen weer naar de biosfeer terugkeren.

²³⁹ De dispersiecoëfficiënt K_d van cobalt-60 is normaliter 10.000. In aanwezigheid van een lage concentratie EDTA is K_d echter 0,8-2,9.

10. DE VERSPREIDING VAN HET KERNAFVAL IN DE BIOSFEER

Als isotopen uit het kernafval naar de biosfeer terugkeren, heeft dat verschillende konsekwenties. Er zijn direkte gevolgen voor de mens en het milieu op de plaats waar de radioactiviteit de oppervlakte bereikt. Op langere termijn kunnen de isotopen zich verder verspreiden en wegens hun lange halfwaardetijden uiteindelijk veel grotere groepen mensen, gedurende vele generaties bereiken.

In de Veiligheidsanalyse wordt alleen plutonium besproken (vgl. hfdst.9). Dit zou niet accumuleren in de voedselketen of alleen in voor het huidige dieet onbelangrijke organismen. Tenslotte wordt gekonstateerd, dat de concentratie van de isotopen in het -tot drinkwater- 1000 maal verdunde pekewater ver beneden de huidige maximaal toelaatbare concentratie zal blijven en dus geen probleem vormt. Voor het inademingsrisiko wordt hetzelfde criterium gehanteerd (66).

De mogelijke gevolgen voor het milieu worden niet besproken. Deze zouden vooral geëvalueerd dienen te worden als onderdeel van een grootschalige toepassing van kernenergie en opslag van radioactief afval, niet alleen in Nederland, maar over de hele wereld. De mogelijkheid en de omvang van de gevolgen zijn in wezen niet vast te stellen (14).

Het valt te betwijfelen of plutonium niet in de voedselketen accumuleert. De resultaten van onderzoek zijn soms tegenstrijdig; de voedingsgewoonten van de mensen kunnen bovendien veranderen (14). De eerder genoemde complexerende stoffen kunnen de opname van transuranen in planten vergemakkelijken (vgl. hfdst.9). Door het hanteren van de huidige, maximaal toelaatbare concentraties als criterium voor de beoordeling van de gevolgen, laat men buiten beschouwing dat het hier om isotopen met zeer lange halfwaarde tijden gaat.

Indien er een kontinu transport van kernafval uit de opslagplaats naar de oppervlakte ontstaat, zal de momentane concentratie van isotopen inderdaad laag zijn, maar wegens hun lange levensduur kan zich een steeds accumulerende hoeveelheid radio-isotopen in de biosfeer verspreiden.

Aldus ondervinden gedurende vele generaties, veel meer mensen dan diegenen die dicht bij de zoutkoepel wonen de gevolgen van een steeds toenemende stralingsbelasting.

Er bestaat geen onschadelijke hoeveelheid straling; men neemt tegenwoordig aan dat er een lineaire dosis-effekt relatie bestaat. Dat wil zeggen: de gevolgen van een kleine dosis straling voor veel mensen heeft hetzelfde effect als een grote dosis voor weinig mensen. Om deze reden heeft het US Environmental Protection Agency recentelijk geadviseerd om de gevolgen van de verspreiding

van kernafval voor een periode van tenminste 1000 jaar te berekenen. De EPA maakt daarbij echter nog uitzondering voor sommige transuranen, jodium-129 en koolstof-14, waarvoor de gevolgen over veel langere perioden dan 1000 jaar dienen te worden berekend. Ze adviseren over een dergelijke lange termijn ook een algemene schatting te maken van effecten voor de menselijke gezondheid op basis van een aangenomen bevolking en een totale hoeveelheid vrijgekomen isotopen (67).

Dit lijkt ons een goed uitgangspunt voor een verbeterde risico-analyse over de opslag van radio-actief afval.

De minimum voorwaarde voor een goede besluitvorming over de aanvaardbaarheid van een technologie die nadelige konsekventies kan hebben voor vele generaties na de onze, lijkt ons een zo goed mogelijk overzicht van die konsekventies en de onzekerheidsmarges daarvan. De hier besproken Veiligheidsanalyse vervult deze voorwaarde niet.

REFERENTIES .

1. ICK, Sub-Commissie Radioactieve Afvalstoffen. Eerste interim-rapport betreffende de mogelijkheden van opslag van radioactieve afvalstoffen in zoutvoorkomens in Nederland, oktober 1977, p.1. Hierna genoemd "ICK".
2. H. Damveld, Waarom radioactief afval in zoutkoepels?, dit nummer.
3. ICK, p. 11.
4. J. Hamstra. Veiligheidsanalyse voor ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief vast afval. RCN-75-040. Petten, april 1975. Tevens bijlage bij het rapport van de Gezondheidsraad "Kerncentrales en Volksgezondheid", 1975. Hierna genoemd "Veiligheidsanalyse".
5. J. Hamstra, L. Smeets, B. Verkerk, H.J. Wervers, Atoomenergie 14(9), p. 235-248 (september 1972).
6. J. Hamstra, Atoomenergie 15(12), p. 290-301 (december 1973).
7. J. Hamstra, Atoomenergie 16(7/8), p. 175-180 (juli/augustus 1974).
8. H.J. Wervers, Atoomenergie 16(7/8), p. 166-174 (juli/augustus 1974).
9. Science 198, p.591 (11 november 1977)
10. W. Barnaby, Nature 274, p. 6 (6 juli 1978)
11. ICK, p. 2.
12. K. Nienhuys, Opwerking van kernafval, Vereniging Milieudefensie, Amsterdam 1977.
13. G. Aupers, dit nummer.
14. D. Stemerding, dit nummer.
15. W.P. Bishop, F.J. Miraglia, Environmental Survey of the Reprocessing and Waste Management Portions of the LWR Fuel Cycle, U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-0116, October 1976, p. 3-8 t/m -11. Hierna genoemd "NUREG-0116".



16. H. Krause, Atomwirtschaft 21(7), p. 343-346 (juli 1976)
17. Ref. 12, p. 23-29.
18. H. Damveld, Kerncentrales: de nationale monumenten van de toekomst?, dit nummer.
19. F. Marcus, Nuclear waste. The issue that won't stay buried, Nordic Liaison Committee for Atomic Energy, September 27, 1977.
20. Projekt Gesellschaft Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen mbH, Das Projekt Entsorgung. Stand April 1976.
21. F. Culler, Nuclear Engineering International, January 1978, p. 37-40.
22. Kärn Bränsle Säkerhet. Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High Level Reprocessing Waste, Stockholm, 1977/1978, dl. IV, p. 15. Hierna genoemd "KBS"
23. NUREG-0116, p. 3-15.
24. C. Koning, Verwerking van radioactief afval, ECN, Petten, januari 1977.
25. NUREG-0116, p. 4-132 t/m -136.
26. Veiligheidsanalyse, tabel I, p. 55.
27. G.I. Rochlin, Testimony on GESMO Ch. IV. H. Radioactive Waste Management, California Energy Resources Conservation and Development Commission, California, 1977.
28. M. Resnikoff, Commercial Reprocessing Experience in the United States. (1978)
29. N.E. Abrams, Paper presented to the Critical Experts Conference, Stockholm, 1-3 June 1978
30. KBS, dl I, p. 105
31. Veiligheidsanalyse, p. 7, 13.

32. B. Verkerk, Energiespectrum 1 (12), p. 348-352 (december 1977).
33. NUREG-0116, p. 4-107.
34. J.P. Colton, IAEA Bulletin 20(1), p. 35-41 (1978).
35. ICK, p. 4.
36. Groupe Interministériel d'Evaluation de l'Environnement. Groupe de Travail d'Evaluation des Options Techniques sur les Dechets Radioactifs et Autres Sous-Produits Genant de l'Energie Nucleaire, février 1974-décembre 1975.
37. Veiligheidsanalyse, p. 33.
38. Veiligheidsanalyse, p. 49.
39. G. Wranglén, Kärnkraftsavfall och korrosion. Official Statement on the Government Report "Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall". (Statens Offentliga Utredningar, SOU 1976: 30 och 31.) Stockholm, 22 oktober 1976.
40. NUREG-0116, p. 4-76.
41. G.J. McCarthy e.a., Nature 273, p. 216-217 (18 mei 1978).
42. P. Allen, Times, 26 oktober 1976.
43. G. de Marsily e.a., Science 197, p. 519-527 (5 augustus 1977).
44. G. Richter-Bernburg, Bild der Wissenschaft, December 1977, p. 80-100.
45. H. Veenstra, Noorderbreedte 2(1), p. 9-14 (januari 1978)
46. Veiligheidsanalyse, p. 37.
47. Veiligheidsanalyse, p. 31.
48. Veiligheidsanalyse, p. 39.

49. ICK, Bijlage. Statusbericht van werkgroep D; risicoanalyse in zoutvoorkomens.
50. Ministerie van Economische Zaken, 3500 MWe. Kerncentrales in Nederland, mei 1977, p. 17.
51. N. Calder, De weermachinerie en de dreiging van het ijs. Sesam-special. Bosch & Keuning, Baarn, 1974, p. 101, 121.
52. Veiligheidsanalyse, p. 35.
53. M. Hill, P. Grimwood, New Scientist, 78, p. 375-377 (11 mei 1978).
54. Veiligheidsanalyse, p. 20.
55. D.N. Dietz, De berging ondergronds van radioactief afval, A0-1680, 16 september 1977.
56. Veiligheidsanalyse, p. 21.
57. Veiligheidsanalyse, p. 18.
58. Veiligheidsanalyse, p. 40.
59. Veiligheidsanalyse, p. 41.
60. J.M. Smith, Estimations of the rate of penetration of rock-salt by fresh water. TH Projekt "Ondergrondse berging van radio-actief afval in steenzout", TH Delft, januari 1977.
61. B.L. Cohen, Review of Modern Physics 49(1), p. 1-20 (januari 1977).
62. D.G. Jacobs, J.E. Turner, Physics Today, November 1976, p. 15, 86.
63. J.L. Means e.a., Science, 200, p. 1477-1480 (30 juni 1978).
64. Veiligheidsanalyse, p. 29.
65. Veiligheidsanalyse, p. 42.

