

**V31
1983**

Ahaus, Lingen en Kalkar

Voorstudies en
achtergronden

**Westduitse nucleaire installaties
en de gevolgen voor Nederland**

**W. A. Smit
R. Geerts
G. Tiemessen**

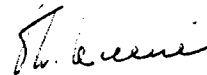
's-Gravenhage, Staatsuitgeverij 1983

Met dank aan Tj. Knol voor ontwikkeling
en verbetering van het computermodel

WOORD VOORAF

Deze studie over de mogelijke stralingsbelasting in Nederland als gevolg van routine-lozingen, storingen en ongevallen in drie nucleaire installaties in de Bondsrepubliek is in opdracht van de Raad verricht door een onderzoeksgroep van de Technische Hogeschool Twente.

De resultaten van dit onderzoek zijn gebruikt in het WRR-rapport 'Onder invloed van Duitsland; een onderzoek naar gevoeligheid en kwetsbaarheid in de betrekkingen tussen Nederland en de Bondsrepubliek'. De Raad heeft zich bij de beoordeling van deze studie terzijde laten staan door deskundigen van de Stichting Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), de N.V. tot Keuring van Elektrotechnische Materialen (KEMA), de Nederlandse Centrale Organisatie voor Toegepaste Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO) en de Stichting Natuur en Milieu. De commentaren van genoemde instellingen bevestigden de Raad in zijn overtuiging dat deze voorstudie het waard is gepubliceerd te worden. Met de commentaren is rekening gehouden, zowel door de Raad in het rapport 'Onder invloed van Duitsland' als door de auteurs van de onderhavige studie. De volledige tekst van de commentaren, alsmede de reacties daarop van de auteurs, zijn voor belangstellenden beschikbaar bij het bureau van de WRR.



Prof.ir. Th. Quené
Voorzitter

| | | |
|---------|---|----|
| 0. | SAMENVATTING EN CONCLUSIES | 11 |
| | Het oogmerk, de opzet en uitvoering van de studie | |
| | Gezondheidseffecten van radioactieve straling | |
| | Droge opslag te Ahaus | |
| | De kerncentrale te Lingen | |
| | De snelle kweekreactor te Kalkar | |
| | Gevoeligheidsanalyse van modelparameters | |
| | Nucleaire ongevallen: gevolgen en tegenmaatregelen | |
| | Mogelijkheid van ongelukken en de betekenis van veiligheidsvoorzieningen en kansberekeningen | |
| | Veiligheidsstudies en risikobeoordeling | |
| | Aanbevelingen voor verder onderzoek | |
| 1. | INLEIDING | 31 |
| 1.1 | <u>Aard van de vraagstelling</u> | 31 |
| 1.2 | <u>Inhoud van de studie</u> | 31 |
| 1.3 | <u>Indeling van het rapport</u> | 34 |
| 2. | GEZONDHEIDSEFFEKTEN VAN RADIOAKTIEVE STRALING | 35 |
| 2.1 | <u>Inleiding</u> | 35 |
| 2.2 | <u>Straling en stralingsdosis</u> | 35 |
| 2.3 | <u>Biologische werking van straling en gezondheids- effecten</u> | 37 |
| 2.3.1 | Algemeen | 37 |
| 2.3.2 | Vroeg-somatische schade | 39 |
| 2.3.2.1 | Stralingsziekten | 39 |
| 2.3.2.2 | Akute schade van longen en darmen | 43 |
| 2.3.2.3 | Akute schade door hoge schildklierdosis | 43 |
| 2.3.2.4 | Synergistische effecten | 44 |
| 2.3.2.5 | Pre-natale sterfte | 44 |
| 2.3.3 | Laat-somatische schade | 45 |
| 2.3.3.1 | Niet-kwaadaardige effecten | 45 |
| 2.3.3.2 | Kankerinductie | 45 |
| 2.3.4 | Genetische effecten | 49 |
| | <u>Referenties</u> | |
| 3 | DROGE OPSLAG TE AHAUS | 55 |
| 3.1 | <u>Inleiding</u> | 55 |
| 3.2 | <u>Korte beschrijving droge opslag Ahaus</u> | 55 |
| 3.3 | <u>Positie van 'tussenopslag' in de splijtstofcyclus</u> | 59 |

| | | |
|-------|---|----|
| 3.4 | <u>Stralingsbelasting in de omgeving van de opslaghal bij normaal bedrijf</u> | 61 |
| 3.4.1 | Direkte straling | 61 |
| 3.4.2 | Stralingsbelasting door lozingen via het water | 63 |
| 3.4.3 | Vast afval | 63 |
| 3.5 | <u>Stralingsbelasting in het geval van storingen</u> | 63 |
| 3.6 | <u>Ongevallen</u> | 65 |

Referenties

| | | |
|---------|--|-----|
| 4 | DE KERNCENTRALE TE LINGEN | 69 |
| 4.1 | <u>Inleiding</u> | 69 |
| 4.2 | <u>Routinelozingen</u> | 70 |
| 4.2.1 | Inleiding | 70 |
| 4.2.2 | Overzicht van de geplande routinelozingen | 70 |
| 4.2.2.1 | Toelichting bij routinelozingen (figuur 4.1) | 72 |
| 4.2.2.2 | Vloeibaar afval | 73 |
| 4.2.2.3 | Vaste afval-stoffen | 74 |
| 4.2.3 | Stralingsbelasting voor routinelozingen in de directe omgeving en voor het dichtsbijzijnde punt in Nederland | 75 |
| 4.3 | <u>Storingen</u> | 82 |
| 4.3.1 | Inleiding | 82 |
| 4.3.2 | Kort overzicht van storingen | 82 |
| 4.3.3 | Stralingsbelasting in de omgeving van de centrale bij enkele storingen | 84 |
| 4.3.3.1 | Inleiding | 84 |
| 4.3.3.2 | Beschrijving van enkele storingen | 85 |
| 4.4 | <u>Ongelukken</u> | 91 |
| 4.4.1 | Inleiding | 91 |
| 4.4.2 | Ongevalstypen | 92 |
| 4.4.2.1 | Motivering van keuze van lozingscategorieën | 92 |
| 4.4.2.2 | Korte beschrijving van de lozingscategorieën FK-2 en FK-7 | 93 |
| 4.4.3 | Korte beschrijving van de gehanteerde berekeningsmodellen | 94 |
| 4.4.3.1 | Metereologisch verspreidingsmodel | 94 |
| 4.4.3.2 | Dosismodellen | 95 |
| 4.4.4 | Gevolgen | 97 |
| 4.4.4.1 | Gevolgen op korte en middellange termijn | 97 |
| 4.4.4.2 | Gevolgen op lange termijn | 104 |
| 4.4.4.3 | Gevolgen voor landbouw en veeteelt | 110 |
| 4.4.4.4 | Lange termijn gezondheidseffekten | 112 |

Referenties

| | | |
|-----|--|-----|
| 5 | DE SNELLE KWEEKREAKTOR TE KALKAR | 119 |
| 5.1 | <u>Inleiding</u> | 119 |
| 5.2 | <u>Technische-en veiligheidsaspecten</u> | 119 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 5.3 | <u>Ongevallen</u> | 124 |
| 5.3.1 | Aard van de ongevallen | 124 |
| 5.3.2 | Motivatie om een zwaar ongeval te onderzoeken | 126 |
| 5.3.3 | Beschrijving van de beschouwde ongevallen | 127 |
| 5.4 | <u>Radiologische gevolgen</u> | 133 |
| 5.4.1 | Inleiding | 133 |
| 5.4.2 | Gevolgen op korte en middellange termijn | 133 |
| 5.4.3 | Radiologische gevolgen op lange termijn | 139 |

Referenties

| | | |
|---------|--|-----|
| 6 | GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN MODELPARAMETERS | 151 |
| 6.1 | <u>Inleiding</u> | 151 |
| 6.2 | <u>Verantwoording</u> | 151 |
| 6.2.1 | Opzet gevoeligheidsanalyse | 159 |
| 6.3 | <u>De parameters</u> | 160 |
| 6.3.1 | De bronterm | 160 |
| 6.3.1.1 | Algemeen | 160 |
| 6.3.1.2 | EPRI-studie | 162 |
| 6.3.1.3 | NUREG-0772 | 163 |
| 6.3.2 | Pluimstijging | 167 |
| 6.3.3 | Dispersiecoëfficiënten | 169 |
| 6.3.4 | Depositiesnelheid | 170 |
| 6.3.5 | Menglaaghoogte | 171 |
| 6.3.6 | Uitwaskoëfficiënten | 172 |
| 6.3.7 | Dosiskonversiefactoren voor interne bestraling | 172 |
| 6.3.8 | Windsnelheid | 175 |
| 6.4 | <u>Gebruikte variaties in parameterwaarden</u> | 175 |
| 6.5 | <u>Resultaten gevoeligheidsanalyse</u> | 176 |
| 6.5.1 | Bronterm | 178 |
| 6.5.2 | Pluimstijging | 179 |
| 6.5.3 | Dispersiecoëfficiënten | 181 |
| 6.5.4 | Depositiesnelheid | 183 |
| 6.5.5 | Uitwaskoëfficiënt | 185 |
| 6.5.6 | Menglaaghoogte | 186 |
| 6.5.7 | Dosiskonversiefactoren | 188 |
| 6.5.8 | Windsnelheid | 189 |
| 6.6 | <u>Samenvatting en konklusies</u> | 191 |
| 6.7 | <u>Vergelijking met andere gevoeligheidsanalyses</u> | 196 |

Referenties

| | | |
|-------|---|-----|
| 7 | NUKLEAIRE ONGEVALLen: GEVOLGEN EN TEGENMAATREGELEN | 201 |
| 7.1 | <u>Inleiding</u> | 201 |
| 7.2 | <u>Noodzaak van tegenmaatregelen na een ongeval</u> | 202 |
| 7.2.1 | Stilering en werkelijkheid | 204 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 7.3 | <u>Tegenmaatregelen</u> | 205 |
| 7.3.1 | Radioactieve wolk; vroeg-somatische dosis | 205 |
| 7.3.1.1 | Evakuatie | 205 |
| 7.3.1.2 | Binnenblijven, schuilen | 209 |
| 7.3.1.3 | Jodiumtabletten | 210 |
| 7.3.2 | Middellangetermijn bodemstraling - Evakuatie | 211 |
| 7.3.3 | Lange-termijn bodemstraling | 212 |
| 7.3.3.1 | Ontruiming | 212 |
| 7.3.3.2 | Dekontaminatie | 213 |
| 7.3.4 | Lange-termijn radioactieve gevolgen voor agrarisch gebruik van het land | 214 |
| 7.3.4.1 | "Vernietigen" van oogst | 214 |
| 7.3.4.2 | Ploegen | 215 |

Referenties

| | | |
|-----|--|-----|
| 8 | DE MOGELIJKHEID VAN ONGELUKKEN EN DE BETEKENIS VEN VEILIGHEIDSVORZIENINGEN EN KANSBEREKENINGEN | 225 |
| 8.1 | <u>Erkende mogelijkheid van ongelukken</u> | 225 |
| 8.2 | <u>Ongevalscategorieën</u> | 231 |
| 8.3 | <u>Ongelukken waarvoor geen speciale voorzieningen zijn ontworpen</u> | 233 |
| 8.4 | <u>Veiligheid en aanvaardbaarheid van risico's</u> | 238 |
| 8.5 | <u>Veiligheidsbeoordeling en de rol van kansrekeningsmodellen</u> | 239 |
| 8.6 | <u>Risico-aanvaardbaarheidsbeoordeling en het gebruik van kansrekeningmodellen</u> | 248 |

Referenties

| | | |
|-------|--|-----|
| 9 | VEILIGHEIDSSSTUDIES EN RISIKOBEOORDELING | 255 |
| 9.1 | <u>Besluitvormingssituaties</u> | 255 |
| 9.2 | <u>Risico-beoordelingsfilosofieën</u> | 258 |
| 9.3 | <u>Veiligheid als een maatschappelijk probleem</u> | 262 |
| 9.3.1 | Objektiviteit | 264 |
| 9.3.2 | Konceptualisering van gevaar | 267 |
| 9.3.3 | Kans | 268 |
| 9.3.4 | Karakterisering van gevolgen | 270 |
| 9.3.5 | Onzekerheden in kennis | 273 |
| 9.4 | <u>Konklusies</u> | 276 |

Referenties

| | | |
|--------------|---|-----|
| Appendix I | Dosisberekeningsmodellen: kortdurende lozingen (storingen) | 281 |
| Appendix II | Modellen voor de berekening van stralingsbelasting bij nucleaire ongevallen | 291 |
| Appendix III | Optreden van weerklassen D en F | 321 |
| Appendix IV | Resultaten van ongevalsberoeeningen voor de kerncentrale te Lingen | 323 |

| | | |
|----------------|--|-----|
| Appendix V | Resultaten van de ongevalsberekening voor de snelle kweekreactor te Kalkar | 333 |
| Appendix VI | De kans van optreden van de lozingscategorien FK-2 en FK-7 | 237 |
| Appendix VII.1 | Stromingspatroon rond de koepel van een kerncentrale | 341 |
| VII.2 | Tijdafhankelijke verandering van een menglaag | |
| VII.3 | Depositiesnelheid | |
| VII.4 | Uitwaskoëfficiënt | |
| VII.5 | Grafische weergaven van dispersiecoëfficiënten voor verschillende weerscategorieën | |
| VII.6 | Totaaloverzicht van de resultaten van de gevoeligheidsanalyse | |

0 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

HET OOGMERK, DE OPZET EN UITVOERING VAN DE STUDIE

- 1 Dit rapport is het resultaat van een studie, verricht ten behoeve van de Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR). Het handelt over de radiologische gevolgen die de oprichting van enkele Duitse nucleaire installaties in het grensgebied met Nederland voor Nederland kan hebben. In het rapport wordt daarnaast de betekenis van veiligheidsstudies en risico-analyses voor besluitvorming geanalyseerd.
- 2 De studie behandelt drie nucleaire installaties: de geplande kerncentrale Emsland te Lingen, de in aanbouw zijnde snelle kweekreactor SNR-300 te Kalkar en de geplande droge opslag van bestraalde splijtstofstaven te Ahaus. Bij routinebedrijf worden in de regel geringe hoeveelheden radioactiviteit in de omgeving geloosd. Bij storingen en ongevallen kunnen grote hoeveelheden activiteit vrijkomen. Met behulp van meteorologische verspreidingsmodellen en dosimetrische modellen is de hierdoor veroorzaakte mogelijke stralingsbelasting berekend.
- 3 De maximaal te lozen hoeveelheden radioactiviteit bij routinebedrijf en de veronderstelde lozingen bij (beheerste) storingen zijn voor 'Lingen' en 'Ahaus' voornamelijk ontleend aan de veiligheidsrapporten, opgesteld in het kader van de vergunningaanvraag voor de oprichting van deze installaties. De veiligheidsrapporten van 'Kalkar' stonden voor deze studie niet ter beschikking. Ongelukken, waarbij een niet-beheerste lozing van radioactiviteit plaatsvindt, worden in de veiligheidsrapporten van de betreffende installaties niet geanalyseerd. Daarom is ter bepaling van de mogelijke gevolgen daarvan, uitgegaan van ongevalsscenario's zoals beschreven in enkele andere rapporten, waaronder de Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (DRK) en de Reactor Safety Study-WASH-1400 (Rasmussenstudie).

- 4 De mogelijke radiologische gevolgen bij storingen en ongelukken zijn bepaald zonder rekening te houden met eventuele tegenmaatregelen. Daarmee geeft de studie een indicatie van de omvang van de gebieden waar en in welke mate tegenmaatregelen (evakuatie, dekontaminatie, onbewoonbaar verklaren, etc.) nodig zijn bij een poging de stralingsbelasting te beperken, opdat bepaalde stralingsnormen niet overschreden worden.
- 5 De studie beperkt zich tot het berekenen van de mogelijke stralingsdoses die men, afhankelijk van de afstand en weersomstandigheden, kan oplopen. De gevolgen zijn niet uitgedrukt in aantallen doden, stralingszieken, kankergevallen en erfelijke afwijkingen in latere generaties. In de eerste plaats niet omdat deze aantallen sterk afhankelijk zijn van enerzijds de te hanteren stralingsnormen bij het treffen van eventuele tegenmaatregelen en anderzijds van de (in-)effectiviteit van deze tegenmaatregelen. De studie bespreekt wel de problemen die zich bij het treffen van tegenmaatregelen kunnen voordoen. In de tweede plaats zou, vanwege de grote mate van wetenschappelijke onzekerheid ten aanzien van dosis-effekt relaties een evaluatie van de diverse modellen hieromtrent moeten worden uitgevoerd. Daarnaast zou een uitgebreid demografisch onderzoek zijn vereist. De hiervoor benodigde tijd was in het kader van dit onderzoek niet beschikbaar.
- 6 Berekenende radiologische gevolgen van reaktorongevallen kunnen in het algemeen geen hoge mate van betrouwbaarheid hebben. De geschiktheid van beschikbare modellen betreffende het verloop van diverse fysische, chemische en atmosferische processen is daarvoor te onzeker. Ook bestaat vaak een grote mate van onzekerheid betreffende de waarden die modelparameters in concreto zullen hebben; voor verschillende modelparameters is geen ondubbelzinnige, wetenschappelijk gefundeerde keuze te maken tussen de diverse mogelijke waarden. Om deze redenen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd die de mogelijke spreiding in uitkomsten aangeeft bij variatie van parameterwaarden.

7 De oprichting van elk der drie beschouwde installaties is in dit rapport als een afzonderlijke, op zich zelf staande activiteit beschouwd. Men kan de bouw van deze installaties echter ook in een breder perspectief zien, als onderdeel van de grootschalige introductie van kernenergie. Zij hebben, zo gezien, op indirecte wijze een veel verstrekkender invloed. Een analyse van de gevolgen hiervan viel buiten het bestek van deze studie.

GEZONDHEIDSEFFEKTEN VAN RADIOACTIEVE STRALING

8 Radioactieve straling kan verschillende soorten biologische schade veroorzaken. Lage stralingsdoses veroorzaken gezondheidseffekten die zich pas na jaren (laat-somatische schade) of in volgende generaties (genetische schade) manifesteren. Hoge stralingsdoses veroorzaken bovendien effecten die zich direct of op korte termijn uiteten (vroeg-somatische schade). Bij de vroeg-somatische (en bij de niet-carcinogene laat-somatische) schade neemt de ernst van het effect in de regel toe bij hogere doses. Daarentegen is het optreden van kankerverwekkende (laat-somatische) effecten en van genetische effecten een toevalsproces, waarbij de waarschijnlijkheid van optreden en niet zo zeer de ernst van het effect van de hoogte van de stralingsdosis afhangt.

9 De beenmergdosis blijkt bepalend te zijn voor het bij hoge stralingsdoses optreden van stralingsziekten en sterfte. Een beenmergdosis van 100 rem vormt een globale grens waarboven zich geringe verschijnselen van stralingsziekten beginnen voor te doen. Boven ongeveer 200 rem doen zich ernstige vormen van stralingsziekten voor en begint sterfte op te treden. Het sterftepercentage neemt toe met toenemende dosis en bedraagt bij een beenmergdosis van meer dan 400 rem, zonder medische hulp, vrijwel 100 procent. Doses van 20 tot 100 rem veroorzaken een tijdelijke aantasting van het bloed, (zonder dat men zich echter ziek hoeft te voelen), en een geringere weerstand tegen infecties. Voor ongeboren kinderen blijkt een dosis variërend van 10 tot 100 rem tot ernstige afwijkingen of tot beëindiging van de zwangerschap te kunnen leiden.

10 Voor het berekenen van de kans op het optreden van kanker en van genetische afwijkingen bij gegeven stralingsdoses zijn sterk uiteenlopende modellen beschikbaar. De schattingen van het aantal kankergevallen onder de bevolking bij gegeven stralingsbelasting kunnen op grond van diverse modellen zeker een factor 100 verschillen. Deze verschillen zijn het gevolg van het ontbreken van een stevig gefundeerde wetenschappelijke theorie over het optreden van kanker en/of van onvoldoende empirische gegevens hierover.

DROGE OPSLAG TE AHAUS

11 Te Ahaus is een opslag van bestraalde splijtstofelementen gepland, waarbij deze bovengronds, in containers droog worden opgeslagen. Tijdens routinebedrijf van de installatie zijn voor Nederland geen radiologische gevolgen te verwachten. Aangezien geen jarenlange bedrijfservaring bestaat met de opslag van de splijtstofelementen in deze containers, bestaat er onzekerheid over het gedrag van het afdichtingssysteem op langere termijn. Falen van het afdichtingssysteem wordt niet onmogelijk geacht. De stralingsbelasting in Nederland ten gevolge van een lekkende container is gering en ligt in de grootte orde van een millirem.

12 Indien zich in de verdere toekomst problemen aandienen met het afdichtingssysteem dan is een situatie te verwachten waarin meerdere van de honderden opgeslagen containers afdichtingsdefecten kunnen vertonen. Het veiligheidsrapport van de droge opslaginstallatie voorziet zo'n situatie niet en besteedt derhalve ook geen aandacht aan mogelijke veiligheidsmaatregelen voor een dergelijke situatie. De gevolgen van grote ongevallen, die alleen voorstelbaar zijn onder extreme omstandigheden als sabotage en oorlogshandelingen, zijn niet geëvalueerd.

DE KERNCENTRALE TE LINGEN

13 De geplande kerncentrale te Lingën is een drukwaterreaktor met een elektrisch vermogen

van 1300 MW. De in het veiligheidsrapport genoemde (maximale) lozingshoeveelheden radioactiviteit bij routinebedrijf waarvoor vergunning is aangevraagd, gaan de lozingshoeveelheden die men zou mogen verwachten op basis van ervaring met vergelijkbare, bestaande kerncentrales ruimschoots te boven. Kennelijk is een ruime marge aangehouden. De weg waarlangs bij routinelozingen de hoogste stralingsbelasting kan worden verwacht loopt via de consumptie van melk uit de omgeving van de centrale. De stralingsbelasting is in Nederland gering. Voor kinderen bedraagt de berekende schildklierdosis enige tienden van millirems. De stralingsbelasting van het gehele lichaam ligt in de grootte orde van enkele mikrorems.

14 Het veiligheidsrapport van 'Lingen' besteedt ruime aandacht aan de radioactieve uitstoot die in het geval van storingen kan optreden. Bij deze storingen wordt telkens uitgegaan van het adequaat functioneren van de veiligheidsvoorzieningen. Tot de ernstige storingen behoren een breuk in de hoofdkoelmiddelleiding en een ongeval tijdens de wisseling van splijtstofstaven. Voor deze zwaarste storingen blijkt dat, als men uitgaat van de volgens het veiligheidsrapport vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit, de in Nederland opgelopen lichaamsdosis niet groter zal zijn dan enkele millirems.

15 Aangezien het veiligheidsrapport van 'Lingen' geen verdere analyse geeft van de mogelijke gevolgen bij het uitvallen van de veiligheidsvoorzieningen (hetgeen voor de vergunningsaanvraag ook niet vereist was) is in deze studie een zelfstandige analyse uitgevoerd. Twee ongevalstypen zijn beschouwd. Een licht ongeval dat opgevat kan worden als de overgang van zware storingen naar ongevallen waarbij het smelten van de kern optreedt. Bij het beschouwde lichte ongeval is nog wel sprake van een beheersing van het verlies aan koelmiddel, zodat het smelten van de kern wordt voorkomen, maar tevens is een lekkage van de veiligheidsomhulling verondersteld. Het zware ongeval is, op het geval van een stoomexplosie in het reaktorvat na, het zwaarste onge-

valstype uit de ongevalsklassifikatie van de Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke.

Tezamen met de analyse van de routinelozingen en storingen geeft de bestudering van deze ongevalstypen een totaal beeld van de radiologische gevolgen voor het gehele spektrum van mogelijke radioactieve lozingen.

16

Voor beide ongevalstypen is de mogelijke stralingsbelasting bepaald voor zowel de korte, de middellange als de lange termijn. Voor Nederland zijn alleen bij oostelijke windrichting radiologische gevolgen te verwachten.

De berekende stralingsdosis die men gedurende de eerste 24 uur kan oplopen blijft voor beide ongevalstypen, op Nederlands grondgebied onder de 200 rem, de globale grenswaarde voor het optreden van ernstige stralingsziekte en sterfte.

De noodreferentienivo's van de Gezondheidsraad (5 rem voor kinderen en zwangere vrouwen, 15 rem voor volwassenen) worden op Nederlands grondgebied, bij het zware ongeval reeds de eerste dag overschreden, zodat op grond hiervan directe tegenmaatregelen, zoals evacuatie, vereist zijn.

Dat is niet het geval bij het beschouwde relatief licht ongeluk. De gebieden waar op middellange termijn (enkele maanden) de noodreferentienivo's worden overschreden zijn aanzienlijk groter. Voor het zware ongeval strekken deze zich enkele tot vele tientallen kilometers op Nederlands grondgebied uit, afhankelijk van de weersomstandigheden. De dosis die men bij verblijf gedurende drie maanden op besmet gebied oploopt kan in Nederland nu ook bij het lichte ongeval de 5 rem overschrijden. De 5 rem dosis strekt zich in dit geval bij weerklasse F en D met droog weer, uit tot circa 10 km in Nederland.

Evacuatie zou op grond van de noodreferentienivo's in al deze gevallen binnen enkele dagen of weken moeten plaatsvinden.

Doordat de neergeslagen radioactiviteit zich zeer lang handhaaft zal men bij verblijf in getroffen gebied nog vele jaren na een ongeluk aan extra radioactieve straling blootstaan. Zou men als criterium voor de bewoonbaarheid van het land de stralingsnorm van de International Commission on

Radiological Protection hanteren, dat voor een bevolkingsgroep de gemiddelde extra stralingsdosis niet meer mag bedragen dan 50 millirem per jaar, dan blijken zowel bij het zware als bij het licht ongeval, grote gebieden in Nederland voor vele jaren niet voor bewoning geschikt te zijn. Effectieve tegenmaatregelen zijn hiervoor moeilijk te treffen. Bij beide ongevalstypen zijn de gevolgen voor Nederland ingrijpend.

DE SNELLE KWEEKREAKTOR TE KALKAR

17 Bij Kalkar is een prototype natrium-gekoelde snelle kweekreaktor in aanbouw met een elektrisch vermogen van 300 MW.

Aangezien geen veiligheidsrapporten ter beschikking stonden met een beschrijving van de routinelozingen en van ontwerp-storingen, zijn deze niet geanalyseerd. Uit het hele spektrum van situaties waarin radioactiviteit in de omgeving wordt geloosd, te weten routinebedrijf, storingen en ongelukken, zijn alleen de laatste onderzocht.

De mogelijke radiologische gevolgen van een drietal ongevalstypen zijn berekend. De twee beschouwde zware ongevallen representeren een situatie waarbij, door een 'vermogensexkursie' een zodanige hoeveelheid mechanische energie vrijkomt, dat het reaktorvat bezwijkt en tevens de veiligheidsomhulling wordt beschadigd. Een dergelijke situatie kan niet uitgesloten worden geacht. De hoeveelheden geloosde activiteit zijn voor de twee zware ongevalstypen ontleend aan interne documenten van de Enquêtecommissie 'Zukünftige Kernenergiepolitik' van de Westduitse Bondsdag, respectievelijk een veiligheidsrapport van de, niet geheel vergelijkbare, Amerikaanse Clinch River kweekreaktor.

Voor het relatief licht ongeval is de gemaakte schatting van de geloosde hoeveelheid radioactiviteit eveneens gebaseerd op interne documenten van de genoemde Enquêtekommissie.

18 Noch voor het lichte, noch voor de beschouwde twee zware ongevallen overschrijdt de berekende stralingsdosis van de eerste dag in Nederland de 200 rem grens. De noodreferentienivo's van

5 en 15 rem, worden in Nederland voor het lichte ongeval de eerste dag eveneens niet overschreden. Voor de twee zware ongevallen overschrijden de berekende 24-uur doses deze noodreferentienivo's wel op Nederlands grondgebied. De berekende 3-maanden dosis door verblijf in besmet gebied laat in het geval van de zware ongevallen de noodzaak zien van het evakueren van gebieden die zich tot vele tientallen kilometers in Nederland uitstrekken. Voor het lichte ongeval overschrijdt deze 3-maanden dosis alleen bij de weerklassen F en D met regen, op Nederlandse bodem het noodreferentienivo van 5 rem en wel tot op enkele kilometers van de grens.

Evenals bij de ongevalsscenario's van de kerncentrale te Lingen zal bij ongelukken met de SNR-300 de vrijkomende radioactiviteit die neerslaat op het land, zich zeer lang kunnen handhaven. Voor alle beschouwde gevallen zal de ICRP-norm van 50 millirem, tot ver in Nederland gedurende vele jaren overschreden worden, indien geen tegenmaatregelen kunnen worden getroffen.

Deze gebieden strekken zich bij de zware ongevallen natuurlijk verder uit dan bij het relatief lichte ongeval.

GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN MODELPARAMETERS

19 Het ontbreken van voldoende wetenschappelijk gefundeerde kennis laat voor het modelleren van een aantal fysische, chemische, meteorologische en radiologische processen die zich bij een reaktorongeluk afspelen, ruimte voor verschillende met elkaar wedijverende modellen. Dat geldt bijvoorbeeld voor het opstellen van modellen ter bepaling van de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit. Bovendien blijkt dat, bij gegeven modellering, in een aantal gevallen onzekerheid bestaat over de waarde die men bij een gegeven situatie aan een modelparameter moet toekennen. Het is eveneens mogelijk dat zich in principe verschillende situaties kunnen voordoen waarbij onzekerheid bestaat over de vraag welke situatie zich in de praktijk zal realiseren en waarbij in de onderscheiden situaties aan een modelparameter een verschillende waarde moet worden toegekend.

Deze spreiding in modellen en modelparameters geven aanleiding tot een spreiding in de mogelijke uitkomsten van scenarioberekeningen.

Een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd om deze spreiding zichtbaar te maken.

20 De gevoeligheidsanalyse laat zien dat een aanzienlijke spreiding in resultaten mogelijk is. De stralingsdosis die men kan oplopen uit een overdrijvende wolk (zowel uitwendige als inwendige straling) en van de bodemstraling gedurende de eerste 24 uur (tezamen de 'vroeg-somatische dosis') blijkt het gevoeligst te zijn voor de verschillende mogelijke waarden van de bronterm, van de dispersiecoëfficiënten, en bij zeer stabiele atmosfeer, ook van de pluimstijging.

De besmettingsgraad van de bodem, die de stralingsdosis bepaalt bij langduriger verblijf in besmet gebied, is het gevoeligst voor verschillende waarden van de windsnelheid, de dispersiecoëfficiënten, de depositiesnelheid en de uitwaskoëfficiënt.

Van de uitkomsten geven de berekeningsresultaten van de besmettingsgraad van de bodem de relatief grootste spreiding te zien.

De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd door elke parameter afzonderlijk te veranderen. De combinatie van variaties in parameters zal tot een nog grotere spreiding in resultaten leiden. Bij een aantal combinaties kan de berekende 'vroeg-somatische dosis' bij een zwaar ongeval, ook op Nederlands gebied, de 200 rem grens overschrijden.

NUCLEAIRE ONGEVALLen: GEVOLGEN EN TEGENMAATREGELEN

21 De gevolgen van ongelukken met kerncentrales zijn van uiteenlopende aard. Zij omvatten gezondheids-, milieu-, ecologische en economische schade. Zij kunnen zich over een lange periode na een ongeval uitstrekken.

Dit rapport beperkt zich tot een berekening van de stralingsdoses die men in diverse situaties zou kunnen oplopen. Daarbij is geen rekening gehouden met eventuele tegenmaatregelen. Deze doses geven aldus een indicatie van de mate waarin de gezondheid van mensen in bepaalde gebieden wordt bedreigd. De meest

voor de hand liggende beschermingsmaatregel is het evakueren van de bevolking uit bedreigde en besmette gebieden. De omvang van de te evakueren gebieden hangt af van de (te verwachten) stralingsbelasting en van de stralingsnormen die in zo'n situatie worden gehanteerd. De noodreferentienivo's die de Gezondheidsraad aanbeveelt zijn: 15 rem voor volwassenen en 5 rem voor kinderen en zwangere vrouwen.

22 Over de effectiviteit van eventuele tegenmaatregelen zijn, zonder een diepgaande analyse van de bestaande onzekerheden, momenteel geen definitieve uitspraken te doen. Wel zijn in dit rapport een aantal problemen gesignaleerd die de effectiviteit kunnen belemmeren.

Na het ongeval met de kerncentrale op Three Mile Island werd in de Verenigde Staten een herbezinning op de bestaande evacuatieplannen noodzakelijk geacht. Het Rogovin-rapport benadrukt de noodzaak van realistische evacuatie-plannen, waarbij, ook de mogelijkheid van het zwaarste ongevalstype als een realiteit wordt gezien. Evakuatie wordt daarbij als een noodzakelijke, onafhankelijke veiligheidsvoorziening beschouwd ter bescherming van de bevolking, naast de technische veiligheidsvoorzieningen in de centrale.

23 De in dit rapport berekende 'sigaarvormige' contouren die een bepaalde stralingsdosis representeren, geven een in hoge mate gestileerd beeld van de werkelijkheid. In werkelijkheid zullen de weersomstandigheden van gebied tot gebied verschillen en zelfs gedurende de verspreiding van radio-activiteit kunnen veranderen (variërende windsnelheid en windrichting, lokale regenbuien, etc.). De besmette gebieden zullen hierdoor in werkelijkheid een veel grilliger vorm vertonen. Vanwege het onvoorspelbare, grillige verloop zal het gebied dat bij wijze van preventieve maatregel bij een ongeval, tijdig ont-ruimd moet worden veel breder zijn dan de gestileerde figuren aangeven. De evacuatie van omvangrijke gebieden zal, met name bij hoge bevolkingsconcentraties, zelfs in het geval van een goede organisatie veel tijd in beslag nemen (vele uren tot een dag). Noodzakelijke voorwaarden voor het tijdig en effectief laten verlopen van een evacuatie zijn (a) het

tijdig nemen van de evacuatiebeslissing, (b) het duidelijk vaststellen van het te evacueren gebied, (c) een goede organisatie en voorbereiding.

Evacuatiebeslissingen zullen veelal in een situatie van grote onzekerheid en onder hoge tijdsdruk moeten worden genomen, zoals het ongeluk met de Three Mile Island centrale illustreerde. Bovendien bestaat onzekerheid over de reactie van de bevolking in een dergelijke situatie. Dat roept twijfels op over de mogelijkheid een snelle, grootscheepse evacuatie te realiseren.

24 Naast evacuatie biedt het opzoeken van schuilplaatsen een beperkte bescherming. Straling vanuit de wolk en vanaf de bodem wordt zo ten dele afgeschermd. Tevens zal de concentratie van radioactieve stoffen in afgesloten gebouwen geringer zijn, maar zal aan de andere kant langduriger gehandhaafd blijven. Dit kan in bepaalde gevallen er toe leiden dat de totale geïnhaleerde activiteit even groot of groter is dan bij verblijf buitenshuis tijdens het overtrekken van de radioactieve wolk.

25 Een karakteristiek kenmerk van een reaktorongeluk is de veroorzaakte langdurige radioactieve besmetting van de omgeving. De neergeslagen radioactiviteit zal niet op korte termijn in een omvangrijk gebied geheel of voor een groot deel kunnen worden verwijderd. Zelfs op lange termijn zal in een groot gebied een belangrijk deel van de radioactiviteit niet te verwijderen zijn. Grote gebieden zullen daardoor op grond van de huidige ICRP-norm (gemiddeld maximaal 50 millirem per jaar voor bevolkingsgroepen) voor lange tijd onbewoonbaar zijn. Indien geen ontruiming van deze gebieden plaats vindt zal zich een verhoogd aantal gevallen van kanker en erfelijke afwijkingen voordoen gedurende vele tientallen jaren na het ongeval.

MOGELIJKHEID VAN ONGELUKKEN EN DE BETEKENIS VAN VEILIGHEIDSVORZIENINGEN EN KANSBEREKENINGEN

26 Ongelukken treden op als veiligheidsvoorzieningen bij storingen niet blijken te functioneren. Men kan drie typen van veiligheidsmaatregelen

onderscheiden: procedurele maatregelen, actieve technische veiligheidsvoorzieningen en passieve technische veiligheidsvoorzieningen.

Het eerste type heeft vooral een preventieve, het tweede een repressieve functie. Het derde type moet vooral de gevolgen voor de omgeving beperken in het geval dat de repressieve veiligheidsvoorzieningen niet goed functioneren. De veiligheidsvoorzieningen beperken de kans op en/of de gevolgen van mogelijke ongelukken.

Afhankelijk van de mate waarin de actieve en passieve veiligheidsvoorzieningen adequaat functioneren zal meer of minder radioactieve uitstoot plaatsvinden tijdens een ongeval.

Op grond hiervan laten zich acht categorieën onderscheiden in het mogelijke spektrum van hoeveelheden radioactiviteit die bij een reaktorongeval in de omgeving kunnen vrijkomen.

27 Veiligheid van een systeem wordt in dit rapport gedefinieerd als de mate waarin veiligheidsvoorzieningen zijn getroffen om ongelukken te voorkomen of de gevolgen daarvan te beperken. De invloed van technische voorzieningen op de veiligheid kan met behulp van betrouwbaarheidsanalyse technieken en met hierbij berekende kanscijfers, worden beoordeeld. Deze technieken vormen onder andere een geschikt instrumentarium wanneer men het aanbrengen van extra of redundante veiligheidsvoorzieningen op bedrijfseconomische criteria wil beoordelen.

28 De oorzaken van het falen van systemen en van het ontstaan van ongelukken worden in twee categorieën verdeeld. De ene categorie bevat de oorzaken die men in principe had kunnen voorkomen, omdat duidelijk causale verbanden aanwijsbaar zijn voor het ontstaan van het falen. Het is de categorie van de zogenaamde 'deterministische' factoren. De andere categorie bevat oorzaken die niet op deze wijze kunnen worden vermeden en die slechts afhangen van de gebruiksduur en de tijd dat een systeem functioneert. Hier heerst het 'toeval'. Het is de categorie van de zogenaamde 'probabilistische' factoren.

De 'deterministische' factoren zijn niet of zeer moeilijk in kansrekeningmodellen betreffende het faalgedrag van een systeem te verwerken. Deze modellen beperken zich derhalve voornamelijk tot de 'probabilistische' factoren. Dat vormt een belangrijke reden om geen absolute betekenis toe te kennen aan de resultaten van kansberekeningen voor het falen van complexe systemen. De kracht van kansrekeningmodellen als beoordelingsinstrument voor de veiligheid ligt op het terrein van het vergelijken van alternatieve ontwerpen binnen eenzelfde technisch systeem. Berekende kanscijfers hebben hier een relatieve betekenis. Zodra men bij complexe installaties aan deze cijfers een absolute betekenis toekent, overschrijdt men vrijwel altijd de grenzen van het bruikbaarheidsdomein van dit beoordelingsinstrument. De berekende kleine kansen op een reaktorongeluk geven in dat opzicht dan nauwelijks meer informatie dan dat de waarschijnlijkheid van dergelijke ongelukken gering is, hetgeen op andere gronden reeds duidelijk was.

Over de geschiktheid van kansrekeningsmodellen voor het opsporen van zwakke plekken in een complex (veiligheids-) systeem en voor het beoordelen van de invloed van systeemwijzigingen op de veiligheid bestaat weinig verschil van mening. De meningen lopen echter uiteen over de validiteit die kansrekeningmodellen hebben om het extreem lage faalgedrag van complexe systemen, zoals een kerncentrale, te beschrijven. Met name ook over het toekennen van een absolute waarde aan de berekende kleine kansen.

Eén stroming acht de betrouwbaarheid van de kansschattingen, ondanks de onzekerheden die hierin schuilen, voldoende groot om deze in absolute zin te kunnen gebruiken voor andere doeleinden dan de beoordeling van de (technische) veiligheid van een centrale. Een andere stroming staat op het standpunt dat kansschattingen van zeer laag frequent optredende gebeurtenissen (zoals een kernsmelt), vanwege het ontbreken van empirische toetsing, zo sterk hypothetisch zijn dat een absoluut gebruik niet is te rechtvaardigen.

31 Voor evaluaties van de bruikbaarheid van veiligheidsstudies voor besluitvormingsproblemen is het zinvol een onderscheid te maken tussen verschillende typen beslissingen. Drie typen worden onderscheiden: (1) beslissingen waarbij de oprichting van een industriële installatie niet ten principale ter discussie staat (benoemd als 'vergunningbesluiten'); (2) beslissingen waarbij de oprichting van een industriële installatie of activiteit als zodanig door specifieke situationele omstandigheden ter discussie staat (benoemd als 'beleidsbesluiten'); (3) beslissingen waarbij het type industriële activiteit, los van specifieke objecten of situeringen, ter discussie staat (benoemd als 'principebesluiten').

32 De drie onderscheiden typen van besluit staan in een onderling hiërarchische verhouding, door de mate waarin deze besluiten ingrijpen in het structurele veiligheidsnivo in de samenleving. Het structurele veiligheidsnivo omvat de risico's waarop individuen in de samenleving blootstaan door situaties of activiteiten waaraan zij individueel geen rechtstreekse invloed kunnen uitoefenen. De vraagstellingen bij de drie beslissingstypen onderscheiden zich van elkaar door een verschil in de aard van de kwesties die ter discussie staan en door een verschil in het soort van keuze dat moet worden gemaakt. Bij een principebesluit bijvoorbeeld zal de vraagstelling tevens zijn hoe men de aanvaardbaarheid van een riskante activiteit beoordeelt. Bij een vergunningbesluit staat de vraag voorop van de beste en meest praktische (technische) voorziening om de veiligheid van de betreffende installatie of activiteit te verhogen. Wat bij de laatste vraagstelling uitgangspunt is staat bij de eerste juist ter discussie.

33 Bij de vraag hoe de aanvaardbaarheid van risico's te beoordelen, zijn in gangbare risikobeschouwingen en rechtvaardigingsgronden vijf typen van fundamentele uitgangspunten te onderkennen. Deze vijf risico beoordelingsfilosofieën vormen legitiematiegronden voor besluiten die het structurele

veiligheidsnivo beïnvloeden. De uitgangspunten zijn (a) een vergelijking van risico's met het bestaande structurele veiligheidsnivo in de samenleving en/of het individueel risikogedrag; (b) een vergelijking van risico's van alternatieve realiseringen van een vaststaande doelstelling; (c) een vergelijking van risico's met de voordelen, of meer integraal een vergelijking van de nadelen met de voordelen van een activiteit; (d) een vergelijking van risico's met bestaande risico's van natuurlijke oorsprong; (e) het creëren van kondities via procedurele regelingen waarbij onderhandeling tussen de betrokken groeperingen over de gewenste veiligheidssituatie mogelijk is.

34 De bij een veiligheidsproblematiek betrokken groeperingen kunnen uiteenlopende vraagstellingen en verschillende beoordelingsuitgangspunten hanteren. Veiligheidsproblemen zijn daarom geen louter technische problemen. Het zijn maatschappelijke problemen, zij het met belangrijke wetenschappelijk-technische componenten. Veiligheidsstudies pretenderen de wetenschappelijk-technische kant van een veiligheidsprobleem te behandelen. Daarom wordt vaak aangenomen dat zij het veiligheidsprobleem objectief weergeven. Dit rapport argumenteert dat dit vanwege het bovengenoemde maatschappelijke karakter van veiligheidsproblemen in velerlei opzicht niet het geval kan zijn. Veiligheidsstudies vormen een voorbeeld bij uitstek van de complexe interactie tussen wetenschap en politiek in een maatschappelijke problematiek. Karakteristiek daarbij is de vraag naar de objectiviteit van deze studies, het probleem van conceptualisering van voor de veiligheidsbeoordeling geschikte begrippen (wat is 'risiko's) en het probleem hoe onzekerheden in wetenschappelijke kennis worden behandeld.

35 Dit rapport argumenteert dat veiligheidsstudies niet (beleids-)neutraal zijn. De primaire vraag is niet zozeer of de gegevens en resultaten in zo'n studie (de wetenschappelijke informatie) juist of onjuist zijn (hoewel dat natuurlijk ook van wezenlijk belang is) maar of zij geschikt of ongeschikt zijn voor de beoordeling. Dat hangt

samen met de gehanteerde vraagstelling en beoordelingsuitgangspunten. Met andere woorden de keuze van relevante wetenschappelijke informatie in een veiligheidsstudie is niet objectief; in dat opzicht is ook de veiligheidsstudie als geheel niet objectief. Dit rapport laat bijvoorbeeld zien hoe de relevantie van kansberekeningen en kanscijfers afhangt van de aard van de vraagstelling.

36 Niet alleen de keuze van relevante wetenschappelijke kennis, ook de wijze waarop samenhang wordt aangebracht en verbanden worden gelegd tussen verschillende elementen zal afhangen van de vraagstelling. Zo zal het produkt van kansen op en gevolgen van ongevallen, voor velerlei vraagstellingen geen geschikte konceptualisering van gevaar of risico vormen. Terwijl een dergelijke konceptualisering voor verzekeringsmaatschappijen een geschikte risico-maatstaf kan vormen, hoeft het geen geschikt beoordelingscriterium voor de aanvaardbaarheid van riskante activiteiten te zijn of voor beslissingen over het structurele veiligheidsniveau in de samenleving.

37 De karakterisering van gevolgen van mogelijke ongelukken is van wezenlijk belang voor de beoordeling van risico's. Enkele kenmerken van de gevolgen van reaktorongelukken, waardoor deze zich onderscheiden van ongevallen met olie- of kolengestookte centrales zijn:
de extreme omvang; de langdurige radioactieve besmetting, die door tegenmaatregelen slechts gedeeltelijk kan worden verminderd en in dat opzicht onomkeerbaar is; de maatschappelijke ontwrichting die hieruit kan voortvloeien; de lange termijn gezondheidseffekten.

38 Nieuwe, zich ontwikkelende kennisgebieden worden gekenmerkt door lakunes en onzekerheden in kennis en door wetenschappelijke controversen. Voor veiligheidsstudies geldt dat niet zelden wordt geput uit jonge kennisgebieden. Het komt regelmatig voor dat bepaalde kennis die voor besluitvorming relevant wordt geacht, niet beschikbaar is of omstreden is. De onzekerheden in wetenschappelijke kennis die relevant wordt geacht voor een veiligheids-

problematiek, zijn in zoverre bijzonder dat zij van directe maatschappelijke betekenis zijn.

De beslechting van wetenschappelijke controversen daarover heeft directe gevolgen voor de samenleving doordat de uitkomst via wetenschappelijke rapporten, zoals veiligheidsstudies, de basis vormt voor verder maatschappelijk handelen.

Kontroversiële kennisgebieden bij de veiligheidsproblematiek van kerncentrales betreffen onder meer, de dosis-effektrelaties van lage stralingsdoses en de processen die zich bij een kernsmelt afspelen en die de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit bepalen.

In geval van onzekerheid in kennis hoeft de 'wetenschappelijk beste' waarde, dat wil zeggen de door een aantal deskundigen meest waarschijnlijk geachte uitkomst, niet de beste waarde voor besluitvorming te zijn. De spreiding in de mogelijke uitkomsten kan voor beleid een grotere relevantie hebben dan de 'wetenschappelijk beste' waarde.

39 De wijze waarop onzekerheden in veiligheidsstudies worden behandeld, kan sterk verschillen. Zij kunnen genegeerd worden, of buiten beschouwing blijven doordat impliciet allerlei keuzen zijn gemaakt die niet verder worden geëxpliciteerd. Zij kunnen ook expliciet aan de orde worden gesteld. In het algemeen bestaat de tendens de aandacht te fokuseren op datgene wat bekend is en waarover met bestaande kennis ondubbelzinnige uitspraken zijn te doen. De mededeling dat ten aanzien van een probleem relevante wetenschappelijke kennis ontbreekt, maakt beoordeling door een regulerende instantie niet eenvoudiger. Zij lijkt in eerste instantie niet erg behulpzaam en informatief. Ten onrechte. Het gegeven dat bepaalde relevante kennis ontbreekt kan zeer informatief zijn. Niet altijd zal het veiligheidsaspect waarover weinig kennis of waarover onzekerheid bestaat, minder belangrijk zijn dan veiligheidsaspecten waarover meer bekend lijkt te zijn.

Twente en de Gelderse Achterhoek zijn streken waar directe gevolgen van een zwaar ongeval met een kerncentrale zijn te verwachten. Het verdient aanbeveling een nauwkeuriger en gedetailleerder studie te verrichten naar de mogelijke gevolgen van een kernongeval voor deze streken. Temeer daar de studieresultaten laten zien dat stralingsdoses, waarbij akute stralingsziekten en sterfte kan optreden zich juist tot de grenzen van deze gebieden uitstrekken. Het zal hierbij nodig zijn een uitsluitsel te kunnen geven over de vraag met welke stralingsdoses in genoemde gebieden rekening dient te worden gehouden.

Voor deze relatief kwetsbare gebieden is een rampenbestrijdingsplan gewenst, in het geval dat de kerncentrales te Lingen en Kalkar in de toekomst in bedrijf worden gesteld. De bestaande afspraken binnen het Nederlands-Duitse overlegorgaan NDDK over een alarmregeling lijken hiervoor onvoldoende. Voor een dergelijk rampenbestrijdingsplan zal het nodig zijn de relevante gegevens op tafel te hebben. Het verdient aanbeveling in een vroegtijdig stadium een studie uit te voeren betreffende de aard, mogelijkheden en organisatie van effectieve tegenmaatregelen in geval van een kernongeval.

Voor het opzetten van een rampenbestrijdingsplan is het gewenst een nauwkeuriger beschrijving te geven van de omvang van de bedreigde gebieden en van de mogelijke gevolgen in termen van aantallen stralingsziekten, akute slachtoffers, e.d.. Daarbij zal gebruik gemaakt dienen te worden van demografische kenmerken en sociaal medische gegevens van de bevolking.

Het verdient aanbeveling meer inzicht te krijgen in de gevolgen op lange termijn van een kernongeval voor Nederland, daar, zoals uit de studie blijkt, de besmetting van het land omvangrijk zal zijn en de opgelopen stralingsdosis door verblijf in deze gebieden boven bestaande noodreferentienivo's

zal uitkomen. Om het beeld van de gevolgen te completeren zou ook een inzicht in de economische gevolgen gegeven dienen te worden. Een eerste model hiervoor is in Denemarken beschikbaar.

Door het ontbreken van stralingsnormen voor de bevolking van 'toelaatbare' stralingsdoses bij permanente blootstelling aan straling als gevolg van het wonen in besmet gebied, is het ook voor bestuurlijke instanties onduidelijk voor welke gebieden tegenmaatregelen nodig zullen zijn (zoals ontruiming door evacuatie en/of door dekontaminatie).

Het opstellen van normen of criteria die op een dergelijke situatie van toepassing zijn, is voor het scheppen van duidelijkheid gewenst.

Een diepgaander analyse van de verschillende modellen voor het schatten van laat-somatische effecten ten gevolge van een ontvangen lage stralingsdosis wordt aanbevolen. Hiermee kan een nauwkeuriger beeld gegeven worden van de omvang van de gevolgen van laat-somatische effecten voor Nederland, die volgens de verschillende wetenschappelijke inzichten mogelijk geacht worden. Dit onderzoek is van belang daar de gezondheidsgevolgen in Nederland van een kernongeval met een reaktor over de grens in belangrijke mate laat-somatische effecten zullen betreffen.

De snelle kweekreaktor bevat in vergelijking met een lichtwaterreaktor (LWR) van gelijk vermogen een relatief grote hoeveelheid plutonium en andere α -stralers (in het algemeen een orde van grootte meer dan in een LWR). Bovendien kan bij het optreden van een grote vermogensexkursie, leidend tot een zwaar ongeluk, een aanzienlijk hoger percentage van deze transuranen in de omgeving worden verspreid (eveneens een orde van grootte meer dan bij een LWR). In het licht van de huidige, sterk uiteenlopende dosimetriscche en radiologische modellen voor inwendig opgenomen plutonium en andere transuranen, wordt een nadere (gevoeligheds-)analyse aanbevolen van de omvang van de laat-somatische en genetische effecten ten gevolge van de verspreiding van deze stoffen bij een zwaar ongeval met de SNR-300.

1.1. Aard van de vraagstelling

In dit rapport zijn de radiologische gevolgen voor Nederland onderzocht die kunnen voortvloeien uit de oprichting van drie Duitse nucleaire installaties in het grensgebied van Nederland en de BRD. Het gaat hier om de geplande kerncentrale te Lingen, een 'droge-opslag' installatie voor bestraalde splijtstofelementen te Ahaus, en de snelle kweekreactor SNR-300 te Kalkar.

De studie heeft als belangrijkste onderwerp de bepaling van de (mogelijke) radioactieve-stralingsbelasting ten gevolge van de verspreiding van radioactiviteit in de omgeving. Deze stralingsbelasting wordt enerzijds veroorzaakt door routine-lozingen van radioactieve stoffen bij normale bedrijfsvoering, anderzijds door het vrijkomen van radioactief materiaal bij bedrijfsstoringen of (ernstige) ongevallen met de installaties.

De oprichting van de drie installaties zijn in dit rapport als afzonderlijke, op zich zelf staande activiteiten beschouwd. Men kan de bouw van deze installaties echter ook in een breder perspectief zien, namelijk als onderdeel van de grootschalige introductie van kernenergie. Dan vormen zij een stap in het mogelijk ontstaan van een wereldomvattende radioactieve vervuiling en van een omvangrijk radioactief afval probleem. De gevolgen hiervan kunnen zich ook tot Nederland uitstrekken. Zo gezien hebben deze installaties, op indirecte wijze, een veel verstrekkender invloed.

Een beoordeling van de gevolgen van deze installaties in het licht van de grootschalige invoering van kernenergie, waartoe zij kunnen bijdragen, zou een veel uitvoeriger onderzoek vergen dan in deze studie mogelijk was.

1.2. Inhoud van de studie

Dit rapport geeft de resultaten van een evaluatie van de veiligheidsrapporten van de kerncentrale te Lingen en van de radioactieve-afval opslagplaats te Ahaus, die door de belanghebbenden zijn opgesteld ten behoeve van de vergunningsaanvragen. Van de snelle kweekreactor te Kalkar waren geen veiligheidsrapporten beschikbaar.

In deze studie is gekeken naar de wijze waarop in de veiligheidsrapporten de gevolgen van het mogelijk vrijkomen van radioactiviteit zijn berekend. De berekeningsresultaten zijn getoetst aan een onafhankelijke analyse waarbij specifiek nagegaan is welke betekenis de resultaten hebben voor de Nederlandse situatie. Voor de analyse van de routine-lozingen en lozingen bij storingen is gebruik gemaakt van de rekenvoorschriften zoals deze gegeven zijn in het Gemeinsames Ministerialblatt G 3191 AX "Allgemeine Berechnungsgrundlage für der Abluft oder in Oberflächengewässer." Daar de veiligheidsrapporten zich beperken tot de analyse van routine-lozingen en storingen waarbij nog sprake is van een beheerste lozing van radioactiviteit, bleek het nodig een eigen analyse uit te voeren van de mogelijke gevolgen van niet beheersbare lozingen van radioactiviteit als gevolg van relatief lichte tot zeer ernstige ongelukken in de kerncentrale te Lingen, bij de droge opslag te Ahaus en van de in aanbouw zijnde snelle kweekreaktor te Kalkar. Om inzicht te krijgen in de gevolgen van mogelijke ongelukken is gebruik gemaakt van de scenariomethode. De beschreven ongevalstypen steunen in belangrijke mate op de Deutsche Risiko Studie Kernkraftwerke (DRK) en de Reactor Safety Study (RSS). Hierbij is niet gestreefd naar een volledige analyse. Gekozen is voor een zwaar ongeval en een licht ongeval, zodat hiermee 'grenzen' zijn aangegeven van het spektrum van de mogelijke gevolgen voor tussenliggende ongevallen.

In de scenariomethode wordt uitgegaan van een aantal veronderstellingen over een mogelijk verloop van een ongeluk in een kerncentrale, de hoeveelheid radioactiviteit die vrijkomt in de omgeving en de mogelijke omstandigheden waaronder de radioactieve stoffen zich verspreiden en (gedeeltelijk) neerslaan. Hierdoor is het mogelijk om geïdealiseerde modellen op te stellen ten behoeve van berekeningen waarbij de gevolgen in kwantitatieve grootheden worden beschreven.

Deze methode impliceert dat keuzes gemaakt moeten worden van waarden van modelparameters, dat (model)aannames gemaakt moeten worden en dat keuzes tussen modellen moeten worden gemaakt.

Deze aannames en keuzen betreffen o.a. de modellering van het verloop van een ongeluk, de reductiefactoren van vrijkomende stoffen, die samenhangen met de geïdealiseerde modellering van fysische en meteorologische processen tijdens de verspreiding in de atmosfeer, de beperkte kennis over de depositie van deeltjes op verschillende oppervlakken, de geldigheid van het gebruik van een verspreidingsmodel voor zeer grote afstanden, de dosimetrische en de radio-biologische modellen.

De onzekerheden die in de eindresultaten kunnen schuilen zijn zoveel mogelijk aangegeven. Dit is gebeurd aan de hand van een zogeheten gevoeligheidsanalyse. Hierin wordt nagegaan wat de invloed is van wijzigingen in modelparameterwaarden op de eindresultaten.

Tevens zijn de bestaande verschillen in inzichten en opvattingen t.a.v. een beperkt aantal 'gevoelige' modelaannames verduidelijkt door middel van een evaluatie van de stand van kennis aangaande deze kwesties. Het betreft hier onder andere de 'bronterm', de 'pluimstijging' en de radio-biologische modellen van lage stralingsdosis-lange termijn effecten.

De studie beschrijft de gevolgen van het vrijkomen en de verspreiding van radioactieve stoffen in de omgeving voornamelijk in termen van de stralingsbelasting van personen. Bij de berekening hiervan is geen rekening gehouden met een eventuele vermindering van de stralingsbelasting door het treffen van tegenmaatregelen. In een apart hoofdstuk wordt overigens nog wel enige aandacht besteed aan de problematiek en effectiviteit van het treffen van tegenmaatregelen.

De onderhavige studie geeft dus de *stralingsbelasting, die zonder het treffen van maatregelen kan optreden. Door op deze wijze de effecten te analyseren geeft de studie een indicatie van de omvang van de gebieden waar en in welke mate tegenmaatregelen (evakuatie, dekontaminatie, onbewoonbaar verklaring etc.) nodig zijn als men de gevolgen wil proberen te reduceren. Zij doet daarbij geen definitieve uitspraak over de effectiviteit van eventuele tegemaatregelen.*

Omdat de hoogte van de opgelopen stralingsbelasting mede van eventuele tegenmaatregelen zal afhangen en omdat er een grote mate van onzekerheid bestaat inzake de (omvang van de) lange termijn gezondheidseffecten bij gegeven stralingsbelasting, is geen schatting gemaakt van de aantallen slachtoffers (doden en zieken) dat acuut of op lange termijn door radioactieve besmetting veroorzaakt zal worden. Wel is, om de betekenis van de hoogte van de stralingsbelasting voor de gezondheid aan te geven, in een apart hoofdstuk ingegaan op de stralingsdosis-effekt relaties.

In afzonderlijke hoofdstukken wordt tenslotte nog ingegaan op de mogelijkheid dat radioactieve stoffen vrijkomen in de omgeving en op de betekenis die in dit verband aan kansberekening kan worden toegekend. Tevens wordt daarbij de rol behandeld die veiligheidsstudies (kunnen) spelen bij risikobeoordeling en besluitvorming.

1.3. Indeling van het rapport

De studieresultaten zijn vervat in een hoofdrapport, waaraan een aantal appendices zijn toegevoegd voor de verantwoording van deze resultaten. De appendices behandelen o.a. de modellering die bij de analyse van routinelozingen en van ongewenste lozingen bij ongelukken is toegepast en motiveert de keuze van de gebruikte parameter-waarden. Zij verschaffen bovendien nog enige aanvullende informatie. Daarnaast geven de appendices de resultaten van de studie in meer detail weer.

2.1. Inleiding

Radioactieve stoffen die uit nucleaire installaties in het milieu terecht komen, hetzij door routine lozingen hetzij door ongelukken, kunnen als gevolg van de uitgezonden radioactieve straling schade aanrichten bij mens, dier en plant. Een mens (maar ook dier en plant) kan op verschillende manieren aan straling blootstaan.

Het lichaam kan, van buitenaf worden bestraald door een radioactieve stralingsbron; men spreekt dan van uitwendige bestraling. Radioactieve stoffen kunnen echter ook in het lichaam worden opgenomen door inademing van radioactieve gassen of stofdeeltjes in de lucht of door inslikken van voedsel en water dat radioactieve stoffen bevat. De stralingsbron bevindt zich dan in het lichaam zelf en men spreekt van inwendige bestraling.

De aard en omvang van de gezondheidsgevolgen zullen in het algemeen afhangen van de hoogte van de stralingsbelasting. De onderhavige studie over de mogelijke gevolgen voor Nederland van het vrijkomen van radioactieve stoffen uit enkele geplande Westduitse nucleaire installaties beperkt zich tot het bepalen van de hoogte van de mogelijke stralingsbelasting voor de mens uitgedrukt in de stralingseenheid rem.

Om toch een inzicht te verschaffen in de hieruit voortvloeiende gezondheidsgevolgen bespreekt dit hoofdstuk de betekenis van een opgelopen stralingsdosis (uitgedrukt in de eenheid rem) in termen van de mogelijke gezondheidsgevolgen van deze dosis. Het gaat in dit hoofdstuk met name om de aard en niet om de omvang van de te verwachten effecten. Een kwantitatieve schatting van de mogelijke omvang van de gevolgen zou een uitgebreidere studie vergen.

2.2 Straling en stralingsdosis

Radioactieve kernen kunnen verschillende soorten straling uitzenden. Hiertoe behoren elektromagnetische golven zoals röntgen- en gammastraling en snelle deeltjes zoals beta- en alfadeeltjes, protonen en neutronen.

De radioactieve splijtingsprodukten van uranium, zenden i.h.a. beta- en gammastraling uit. Alfa-deeltjes worden uitgezonden door een aantal isotopen in de radioactieve vervalketens van zware kernen, die ontstaan uit uranium door de vangst van neutronen als geen splijting optreedt. Daarnaast wordt bij het radioactieve verval van deze ketens i.h.a. ook beta- en gamma-straling uitgezonden.

De uitgezonden radioactieve straling staat zijn energie af aan materie door ionisatie of excitatie van de daarin aanwezige atomen en molekulen. De afstand waarover straling in materie binnen dringt hangt af van de aard van deze materie. Zij is voor stof met een lage dichtheid, zoals lucht, in het algemeen groter dan voor materie met een hogere dichtheid zoals water of biologisch weefsel. Deze afstand is bovendien groter voor straling met een hoge energie dan voor laagenergetische straling. Daarnaast hangt de doordringingsdiepte sterk af van de aard van de straling. Alfa-deeltjes geven hun energie over een veel kortere afstand af dan beta-deeltjes met dezelfde energie, terwijl gamma-straling het diepst doordringt doordat deze relatief weinig energie per lengte-eenheid afgeeft. De hoeveelheid stralingsenergie die door een bepaalde massa materie wordt geabsorbeerd, wordt gemeten in rads (1 rad = 0.01 joule/kg). Biologisch weefsel dat aan straling is blootgesteld kan, door de daarin optredende ionisatie van atomen en molekulen, worden beschadigd. De biologische schade zal i.h.a. toenemen met een hogere energie-absorptie per gram weefsel, d.w.z. met een hogere stralingsdosis, uitgedrukt in rads.

De effectiviteit voor het aanbrengen van biologische schade is, bij gegeven aantal rads stralingsbelasting, nog afhankelijk van de soort straling. Zo richt alfastraling in de regel relatief grotere biologische schade aan dan neutronen, terwijl neutronen weer effectiever zijn dan gamma- en betastraling.

De relatieve biologische effectiviteit (RBE) wordt in de regel d.m.v. een kwaliteitsfaktor Q aangegeven. Vaak wordt aan Q een vaste waarde toegekend voor de diverse stralingssoorten (1) (zie tabel 2.1).

| | |
|--------------------------------|-----|
| Stralingssoort | Q |
| Röntgen-, gamma-, betastraling | 1 |
| neutronen, protonen | 10 |
| alfa-deeltjes, zware kernen | 20 |

Tabel 2.1 kwaliteitsfaktor van straling

De waarde van de kwaliteitsfaktor van een bepaald type straling kan echter variëren en hangt van verschillende factoren af, zoals, de dosissnelheid, de energie van de straling en mate van biologische schade (2). Zo zijn er aanwijzingen dat de kwaliteitsfaktor van neutronenstraling voor het optreden van leukemie, bij een groep overlevenden van de atoombomexplosies op Hiroshima en Nagasaki varieerde van de waarde 8 bij een dosis van 23 rad tot een waarde van 60 bij 1 rad (3).

De eenheid van stralingsdosis, waarin ook rekening wordt gehouden met de biologische effectiviteit van de afgegeven stralingsenergie is de rem. De waarde van de stralingsdosis uitgedrukt in rems verkrijgt men door de geabsorbeerde dosis, uitgedrukt in rad, te vermenigvuldigen met de kwaliteitsfaktor Q van de betreffende straling. De stralingsbelasting kan min of meer uniform over het lichaam verdeeld zijn waarbij alle organen en weefsel eenzelfde dosis (in rem) ontvangen. Dat is bijvoorbeeld het geval bij uniforme bestraling met gammastraling uit een radioactieve wolk. De stralingsbelasting kan ook gelokaliseerd zijn in een bepaald orgaan, waarbij andere lichaamsdelen niet of in mindere mate aan straling blootstaan. Deze situatie kan zich voordoen bij opname van radioactieve stoffen in het lichaam en concentratie daarvan in specifieke organen.

2.3 Biologische werking van straling en gezondheidseffekten

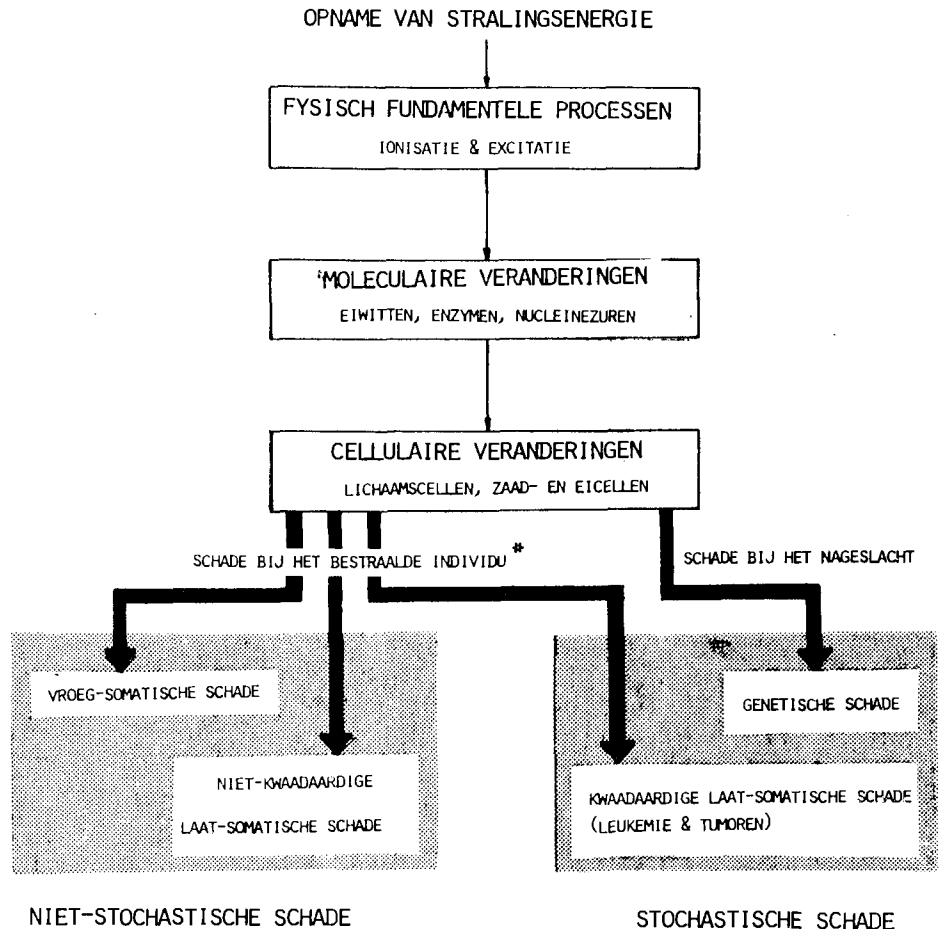
2.3.1 Algemeen

De afgifte van stralingsenergie in celweefsel gaat gepaard met de reeds genoemde ionisatie en excitatie van atomen en molekulen. Deze moleculaire veranderingen van de in de cel aanwezige eiwitten, enzymen of nucleïnezuren kunnen leiden tot verschillende soorten gezondheidseffek-

ten (zie figuur 2.1). Deze zijn deels afhankelijk van de grootte van de ontvangen stralingdosis.

Men onderscheidt:

- akute of vroeg-somatische schade, die kort na de bestraling optreedt (bijv. de akute stralingsziekten bij hoge doses).
- niet-kwaadaardige laat-somatische schade, die jaren na de bestraling merkbaar wordt (bijv. vertroebeling van ooglenzen, vermindering van vruchtbaarheid).
- kwaadaardige laat-somatische schade, die zich pas na een latente periode van enkele tot tientallen jaren manifesteert (bijv. de carcinogene effecten: leukemie en tumoren).
- genetische schade, door mutaties in zaad- en eicellen, die overgedragen wordt aan het nageslacht en daar tot uitdrukking kan komen.



* Geldt ook voor foetus

Figuur 2.1 KETEN VAN DE BIOLOGISCHE WERKING VAN STRALING EN SOORTEN VAN GEZONDHEIDSSCHADE (zie ref. 4 pag. 188)

De drie eerstgenoemde soorten effecten behoren tot de categorie van somatische stralingsschade. De schade treedt bij het bestraalde individu op. Hieronder valt ook de schade aangebracht aan de foetus die kan optreden als zwangere vrouwen aan straling zijn blootgesteld. De carcinogene en genetische effecten zijn stochastisch van aard: het optreden ervan is toevalsmatig. Bij dit type stralingsschade wordt vooral de waarschijnlijkheid van het optreden en niet zo zeer de ernst van de schade bepaald door de hoogte van de stralingsdosis. Daarentegen hangt bij de akute schade en bij de niet-carcinogene laat-somatische effecten de ernst van de schade wel van de ontvangende dosis af. Voor deze zogenaamde niet-stochastische effecten bestaat een (niet scherp bepaalde) drempelwaarde die dient te worden overschreden voordat deze effecten kunnen optreden (zie figuur 2.2).

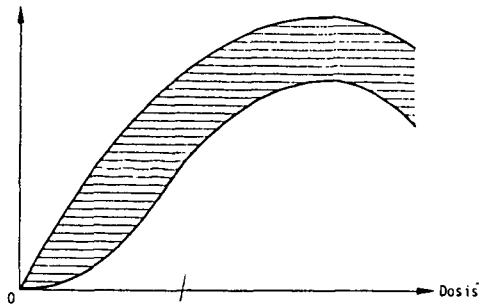
2.3.2 Vroeg-somatische schade (akute schade)

2.3.2.1 Stralingsziekten

Een hoge stralingbelasting (enkele honderden rems) in korte tijd opgelopen, zal kunnen leiden tot de dood van het slachtoffer binnen een tijdsbestek van enkele dagen tot vele weken (afhankelijk van de hoogte van de belasting). Meestal wordt sterfte door straling voorafgegaan door stralingsziekten waarvan de verschijnselen zijn: vermoeidheid, braken, diarree, haaruitval, beenmergsyndroom, etc.. Het hieronder gegeven overzicht (5) heeft betrekking op de directe gevolgen die bij de mens zijn te verwachten na een in een korte tijd, d.w.z. binnen enkele uren, ontvangen bestraling van het gehele lichaam. Hierbij is aangenomen dat geen speciale medische behandeling wordt gegeven; deze zou de kans op overleving, vooral in grensgevallen, aanzienlijk verhogen.

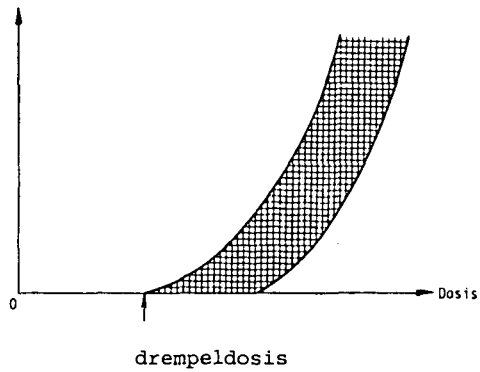
waarschijnlijkheid van
optreden van schade

STOCHASTISCHE SCHADE
(kanker, genetische effecten)



ernst van de
schade

NIET-STOCHASTISCHE SCHADE
(niet kwaadaardige laat-somatische schade)



Figuur 2.2 Vorm van de dosis-risico-relatie voor stochastische en niet-stochastische stralingsschade (ref. 4)

Schematisch kan men de akute effecten als volgt indelen:

- | | |
|---------------|--|
| 20 - 100 rem | een tijdelijke vermindering van het aantal witte bloedlichaampjes zonder merkbare ziekteverschijnselen; |
| 100 - 200 rem | a. geringe verschijnselen van "stralingsziekte" binnen enkele uren na bestraling, nl. vermoeidheid, braken, diarree; b. verminderde weerstand tegen infecties; c. bij kinderen: beschadigingen van de groeizones in het skelet, waardoor de normale groei van de beenderen wordt geremd; |

200 - 300 rem ernstige stralingsziekte als gevolg van beschadiging van beenmerg en lymfklieren ("beenmergsyndroom"); eventuele sterfte binnen een maand ten gevolge van inwendige bloedingen (minder dan 50%);

300 - 400 rem ernstige stralingsziekte, sterfte meer dan 50%;

400 - 1000 rem in nagenoeg alie gevallen sterfte binnen een maand;

1000 - 5000 rem sterfte binnen een week door beschadiging van de dunnen darm ("darmsyndroom");

meer dan 5000 rem sterfte binnen enkele uren tot dagen door beschadiging van het centraal zenuwstelsel;

Bovendien:

meer dan 50 rem tijdelijke steriliteit bij de man (bij doses groter dan 100 rem ongeveer gedurende een jaar).

meer dan 300 rem permanente steriliteit bij de vrouw.

Deze akute effecten zijn het gevolg van een tekort aan functionele cellen, hetwelk vooral zal optreden in die organen die voor hun functioneren een voortdurende aanmaak van cellen behoeven. Cellen die in een stadium van deling verkeren zijn namelijk bijzonder gevoelig voor straling. Dit verklaart de stralingsgevoeligheid van de bloedvormende organen, het maagdarmkanaal en de geslachtsklieren. Ook het embryo is bijzonder gevoelig voor straling.

In bovenstaand overzicht is aangenomen dat een algehele bestraling van het lichaam heeft plaatsgevonden. Voor het optreden van de genoemde 'stralingsziekten' in het gebied van 100 tot 1000 rem is echter met name de aantasting van bloedcellen en bloedcellen-vormende organen relevant. Maatgevend hiervoor is de stralingsbelasting van het beenmerg. Behalve door de beschouwde algehele bestraling kan het beenmerg nog extra belast worden door een inwendige bestraling als gevolg van een ophoping van ingeademde of anderszins opgenomen radioactieve isotopen in het beenmerg en bot.

De kans op herstel na een kortstondige blootstelling van het beenmerg aan een stralingsdosis van meer dan 200 rem neemt af met toenemende dosis. Hoe hoger de stralingsdosis, hoe groter de kans op sterfte. De dosis waarbij gemiddeld x % van de mensen sterft wordt aangeduid met LD_x. Er bestaan, speciaal in het gebied boven 200 rem, weinig nauwkeurige gegevens over de relatie tussen de hoogte van de stralingsdosis en het sterftepercentage van de blootgestelde bevolking.

Een deel van de gegevens betreft de slachtoffers van de atoombommen op Hiroshima en Nagasaki en dus een situatie zonder medische hulp. Deze leiden tot een geschat sterftepercentage oplopend van 0 tot 90% bij toenemende dosis van ongeveer 150 tot 400 rem. Boven 450 rem treedt vrijwel 100% sterfte op (2,6). Medische hulp, waarbij beenmergtransplantatie wel het meest verstrekkend is, zal het sterftepercentage, afhankelijk van de hoogte van de dosis, zeker kunnen verlagen, maar hoeveel is niet met zekerheid te zeggen. Tabel 2.2 geeft een aantal in de literatuur genoemde LD_x waarden voor de (beenmerg-)dosis. De spreiding aan de uiteinden (de 'eerste' en 'laatste' 10%) is met name groot en sterk afhankelijk van de mate waarin met (on-)gevoelige sub-groepen, zoals zieken, rekening wordt gehouden.

| Literatuurbron | Referentie | LD ₁ | LD ₁₀ | LD ₅₀ | LD ₉₀ | LD ₉₉ | medisch hulp |
|-----------------|------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|------------------|--------------|
| Glasstone, UN | 2,6 | 150 | 210 | 300 | 400 | 450 | geen |
| Gezondheidsraad | 5 | 200 | 210 | 300 | 390 | 400 | geen |
| WASH-1400 D | 7 | 135 | 160 | 270 | 375 | 400 | geen |
| WASH-1400 F | 8 | 210 | 255 | 335 | 430 | 510 | gering |
| WASH-1400 F | 8 | 385 | 430 | 510 | 605 | 670 | uitgebreid |
| DRK | 4 | 250 | 365 | 510 | 660 | 770 | uitgebreid |

Tabel 2.2 Sterftepercentages, afhankelijke van dosis en medische verzorging.

In dit rapport wordt aangegeven op welke afstanden men bij bepaalde aannamen omtrent ongevalsverloop en verspreidingscondities een stralingsdosis van 200 rem en 400 rem kan oplopen. Uit tabel 2.2 blijkt dat 200 rem als redelijke indicatie gebruikt kan worden voor de "grenswaarde" waarboven akute slachtoffers zijn te verwachten. De genoemde doses bepalen derhalve de gebieden waar sterfte tengevolge van radio-actieve bestraling zou

kunnen optreden indien geen tegenmaatregelen (kunnen) worden genomen, zoals evacuatie en/of medische verzorging. Met andere woorden zij functioneren in dit rapport als richtgetallen voor de mate waarin gebieden worden bedreigd en/of medische verzorging nodig is.

2.3.2.2 Akute schade van longen en darmen

Als bij een nucleair ongeval grote hoeveelheden radioactiviteit zich via de atmosfeer verspreiden, bestaat de mogelijkheid dat personen radioactieve stoffen inademen. Dit kan een extra hoge stralingsbelasting van specifieke organen tot gevolg hebben. In het bijzonder kunnen, naast het beenmerg, ook de longen en het maag-darm-kanaal, zodanig hoge dosis krijgen dat deze op zich aanleiding geven tot akute ziekte en sterfte.

Sterfte als gevolg van een hoge longdosis begint op te treden bij longdoses groter dan 2500 rem. De stralingsbelasting van het maag-darm-kanaal waarbij sterfte onder blootgestelden begint op te treden ligt bij een darm-dosis van ongeveer 2000 rem. Eerdere studies(8,9) van de gevolgen van reaktorongelukken tonen aan dat de verhouding tussen de stralingsbelasting van het beenmerg enerzijds en van de longen en het maag-darm-kanaal anderzijds zodanig is, dat als een fatale dosis voor de laatste optreedt, de beenmergdosis ook reeds fataal is, zodat deze belasting op zich nagevoel niet tot extra sterfte leidt.

2.3.2.3 Akute schade door hoge schildklierdosis

Ook de schildklier kan sterk belast worden bij nucleaire ongelukken. Een zeer grote dosis t.g.v. jodium-131 in de schildklier kan leiden tot een versneld vrijkomen van het schildklierhormoon. In ernstige gevallen kan dit leiden tot verschijnselen als koorts, hartaanvallen, en uitputting van adrenaline. Deze toestand, genaamd "schildklierstorm", kan in milde vorm bij bepaalde hartpatienten reeds tot sterfte leiden. Hoge doses (in de orde van 25000 rem en hoger) kunnen leiden tot geheel of gedeeltelijk "wegbranden" van de schildklier. Het aantal sterfgevallen door schildklierstorm wordt geschat op hoogstens

21 per 100.000 mensen die een dosis hoger dan 25.000 rem ontvangen (10).

2.3.2.4 Synergistische effecten

In geval van grote nukleaire ongelukken bestaat de stralingsbelasting uit vele componenten, n.l. naast een uitwendige bestraling van het totale lichaam, een inwendige bestraling van de verschillende organen. Deze verschillende doses zullen door gelijktijdige aanwezigheid het sterftecijfer kunnen verhogen doordat de schadelijke effecten elkaar versterken: niet dodelijke dosis in de longen en de darmen kunnen als gezamenlijk effect wel tot sterfte leiden.

Zo zal de dodelijke dosis van het beenmerg, die de belangrijkste bijdrage tot het sterftecijfer levert, effectief verlaagd kunnen worden doordat andere lichaamsorganen daarnaast nog aan een interne stralingsbelasting blootstaan.

Een dergelijke effectieve reductie van een dodelijke LD_{50} stralingsdosis is bijvoorbeeld geconstateerd bij schapen waar deze dosis van 200 rem externe bestraling tot 145 rem werd teruggebracht indien rekening werd gehouden met een interne stralingsbelasting van de darmen (11). Kwantitatieve gegevens zijn hierover voor de mens niet bekend.

Het gekozen richtgetal van 200 rem waarboven sterfte begint op te treden als gevolg van de belasting van het beenmerg in geval van nukleaire ongelukken, lijkt op deze gronden zeker niet te laag.

2.3.2.5 Pre-natale sterfte

Bijzonder gevoelig voor straling zijn de ongeboren kinderen, in het bijzonder de eerste 8 weken, waarbij doses van 10 tot 100 rem de zwangerschap kunnen beëindigen (12). Indien geen beëindiging van de zwangerschap optreedt, kan de ontvangen straling leiden tot stoornissen in de ontwikkeling van hersenen en in de lichaams-groei.

2.3.3 Laat-somatische schade

2.3.3.1 Niet-kwaadaardige effecten

Figuur 2.1 toonde twee soorten laat-somatische effecten, n.l. het optreden van leukemie en tumoren, beide met een stochastisch karakter en de niet-kwaadaardige effecten, waarvoor een drempeldosis bestaat.

Tot de laatste effecten behoort o.a. het optreden van steriliteit. Tijdelijke steriliteit bij mannen treedt op vanaf een dosis van 30 rem. Een stralingsbelasting van 100 rem van de geslachtsklieren veroorzaakt in vrijwel alle gevallen tijdelijke steriliteit (enkele maanden tot jaren) (13).

Ook bij vrouwen doen zich vanaf een dosis van 30 rem gevallen van permanente onvruchtbaarheid voor. Een stralingsbelasting vanaf enkele honderden rem van de eierstokken veroorzaakt bij vrijwel alle vrouwen permanente steriliteit (14).

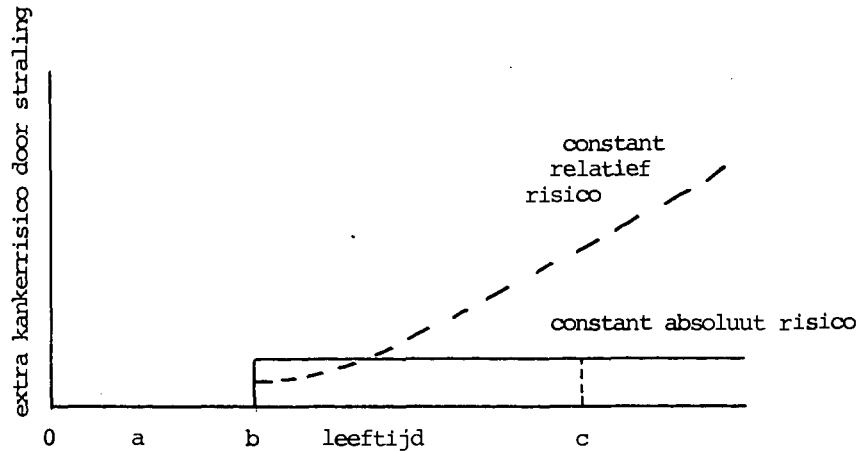
Ook het gezichtsvermogen kan door straling worden aangetast. Indien de ooglen een stralingsdosis van enkele honderden rems ontvangt, treedt in veel gevallen lensvertroebeling (grauwe staar) op. Het tijdstip waarop dit verschijnsel zijn intrede doet kan echter een half jaar tot 35 jaar na het moment van bestraling liggen (15).

2.3.3.2 Kankerinductie

Het optreden van kanker door radio-actieve straling is een stochastisch proces. De hoogte van de stralingsdosis bepaalt niet de ernst van de ziekte maar de waarschijnlijkheid van het optreden ervan. Deze waarschijnlijkheid wordt kleiner naarmate de stralingsdosis kleiner is. Over het algemeen wordt aangenomen dat er geen drempeldosis is voor het optreden van kanker door straling of dat deze, zo hij mocht bestaan, lager is dan de dosis die men ontvangt van de natuurlijke achtergrondstraling (in Nederland ongeveer 100 millirem). M.a.w. elke extra stralingsdosis vergroot de kans op kankerinductie.

Dit type van laat-somatische schade kan optreden zowel bij nukleaire ongevallen als bij normaal bedrijf als gevolg van routinelozingen.

In het eerste geval kunnen delen van de bevolking een hoge of lage stralingsdosis ontvangen, terwijl bij de routinelozingen de omwonende bevolkingsgroep aan lage stralingsdoses blootstaat. Kankerverschijnselen treden niet onmiddellijk na blootstelling aan straling op: er bestaat een z.g. latentieperiode na blootstelling waarin de verhoging van de kankerfrequentie praktisch nihil is terwijl daarna pas de frequentie toeneemt gedurende een bepaalde tijd (de z.g. risikoperiode). Schematisch is dit weergegeven in fig. 2.3-



Figuur 2.3 Toename van het risico van kankerinductie door straling:
 a leeftijd op moment van bestraling
 b leeftijd aan het eind van de minimale latentie periode
 c eventueel einde van risikoperiode
 (ref. 19)

De latentie periode is afhankelijk van de soort kanker en soms van de leeftijd van de bestraalde personen. Zij varieert mogelijk ook met de hoogte van de stralingsdosis (16). Over de lengte van de risikoperiode bestaat veel onzekerheid, maar algemeen wordt aangenomen dat deze minstens enkele tientallen jaren bedraagt.

Voor leukemie is de latentieperiode ongeveer 2 jaar met een geschatte risikoperiode daarna van ongeveer 25 jaar (17). Voor tumoren wordt veelal een latentieperiode van 10 à 15 jaar aangehouden en een risikoperiode van 30 tot 50 jaar (18).

Een betrouwbare kwantitatieve schatting over het aantal kankergevallen t.g.v. een bepaalde stralingsbelasting van de bevolking is moeilijk te maken gezien de vele onzekerheden in de dosis-effekt relatie. Tot deze onzekerheden behoren o.a. de dosis-effekt relatie bij kleine doses, het optreden van synergistische effecten, en de extra gevoeligheid van speciale subpopulaties (bijv. rokers, astmapatiënten).

Het belang van de wetenschappelijke controverse over het aantal stralingsgeïnduceerde kankergevallen in een bevolking bij gegeven stralingsbelasting komt nog ter sprake in hoofdstuk IX.

Aangezien dit rapport niet verder gaat dan het aangeven van de mogelijke stralingsbelasting, uitgedrukt in rems, en deze belasting niet wordt omgerekend in het daardoor veroorzaakte aantal kankergevallen, volstaan we hier met een korte schets van de twee belangrijkste verschillen in diverse berekeningsmodellen.

Het eerste verschil betreft de te hanteren dosis-effekt relatie: hoe hangt het aantal te verwachten kankergevallen samen met de hoogte van de stralingsdosis? Neemt dit aantal lineair, zwakker dan lineair of juist sterker dan lineair toe met de hoogte van de dosis? En (hoe) hangt dit af van het type kanker en de doseringssnelheid?

Het BEIR-III rapport (19) argumenteert voor het gebruik van een lineair-kwadratische relatie (effekt = $\alpha D + \beta D^2$) voor inductie van het merendeel van de tumorsoorten, maar stelt tevens dat er argumenten zijn die pleiten voor het hanteren van andere modellen. In een minderheidsstandpunt in dat rapport stelt E.P. Radford dat beschikbaar empirisch materiaal, in zijn ogen eerder pleit voor het hanteren van een lineair responsie-model (uitgezonderd mogelijk voor leukemie). In sommige gevallen zou een lineaire extrapolatie van hoge naar lage dosis volgens Radford zelfs tot een onderschatting van het risico kunnen leiden. Ook K.Z. Morgan, ex-voorzitter van de ICRP sluit een sterker dan lineair effekt (bijvoorbeeld $E = \alpha D$) niet uit (20).

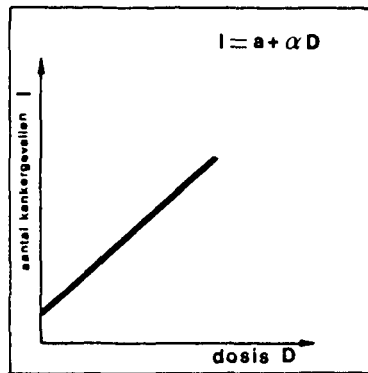
Daarentegen stelt H.H. Rossi in zijn minderheidsstandpunt in het BEIR-III rapport dat een lineair-kwadratische relatie het kankerrisico overschat en

dat een zuiver kwadratische relatie ($E = \alpha D^2$) passerender is.

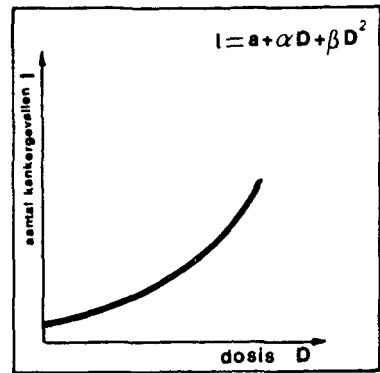
Figuur 2.4 illustreert de genoemde relaties.

Het verschil in het verwachte aantal kankergevallen op grond van verschillende relaties kan groot zijn. Het BEIR-III rapport laat zien dat, bij een stralingsdosis van 10 rem dit aantal bij een lineair model ongeveer 2 maal zo groot is als bij een lineair-kwadratisch model en ongeveer 20 maal zo groot als bij een zuiver kwadratische relatie.

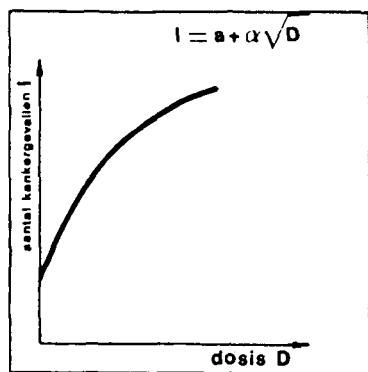
Bij een lineair model dat is gebaseerd op de sommatie van kankerinductiecijfers verkregen door afzonderlijke lineaire extrapolatie van de verschillende kankertypen wordt deze verhouding nog groter en bedraagt ongeveer 4 respektievelijk 30.



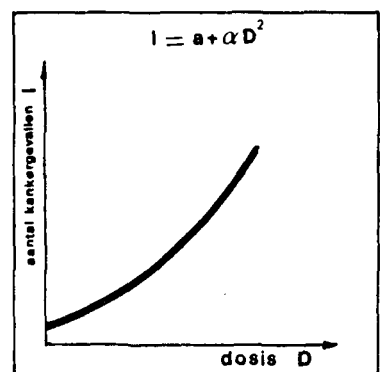
Lineair model



Lineair kwadratisch model



Wortel model



Kwadratisch model

Figuur 2.4 Alternatieve dosis-effekt relaties

Niet alleen over de bovengenoemde dosis-effekt relatie bestaat verschil van mening. Ook bij gegeven vorm van de dosis-effekt relatie kan men nog kiezen tussen verschillende modellen om het aantal te verwachten kankergevallen te schatten bij gegeven stralingsdosis. Dit hangt samen met de vraag of en hoe de kans voor het optreden van kanker verandert in de loop der jaren na het ontvangen van de stralingsdosis.

In het absoluut-risikomodel gaat men uit van een verhoogd risico op kankerinductie dat na de latentieperiode konstant blijft en niet met de leeftijd verandert.

In het relatief-risikomodel gaat men ervan uit dat de door straling verhoogde kankerinductie evenredig is met de 'van nature' optredende kankerfrequentie. Het risico van kanker is niet voor alle leeftijden gelijk maar neemt toe met hogere leeftijd. Het relatief-risikomodel leidt tot een groter aantal inducties, dan het absoluut-risikomodel. Afhankelijk van het soort kanker en van het geslacht kan dit aantal volgens het BEIR-III rapport een faktor 2 tot 4 verschillen.

Een lineaire dosis-effekt relatie gekombineerd met een relatief-risikomodel leidt tot een ruim 50 maal zo groot aantal kankergevallen als een kwadratische dosis-effekt relatie gekombineerd met een absoluut-risiko model (21).

Is het lineaire model bovendien gebaseerd op de sommatie van kankerinductiecijfers verkregen door afzonderlijke lineaire extrapolatie van de verschillende kankertypen dan wordt het verschil zelfs een faktor 100.

2.3.4 Genetische effecten

Genetische schade is schade toegebracht aan geslachtscellen die overgedragen wordt aan volgende generaties waar ze zich kan uiten in velerlei meer of minder ernstige afwijkingen, zowel lichamelijke als geestelijke.

Ook kan deze erfelijke schade leiden tot een toename van het aantal ziektes die voor een deel erfelijk bepaald zijn (b.v. bloedarmoede, epilepsie en schizofrenie). Bovendien kan deze erfelijke schade leiden tot een vermindering van weerstand tegen ziekten.

De erfelijke eigenschappen liggen opgeslagen in de chromosomen in de cellen. De functionele eenheden hierin zijn de genen, die in lange ketens in de chromosomen zijn gerangschikt. Veranderingen van erfelijke eigenschappen kunnen ontstaan door mutaties van afzonderlijke genen, door veranderingen in de structuur van de chromosomen ten gevolge van chromosoombreuken, of door veranderingen van het aantal chromosomen.

Genmutaties kunnen in eerste benadering dominant of recessief zijn ten opzichte van de oorspronkelijke vorm. Een dominante genmutatie in zaad- of eicel uit zich in de eerstvolgende generatie. Recessieve genmutaties komen pas tot uitdrukking wanneer zaad- en eicel hetzelfde gen in de gemuteerde vorm bevatten.

In een populatie heerst 'van nature' reeds een bepaalde mutatiefrekwentie. Voor de toename van de mutatiefrekwentie door ioniserende straling bestaat geen drempelwaarde. Evenals bij kankerinductie is dit een stochastisch proces, waarbij slechts de waarschijnlijkheid en niet de ernst van het effect afhangt van de grootte van de ontvangen stralingsdosis.

Genetische effecten door straling zullen dus optreden zowel bij bevolkingsgroepen die aan hoge stralingsdoses zijn blootgesteld, bijvoorbeeld ten gevolge van een nucleair ongeval, als bij bevolkingsgroepen die aan lage stralingsdoses blootstaan. Het verloop van de stralingsschade in de volgende generaties zal verschillend zijn voor een situatie waarbij slechts één generatie aan een stralingsbelasting blootstaat en een situatie waarin achtereenvolgende generaties permanent aan een verhoogde stralingsbelasting zijn blootgesteld.

In het eerste geval zal het aantal genetische afwijkingen in de volgende generaties oplopen tot een bepaalde piekwaarde en vervolgens waarschijnlijk weer afnemen tot het oorspronkelijke nivo. Dit verloop is gebaseerd op de veronderstelling dat slechts een deel van de in een populatie aanwezige mutaties wordt overgedragen aan volgende generaties. In het geval van een permanente verhoging van de stralingsbelasting in achtereenvolgende generaties is de verwachting dat zich een

nieuwe evenwichtswaarde van het aantal genetische afwijkingen zal instellen op een hoger nivo.

Een direkte kwantificering van de genetische stralingsschade bij de mens zelf is nog niet mogelijk. Voor een schatting van de genetische stralingsrisiko's bij de mens maakt men daarom gebruik van resultaten bij proefdieren, zoals muizen. De betrouwbaarheid van dergelijke extrapolaties is echter zo gering, zeker als het om een vertaling gaat van mutaties naar gezondheidseffekten, dat slechts een ruwe schatting van het genetisch risico voor de mens mogelijk is. In het bijzonder geldt dit voor de toename van (een onbekend aantal) konstitutionele en degeneratieve ziekten die mede erfelijk bepaald zijn.

Voor die gevallen waarin men toch tracht kwantitatieve schattingen te maken van de toename in genetische gezondheidseffekten door straling wordt vaak gebruik gemaakt van het begrip verdubbelingsdosis. De verdubbelingsdosis is die dosis per generatie (ten gevolge van een permanent verhoogde stralingsbelasting) die een verdubbeling van het aantal 'spontaan' optredende mutaties veroorzaakt. Over de waarde van deze verdubbelingsdosis bestaat onzekerheid. Het BEIR-III rapport (22) noemt een waarde van 50 tot 250 rem, hetgeen correspondeert met een relatieve toename in de mutatiefrequentie met 2 tot 0,4 procent. Het is bovendien niet duidelijk of de verdubbelingsdosis voor alle mutaties dezelfde waarde heeft.

Lagere en hogere waarden zijn niet uitgesloten (23). Een aantal gezondheidseffekten zullen mogelijk evenredig met de verhoging in mutatiefrequentie toenemen. Zo'n simpele relatie met de mutatiefrequentie is evenwel zeker niet voor alle soorten gezondheidsgevolgen van toepassing (24).

Referenties hoofdstuk 2

1. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26, Pergamon Press (1977), p. 5.
2. S.Glasstone and Ph. J. Dolan, The effects of Nuclear Weapons 3e ed., United States Department of Energy, 1977.
3. U.S. General Accounting Office, Problems in Assessing the Cancer Risks of Low-Level Ionizing Radiation Exposure, Vol. 2, p. 2-8 (1981)
4. Der Bundesminister für Forschung und Technologie, Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke, Hauptband, Verlag TÜV Rheinland, 1977.
5. Gezondheidsraad, Kerncentrales en Volksgezondheid, deel I, Rapport van de Commissie Kernenergie 3500 MW, Rijswijk, 1975, p. 4.4 t/m 4.5.
6. United Nations, Comprehensive Study on nuclear weapons, Report of the Secretary-General (UN General Assembly A/35/392), 1980.
7. US Atomic Energy Commission, Reactor Safety Study, WASH-1400 Draft, 1974, p. 112.
8. Nuclear Regulatory Commission, Reactor Safety Study, WASH-1400 F, 1975, Appendix VI, p. F-37.
9. G. van Dijk en W.A. Smit, Kleine Kansen, Grote Gevolgen, Boerderijcahier 7601, THTwente, 1977.
10. WASH-1400 F. Appendix VI, p. 9-10.
11. WASH-1400 F, Appendix VI, p. F 22.
12. WASH-1400 F, Appendix VI, p. 9-12.
13. WASH-1400 F, Appendix VI, p. 9-16.
14. WASH-1400 F, Appendix VI, p. 9-17.
15. WASH-1400 F, Appendix VI, p. 9-18.
16. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1977, report to the General Assembly, with annexes, Sources and Effects of Ionizing Radiation (UNSCEAR-1977), New York, p. 362.
17. WASH-1400, Appendix VI, p. G-6.

18. WASH-1400, Appendix VI, p. G-1 e.v..
19. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, National Academy of Sciences, Washington D.C., 1980, BEIR-III-report.
20. K.Z. Morgan, The Bulletin of the Atomic Scientists (September 1978), p. 30.
21. BEIR-III, p. 263.
22. BEIR-III, p. 118.
23. Zie ref. 5, p. 4.15.
24. BEIR-III, p. 118.

3.1 Inleiding

De maatschappijen DKW ^{x)} en STEAG ^{xx)} plannen te Ahaus gelegen op zo'n 20 km van Enschede, dicht bij de Nederlandse grens een tussenopslag voor bestraalde splijtstofelementen van lichtwaterreactoren. De opslag van splijtstofelementen geschiedt bovengronds. Op de bijzondere positie die een dergelijke tussenopslag in de gehele splijtstofkringloop in de BRD inneemt wordt in paragraaf 3.3 nader ingegaan.

In principe kan een dergelijke opslag technisch gerealiseerd worden in gekoelde waterbasins, men spreekt dan van "natte opslag", of in speciale containers, een "droge" opslagmethode.

Voor beide opslagmethodes loopt momenteel voor de standplaats in Ahaus een vergunningsprocedure. Daar de droge opslagmethode momenteel de voorkeur heeft en met voorrang behandeld wordt in de vergunningsprocedure (1) zal in dit hoofdstuk uitsluitend worden ingegaan op het droge opslagproject en de mogelijke radiologische gevolgen hiervan voor de omgeving. Daarbij zullen in paragraaf 3.4 en 3.5 achtereenvolgens de mogelijke stralingsbelasting bij normaal bedrijf, en van storingen worden beschreven. In paragraaf 3.6 worden enkele opmerkingen gemaakt ten aanzien van eventuele grote ongevallen.

3.2 Korte beschrijving droge opslag Ahaus

Het is de bedoeling de bestraalde splijtstofelementen op te slaan in gietijzeren containers met een wanddikte van ± 4 cm. In de containers bevindt zich een inertgas (He) en de containers worden afgesloten met een deksel. T.o.v. de omgeving bestaat in de containers een onderdruk. Op de buitenkant van de containers bevinden zich koelribben. Er zijn een drietal typen containers : Castor Ia, Castor Ic en Castor IIa.

^{x)} DKW: Deutsche Gesellschaft für Wiederaufbereitung von Kernbrennstoffen mbH.

^{xx)} STEAG: Steag Kernenergie GmbH.

Deze containers zijn ook voor transport geschikt. Enkele relevante technische gegevens zijn weergegeven in tabel 3.1. Figuur 3.1 geeft een modelvoorstelling van een container. Gepland is een uiteindelijke opslagcapaciteit, overeenkomend met ongeveer 1500 ton uranium. Hiervoor zijn \pm 370 containers nodig (zie tabel 3.1).

Ter illustratie : bij de jaarlijkse splijtstofwisselingen in een 1000 MW reaktor wordt \pm 26 ton uranium vervangen zodat de opslagplaats aan ongeveer 60 van dergelijke wisselladingen ruimte biedt. Het huidige nucleairevermogen in de BRD bedraagt in totaal \pm 9300 MW. In 1981 werd \pm 234 ton uranium vervangen (7).

De containers worden opgeslagen in een hal, die bouwtechnisch niet extra beveiligd wordt zoals een kerncentrale, daar de containers zelf alle veiligheidsfuncties (dienen te) vervullen.

Deze veiligheidsfuncties zijn: het afschermen van de directe straling van de splijtstofelementen (zie par. 3.4), het veilig insluiten van alle radioactieve stoffen, de afvoer van de vervalwarmte en het waarborgen van onderkritikaliteit.

De afvoer van de vervalwarmte van de bestraalde splijtstofelementen, \pm 25 à 40 KW, afhankelijk van het type container en de vervaltijd, vindt plaats door passieve koeling (natuurlijke konvektie), waardoor geen actieve, storingsgevoelige koelsystemen nodig zijn. Bij passieve koeling wordt de lucht rondom de containers door de container verwarmd. Deze verwarmde lucht stijgt langs de koelribben van de container omhoog en verlaat de hal via openingen in het dak. Koude lucht stroomt via openingen in de wand van de hal naar binnen, zodat een continue doorstroming van lucht ontstaat.

De temperatuur van de containerwand bereikt hierbij waarden van \pm 65 à 80° C. Bij ongunstige omstandigheden zoals hoge buitentemperatuur, waarden van \pm 100 à 110° C..

Deze waarden zijn m.b.v. rekenmodellen bepaald en door schaalexperimenten bevestigd.

Figuur 3.2 (op pag. 62) geeft een indruk van de opslaghal. Gezien de grote hoeveelheid radioactiviteit per container is het van bijzonder belang dat de radioactieve stoffen veilig worden ingesloten zodat geen lekkages vanuit de containers plaatsvinden.

Afhankelijk van het type container en de verval-
tijd na bestraling in de reaktorkern, bedraagt
de activiteit $\pm 5 \text{ à } 9.10^6 \text{ Ci}$ (per container).
Tijdens transport vanaf de centrale naar de hal
te Ahaus is de container voorzien van een deksel
met een drietal afdichtingsringen, twee van
elastomeer (kunststof) en één van metaal.
De metalen ring is aangebracht aangezien de kunst-
stofafdichtingen over langere tijdsperiodes niet
betrouwbaar genoeg worden geacht (2).
Vooropgesteld dat er geen korrosie optreedt,
zijn de metaalafdichtingen betrouwbaar, ook gedu-
rende lange periodes (een tiental jaren of meer).
Te Ahaus wordt de container nog voorzien van een
tweede deksel, eveneens voorzien van afdichtingen.
Bovendien is het aanbrengen van een derde deksel,
in geval van lekkages, mogelijk. De ruimte tussen
beide deksels wordt daartoe door een drukmeter
gecontroleerd gehouden, zodat eventuele lekkages
van één van beide deksels geregistreerd kunnen
worden. Hierdoor zouden zelfs de vluchtige stoffen
die zich vrij binnen de container bevinden (deze
zijn afkomstig van beschadigde brandstofstaven
in de container waarvan het aantal in het veilig-
heidsrapport op maximaal 1% wordt geschat) niet in
de atmosfeer kunnen ontsnappen.
Hoewel er minder ervaring opgedaan is met droge
opslagmethodes, ook internationaal gezien (3), in
vergelijking met natte opslag, is de technische
levensduur van de container en het afdichtings-
systeem, volgens het veiligheidsrapport, langer
dan veertig jaar, zodat ook bij langere opslagpe-
riodes geen lekkages van radioactieve stoffen uit
de containers zouden plaatsvinden.
Ook in extreme situaties en bij inwerkingen van
buitenaf, zoals explosies, brand, aardbevingen en
het neerstorten van vliegtuigen, zou de integri-
teit van de containers gehandhaafd blijven en
worden geen emissies van radioactieve stoffen
verwacht.
Testexperimenten die de containers hebben onder-
gaan, alvorens als transportcontainer te worden
toegelaten, zoals val- en brandproeven (2) lijken
dit te bevestigen.
Toch zijn van de zijde van critici bedenkingen
geuit t.a.v. het afdichtingssysteem van de contai-

ners en worden radioactieve emissies voor mogelijk gehouden, zeker bij lange opslagperiodes (5,6). Deze kritiek zal hier kort worden weergegeven. Gesteld wordt dat de bestraalde brandstofelementen in de containers bij de geplande minimum verval-tijd een hogere temperatuur kunnen bereiken dan waar van het veiligheidsrapport is uitgegaan. Dientengevolge wordt vermoed dat het percentage beschadigde brandstofstaaf-omhullingen hoger is dan de 1% waarmee in het veiligheidsrapport maxi-maal rekening wordt gehouden. Door de bestraalde brandstofstaven langer op te slaan in het reaktorgebouw kan overigens bewerkstelligd worden dat de temperatuur in de containers minder hoog oploopt. Hierdoor kan de kans op beschadiging van de brandstofstaven verkleind worden. De metalen omhulling van de brandstofstaven alleen geeft dus geen betrouwbare insluiting van de radioactieve stoffen. Alleen het in het voorgaande beschreven afdichtingsysteem blijft daardoor als barrière over. De kunststofringen zijn a.g.v. de mogelijke hoge temperaturen en door de inwerking van de (neutronen)straling onbetrouwbaar, voor de opslagperiodes die te Ahaus mogelijk zouden zijn. Dit wordt ook in het veiligheidsrapport onderkend. Van bijzonder belang is dan de betrouwbaarheid op lange termijn van de metaalringafdichting. Essentieel in de redenering van de critici is dat falen van de metalen ringen niet voor onmogelijk wordt gehouden. Dit zou bijvoorbeeld veroorzaakt kunnen worden door korrosie als gevolg van in de container achtergebleven waterresten (de containers worden in het reaktorgebouw onder water gevuld). Indien het vermoeden van de critici juist is dat er aanzienlijk meer brandstofstaven defekt zullen zijn, komen ook meer gasvormige splijttingsprodukten in de container vrij. Enkele hiervan zijn korrosief, bijvoorbeeld RB-85, en kunnen bijdragen tot het falen van de metalen ringen. Hierdoor is lekkage van het primaire deksel niet uit te sluiten. Weliswaar bezit de container een tweede, en eventueel een derde deksel. Ook deze kunnen falen, zij het in langzamer tempo.

3.3 Positie van 'tussenopslag' in de splijtstofcyclus

De geplande tussenopslag van bestraalde splijtstofelementen te Ahaus, neemt een bijzondere plaats in binnen de splijtstofkringloop in de BRD, en hangt nauw samen met het totale probleem van het opbergen van radioactieve afvalstoffen, dat ook in de BRD nog niet is opgelost. De huidige centrales leveren met continue regelmatig bestraalde splijtstofelementen. Daarnaast worden nieuwe centrales gepland en in bedrijf gesteld. Het gevolg hiervan is dat in de toekomst een groeiende stroom van splijtstofelementen te verwachten is.

In het begin van de jaren zeventig werd er nog van uitgegaan dat er tijdig, zo rond 1985, een zgn. "Entsorgungszentrum" te Gorleben voor tussenopslag, opwerking en eindopslag van splijtstofelementen en radioactief afval in zoutkoepels gerealiseerd zou kunnen worden.

Eind zeventiger jaren bleek dit politiek niet realiseerbaar. Mede naar aanleiding van de resultaten van de Gorleben-hearing "Rede - Gegenrede", waarin zowel de milieu- en gezondheidsbezwaren van het verwerken en opslaan van het radioactief afval als de proliferatieproblematiek van het afzonderen van plutonium centraal stonden, werd van een dergelijk centrum afgezien. In plaats hiervan kwam het "Entsorgungskonzept", dat weliswaar dezelfde opties t.a.v. opwerking en eindopslag omvat en openhoudt, maar niet meer gericht is op een realisatie daarvan op één plaats (1).

Doordat nog geen definitieve beslissingen t.a.v. de verwerking van splijtstofelementen zijn genomen en de hoeveelheid bestraalde splijtstofelementen desondanks blijft groeien is een noodoplossing in de vorm van 'tussenopslag' langzamerhand noodzakelijk geworden.

De benodigde tussenopslag wordt momenteel op twee manieren gerealiseerd:

- uitbouw van de bestaande opslagcapaciteit voor bestraalde splijtstofelementen in de kerncentrale zelf, middels "kompaktopslag" (voor verschillende centrales is hiervoor al vergunning verleend)

- het realiseren van externe tussenopslag(en), zoals gepland te Ahaus. Om verschillende redenen wordt hiervoor de "droge opslagmethode" geprefereerd (1).

Hoe lang de tussenopslagplaatsen in gebruik zullen zijn hangt mede af van welke beslissingen t.a.v. het afvalprobleem genomen worden en hoe lang deze nog vooruit geschoven worden. De vraag of de tussenopslag ook een definitieve 'eindopslag' zal zijn, kan daarmee nog niet beantwoord worden. Dit schept overigens wel een nieuw probleem:

In het voorgaande is de onzekerheid t.a.v. het gedrag van de containerafdichtingen op lange termijn geschetst. Bovendien bestaat géén bedrijfservaring met de droge opslagmethode. M.a.w. het voornemen is om op grote schaal de droge opslagmethode te Ahaus toe te passen zonder dat eerst op beperkte schaal daarmee ervaring is opgedaan.

De vraag doet zich dan ook voor welke maatregelen zijn voorzien voor het geval dat na verloop van tijd bij meerdere containers lekkage zou optreden. In het veiligheidsrapport wordt zo'n situatie niet expliciet behandeld en worden geen voorzieningen of handelingsprocedures voor die situatie beschreven. Zonder een oplossing voor dit probleem loopt men echter het risico zich zelf voor een voldongen feit te plaatsen van enerzijds de aanwezigheid van een grote hoeveelheid radioactief afval en anderzijds het ontbreken van een adequate opslagmethode hiervoor.

Bij een eventuele lekkage van het primaire deksel is weliswaar voorzien in de mogelijkheid tot het aanbrengen van een extra deksel, maar een herstel van het primaire deksel zelf is te Ahaus niet mogelijk. Een eventuele noodzakelijk geachte reparatie van de container, een controle van de containerinhoud of het verladen van de splijtstofstaven in een andere container, zou, om de straling af te schermen, in een waterbassin dienen plaats te vinden. Dit nu is slechts mogelijk in een kerncentrale. Dergelijke bassins worden ook gepland bij een opwerkingsfabriek. Een bassin te Ahaus is niet gepland. In het veiligheidsrapport wordt er van uitgegaan dat terugzending naar de centrale mogelijk is. Men kan zich echter afvragen of in een

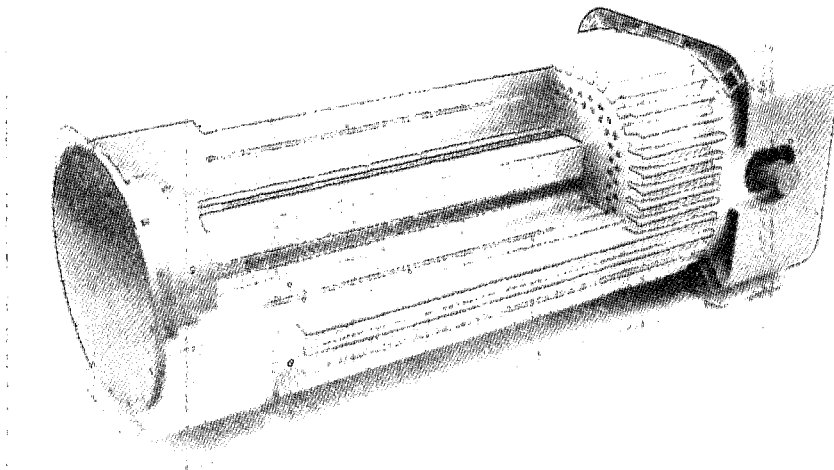
centrale, indien in de toekomst problemen optreden met meerdere containers tegelijkertijd, voor dergelijke reparaties voldoende ruimte zal bestaan en/of gereserveerd is (denk aan de geplande volledige benutting van de opslagbassins middels kompaktopslag).

Overigens brengt het openen van een lekkende container of van een niet lekkende container met defecte brandstofstaven, extra radiologische problemen met zich mee, daar bij het openen de gasvormige en vluchtige radionucliden zullen vrijkomen. Om de stralingsbelasting te beperken zullen speciale filterinstallaties noodzakelijk zijn.

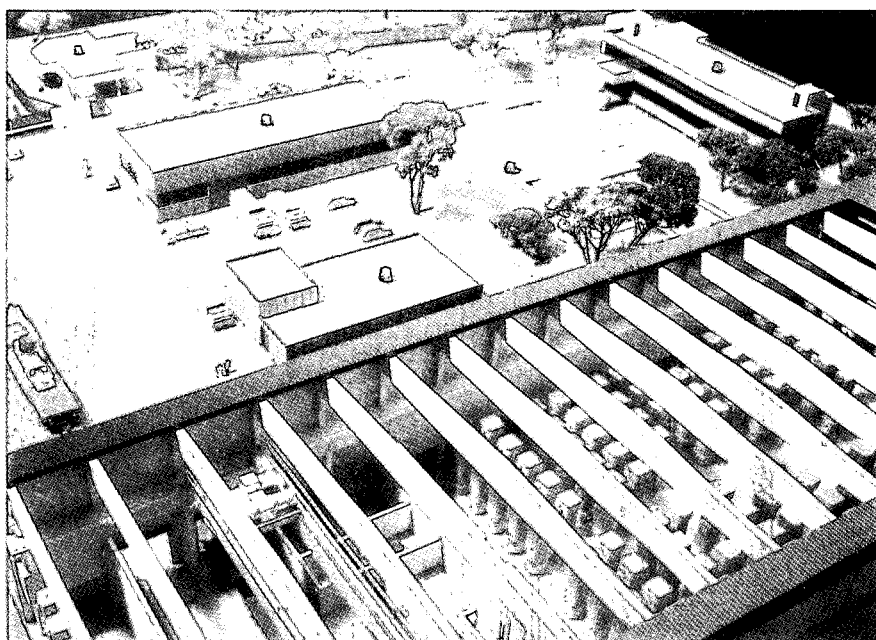
3.4 Stralingsbelasting in de omgeving van de opslaghal bij normaal bedrijf

3.4.1 Direkte straling

Indien geen lekkende containers in de opslaghal aanwezig zijn - en hier wordt in het veiligheidsrapport van uitgegaan - vinden ook geen loszettingen van radioactieve stoffen in de atmosfeer plaats. Slechts de directe straling van de brandstofstaven in de containers geeft aanleiding tot een geringe stralingsbelasting in de omgeving. De in de bestraalde brandstofstaven aanwezige radionucliden zenden zowel α , β , n , als γ straling uit. De α - en β - straling wordt door de containerwand volledig afgeschermd. De γ - en n -straling wordt door de containers aanzienlijk verzwakt. Volgens het veiligheidsrapport bedraagt de dosissnelheid aan de buitenwand van de containers zowel voor de γ - als n -straling bij alle containertypes ≈ 10 mrem/uur. Dit geldt na de geplande minimum vervaltijd (zie tabel 3.1). In de opslaghal bedraagt de totale dosissnelheid, ervan uitgaande dat de hal volledig gevuld is met containers, hetgeen circa 3 jaar na inbedrijfname te verwachten is, 6 à 35 mrem/uur, afhankelijk van de plaats in de hal. De wanden en het dak van de hal schermen de straling naar buiten toe af. In het veiligheidsrapport worden de resultaten van een berekening van de stralingsbelasting in de omgeving gegeven. Aan het hek rondom de hal, op zo'n 40 à 100 m, bedraagt de directe straling $\approx 1,3$ mrem/jaar en de indirecte verstrooide, straling $\approx 7,1$ mrem/jaar.



Figuur 3.1 Modelvoorstelling van een CASTOR-container.



Figuur 3.2 Modelvoorstelling van de geplande opslaghal.

De berekeningen in het veiligheidsrapport laten zien dat op plaatsen die verder van de hal gelegen zijn, de stralingsbelasting aanzienlijk geringer is. Op 500 meter is de stralingsbelasting al kleiner dan 0.5 mrem/jaar. Voor Nederland is geen stralingsbelasting te verwachten.

Ook in de tijd gezien neemt de stralingsbelasting af door radioactief verval. De γ -straling van PWR

brandstofstaven neemt gedurende het eerste jaar na verwijdering uit de reaktorkern relatief het sterkst af.

Na dit eerste jaar, waarbij de staven in de containers worden geplaatst, zal de γ -straling na 10 jaar nog eens met ruwweg een faktor 10 afnemen. De n-straling is in deze periode vrijwel konstant.

3.4.2 Stralingsbelasting door lozingen via het water

Vloeibaar afval wordt bij normaal bedrijf niet geproduceerd. Eventueel licht radio-actief verontreinigd afvalwater uit de wasruimtes wordt in tanks opgevangen en de activiteit wordt gemeten. Al naar gelang de waarden van de gemeten activiteit wordt dit water direkt geloosd dan wel vervoerd naar een afvalwaterbehandelingsinstallatie.

3.4.3 Vast afval

Vast afval wordt in geringe hoeveelheden geproduceerd. Dit afval wordt in zakken verzameld, waarna afvoer in 200 liter vaten plaatsvindt.

3.5 Stralingsbelasting in het geval van storingen

In deze paragraaf wordt ingegaan op de mogelijke radiologische gevolgen van een storing bij de tussenopslag te Ahaus.

Als storing wordt het falen van een afdichting van één van de containers verondersteld. In paragraaf 3.2 is er op gewezen dat een dergelijk falen door de exploitanten van de tussenopslag, ook onder extreme condities uitgesloten wordt geacht.

Dit wordt door critici van het opslagproject bestreden. Gezien deze onzekerheid en het feit dat er nog geen enkele bedrijfservaring bestaat met deze opslagmethode, is in dit rapport getracht inzicht te krijgen in de omvang van de radiologische gevolgen bij een mogelijke storing. Daartoe zijn enkele verkennende berekeningen gemaakt. Voor het toekennen van een kans aan het defekt raken van een container zijn geen modellen beschikbaar.

Daar ook geen ervaring bestaat met het langdurig gebruik van de containers is geen betrouwbare kansschatting te geven. Desondanks kan de bewering gedaan worden dat het defekt raken van een container in de nabije toekomst een zeldzame gebeurtenis zal zijn. Uitgangspunt bij de berekeningen is de aanname dat alle vluchtige radionucliden die zich vrij in de container bevinden, kunnen vrijkomen.

Met betrekking tot de vrijkomende hoeveelheden is uitgegaan van een minimum scenario, waarbij de afdichting van een container van het type Castor IIa faalt en, evenals in het veiligheidsrapport wordt beschreven, 1% van de brandstofstaaf-omhullingen wordt verondersteld defekt te zijn. Uitgaande van de aktiviteitsinhoud in de staven na de minimum vervaltijd van 1½ jaar en de fraktie hiervan die uit de staven vrijkomt, levert dit de in tabel 3.2 weergegeven hoeveelheden op (zie pag. 66).

De vrijkomende hoeveelheid aktiviteit, in de vorm van gasvormige en vluchtige stoffen, bedraagt bij deze aannames ongeveer het $\frac{1}{100.000}$ gedeelte van de totale aktiviteit in de container. Er is aangenomen dat er geen verspreiding in de omgeving plaatsvindt van vaste stoffen, zoals Pu- en Sr-isotopen. Voor de stralingsbelastingberekeningen is verder uitgegaan van twee grensgevallen.

Het eerste geval wordt gekarakteriseerd door het vrijwel instantaan vrijkomen van de hoeveelheid vluchtige radionucliden. Bij het tweede geval wordt een lekkage uit de container gedurende een langere tijdsperiode van meerdere maanden verondersteld. De stralingsbelasting is voor de verschillende expositiepaden zoals in fig. 4.2 van hoofdstuk 4 weergegeven, berekend. Zowel op een punt in de direkte omgeving van de opslaghal waar de stralingsbelasting maximaal is, als voor het dichtsbijzijnde punt in Nederland, gelegen op ± 16 km van de opslaghal. De berekende stralingsbelastingen zijn weergegeven in tabel 3.3 (pag. 67).

De in de rekenmodellen (ref. 4, appendix I) gebruikte dosis- en verspreidingsfactoren zijn vermeld in tabel 3.4 en tabel 3.5 (pag. 67).

Hierbij is speciaal gekeken naar de mogelijke stralingsbelasting van de schildklier. Het expositiepad wei-koe-melk is vooral van belang omdat langs deze weg een sterke jodiumconcentratie in de schildklier

optreedt. Dit kan vooral bij kinderen tot een hoge stralingsbelasting leiden. Twee gevallen zijn onderzocht. In het eerste geval wordt er van uitgegaan dat melk van koeien wordt besmet doordat deze weiden op besmet grasland. In het tweede geval is daarnaast bijvoeding van de koe gedurende de winterperiode met hooi, dat tijdens de weideperiode besmet is geraakt, verondersteld. Dit geeft aanleiding tot een hogere stralingsbelasting.

Uit tabel 3.3 volgt dat de radiologische gevolgen bij een eventuele, kortdurende lozing groter zal zijn dan bij een langduriger lozing. De stralingsbelasting in Nederlandis in beide gevallen laag en ligt in de orde van grootte van een millirem.

Daar er grote onzekerheid bestaat of niet meerdere containers tegelijkertijd kunnen falen zijn slechts de resultaten van berekeningen gegeven voor lekages uit één container.

Aangezien echter de berekende stralingsbelastingen direkt evenredig zijn met de veronderstelde vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit zal bij het falen van meerdere containers tegelijkertijd, of bij een hoger percentage defekte brandstofstaven per container, de stralingsbelasting evenredig hoger zijn. De invloed van eventuele tegenmaatregelen is niet onderzocht.

3.6 Ongevallen

Grote ongevallen, waarbij aanzienlijke hoeveelheden radioactieve stoffen vrijkomen zijn te Ahaus moeilijk denkbaar. Slechts bij uitzonderlijke omstandigheden zoals sabotage- en oorlogshandelingen zijn dergelijke ongevallen voorstelbaar. In deze studie is, gezien het spekulatieve karakter van de aannames die in de ongevalsscenario's gemaakt moeten worden, afgezien van een beschrijving van mogelijke radiologische gevolgen. Gesteld kan worden dat, indien een grote hoeveelheid van de langlevende isotopen, bijvoorbeeld Pu en Sr en Cs, vrijkomt, de gevolgen zeer omvangrijk en zeer langdurig van karakter zullen zijn (5,8).

| | CASTOR Ia | CASTOR Ic | CASTOR IIa |
|--|------------------|------------------|------------------|
| aantal splijtstof- elementen: PWR | 4 | - | 9 |
| BWR | - | 16 | - |
| uraniumgewicht (tU) | 2,1 | 3,1 | 4,8 |
| totaal gewicht | 80 | 81 | 118 |
| percentage bij ge vulde hal | 10% | 40% | 50% |
| minimale vervaltijd (jaar) | 1 | 1 | 1,5 |
| gemiddelde versplij- ting (MWD/tU) | 35.000 | 27.000 | 35.000 |
| vervalswarmte (kW) op min. vervaltijd | 25 | 27 | 40 |
| warmteafgifte kapaciteit (kW) | 30 | 30 | 42,5 |
| aktiviteitsinhoud (Ci) op min. vervaltijd | $5,5 \cdot 10^6$ | $6,0 \cdot 10^6$ | $8,6 \cdot 10^6$ |
| γ -dosistempo (mrem/uur) | 10 | 10 | 10 |
| n-dosistempo (mrem/uur) | 10 | 10 | 10 |

Tabel 3.1 Containergegevens.

| HOEEVELHEID VLUCHTIGE RADIONUKLIDEN IN EEN CASTOR IIa CONTAINER (Ci) | | |
|---|----------------------|--|
| H-3 | 3,4 | gaprelease 0,1:gap escape 1,0: defekte staven 0,01 |
| Kr-85 | 51,0 | gaprelease 0,1:gap escape 1,0: defekte staven 0,01 |
| J-129 | $0,28 \cdot 10^{-3}$ | gaprelease 0,14:gap escape 1,0: defekte staven 0,01 |
| Cs-134 | 22 | (zie veiligheidsrapport) |
| Cs-137 | 17,4 | (zie veiligheidsrapport) |

Tabel 3.2 Vrijkomende hoeveelheden.

| aantal lekkende containers: 1 defecte brandstofstaven: 18 | | | STRALINGSBELASTING (REM) | | | | | |
|--|-------------|----------------|--------------------------|-----------|---------------------|---------------------|-----------|---------------------|
| | | | KORTDURENDE LOZING | | LANGDURIGE LOZING | | | |
| | | | omgeving | opslaghal | nederland | omgeving | opslaghal | nederland |
| γ-submersie | volwassenen | gehele lichaam | $0,4 \cdot 10^{-3}$ | | $1,8 \cdot 10^{-5}$ | $1,1 \cdot 10^{-4}$ | | $3,5 \cdot 10^{-6}$ |
| β-submersie | volwassenen | huid | $1,5 \cdot 10^{-3}$ | | $5,1 \cdot 10^{-6}$ | $6,5 \cdot 10^{-5}$ | | $1,8 \cdot 10^{-6}$ |
| inhalatie | volwassenen | gehele lichaam | 0,2 | | $6,8 \cdot 10^{-4}$ | $8,7 \cdot 10^{-3}$ | | $2,4 \cdot 10^{-4}$ |
| inhalatie | volwassenen | bot | 0,18 | | $6,3 \cdot 10^{-4}$ | $8,1 \cdot 10^{-3}$ | | $2,2 \cdot 10^{-4}$ |
| inhalatie | volwassenen | schildklier | $2 \cdot 10^{-4}$ | | $6,8 \cdot 10^{-7}$ | $8,8 \cdot 10^{-6}$ | | $2,4 \cdot 10^{-7}$ |
| inhalatie | kinderen | gehele lichaam | $4,2 \cdot 10^{-2}$ | | $1,2 \cdot 10^{-3}$ | $1,8 \cdot 10^{-3}$ | | $4,2 \cdot 10^{-4}$ |
| inhalatie | kinderen | bot | 0,4 | | $1,4 \cdot 10^{-3}$ | $1,7 \cdot 10^{-2}$ | | $4,8 \cdot 10^{-4}$ |
| inhalatie | kinderen | schildklier | $1,0 \cdot 10^{-4}$ | | $3,6 \cdot 10^{-7}$ | $4,6 \cdot 10^{-6}$ | | $1,3 \cdot 10^{-7}$ |
| ingestie (melk) | kinderen | schildklier | $4,7 \cdot 10^{-2}$ | | $1,6 \cdot 10^{-4}$ | $2,8 \cdot 10^{-3}$ | | $7,7 \cdot 10^{-5}$ |
| ingestie (melk) (hooivoeder) | kinderen | schildklier | $1,1 \cdot 10^{-1}$ | | $3,7 \cdot 10^{-4}$ | $5,5 \cdot 10^{-3}$ | | $1,5 \cdot 10^{-4}$ |
| bodemstraling | volwassenen | gehele lichaam | 1,25 | | $4,3 \cdot 10^{-3}$ | $5,5 \cdot 10^{-2}$ | | $1,5 \cdot 10^{-3}$ |

Tabel 3.3 Berekende stralingsbelasting
 ☉ berekend voor een verblijf van 1 jaar op besmette bodem.

KORTDURENDE LOZINGEN LANGDURIGE LOZINGEN

| | $\hat{\lambda}$ (s/m ³) | χ_{γ}^2 (s/m ²) | $\hat{\lambda}$ (s/m ³) | χ_{γ}^2 (s/m ²) |
|---------------------|--|--|--|--|
| 100m. vanaf lozing | $4,1 \cdot 10^{-4}$ | $5,4 \cdot 10^{-2}$ | $1,8 \cdot 10^{-5}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ |
| Nederland (≈16 km.) | $1,4 \cdot 10^{-6}$ | $2,6 \cdot 10^{-3}$ | $5,0 \cdot 10^{-7}$ | $5,0 \cdot 10^{-4}$ |

Tabel 3.4 Gebruikte verspreidingsfactoren.
 (lozingshoogte 20 meter)

| isotoop | g_{γ} | g_{β} | g_{inh} | | | | g_{ing} | g_{bodem} |
|---------|---|--|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|---|
| | geh.lich. rem.m ² ($\frac{rem}{Ci \cdot s}$) | huid rem.m ³ ($\frac{rem}{Ci \cdot s}$) | gehele lichaam | | bot | | schildklier | geh.lich. rem.m ² ($\frac{rem}{Ci \cdot s}$) |
| | | | volwas. | kinder. | volwas. | kinder. | volwas. | kinder. |
| Kr-85 | $3,4 \cdot 10^{-7}$ | $4,3 \cdot 10^{-2}$ | | | | | | |
| J-129 | $1,7 \cdot 10^{-5}$ | $7,0 \cdot 10^{-4}$ | $9,8 \cdot 10^3$ | $5,8 \cdot 10^4$ | | | $7,5 \cdot 10^6$ | $1,5 \cdot 10^7$ |
| Cs-134 | $2,5 \cdot 10^{-4}$ | $3,1 \cdot 10^{-2}$ | $6,8 \cdot 10^4$ | $5,2 \cdot 10^4$ | $4,1 \cdot 10^4$ | $3,4 \cdot 10^5$ | | $2,0 \cdot 10^7$ |
| Cs-137 | $8,8 \cdot 10^{-5}$ | $4,2 \cdot 10^{-2}$ | $3,4 \cdot 10^4$ | $3,2 \cdot 10^4$ | $5,9 \cdot 10^4$ | $4,9 \cdot 10^5$ | | $2,1 \cdot 10^{-4}$ |
| | | | | | | | | $3,9 \cdot 10^{-3}$ |
| | | | | | | | | $1,4 \cdot 10^{-3}$ |

Tabel 3.5 Gebruikte dosisfactoren.

Referenties hoofdstuk 3

1. W.J. Schmist-Küster, "Das Entsorgungskonzept der Bundesregierung", Atomwirtschaft, Juni 1980.
2. DWK, STEAG, "Transportbehälterlager AHAUS", Sicherheitsbericht, 1981.
3. INFCE, "Spent fuel management", Report of workinggroup 6, IAEA, Wenen, 1980
4. Bundesminister des Innern, "Allegemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer", GMBL, 1979.
5. "Radioökologische Auswirkungen der Emission Radioaktiven Stoffe aus den Trochenlager", Universität Bremen, 1981.
6. "Auch keine Zwischenlösung, Tagungsbericht des Atomüllzwischenlagerhearings in AHAUS am 13/14.9.1980", ÖKO-Institut, Hannover, 1981.
7. Atomwirtschaft, oktober 1981, pagina K.U., IV.
8. Rede/Gegenrede, Gorlebenhearing, 1979.

4.1 Inleiding

De geplande kerncentrale Emsland zal gesitueerd worden op een terrein bij de stad Lingen. De kleinste afstand tot de Nederlandse grens bedraagt ca. 20 km..

De centrale is van het gestandaardiseerde drukwaterreactortype (DWR) van de fabrikant Kraftwerkunion (KWU). In de BRD zijn reeds verscheidene van deze centrales in bedrijf of in aanbouw.

Het thermisch vermogen bedraagt ca. 3765 MW en het elektrisch vermogen ca. 1300 MW. Het totale uraniumgewicht in de reaktorkern bedraagt ca. 103 ton.

Het splijtstofopslagbassin voor bestraalde splijtstofelementen kan middels kompaktomslag 12/3 kernladingen bevatten (1).

In dit rapport zal geen uitgebreide technische beschrijving van de centrale gegeven worden. Voor een korte beschrijving wordt verwezen naar ref. 2 en ref. 3. Meer gedetailleerde informatie wordt gegeven in ref. 1.

Teneinde een vrij volledig beeld te krijgen van de mogelijke radiologische gevolgen bij lozingen van radioactieve stoffen zijn de routinematige lozingen (paragraaf 2), de lozingen bij storingen (paragraaf 3) en lozingen bij extreme ongevallen (paragraaf 4), afzonderlijk beschouwd.

Voor de bepaling van de stralingsbelasting ten gevolge van routinelozingen is uitgegaan van de in de vergunningsaanvragen genoemde maximale lozingshoeveelheden. De in het, door de fabrikant opgestelde, veiligheidsrapport genoemde storingen zijn als uitgangspunt gekozen voor de berekening van de gevolgen van het vrijkomen van grotere hoeveelheden radioactiviteit tijdens de 'beheerste' lozing bij storingen.

Uit het scala van ernstige ongevallen die in bijvoorbeeld WASH-1400 (4) en DRK (5) worden beschouwd, zijn twee ongevalstypen gekozen. De eerste betreft een kernsmeltingsongeval met een grote lozing van radioactieve stoffen (lozingscategorie FK-2 volgens DRK). Bij het tweede ongevalstype (lozingscategorie FK-7) treedt beschadiging van de splijtstofstaafomhullingen op, maar blijft

de reaktorkern door het functioneren van het noodkoelsysteem verder intact. Daardoor vindt lozing plaats van een geringere hoeveelheid radioactieve stoffen.

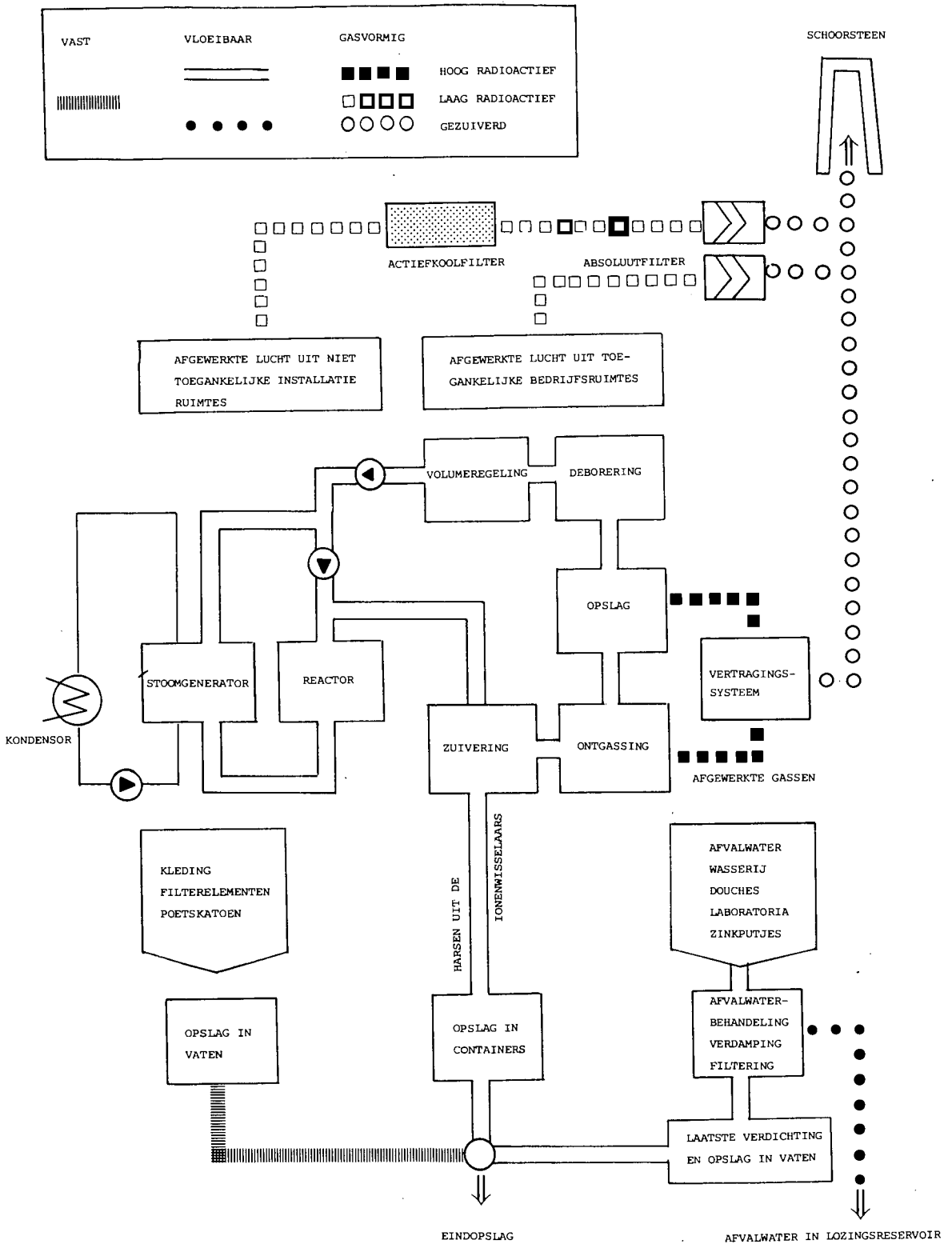
4.2 Routinelozingen

4.2.1 Inleiding

Deze paragraaf behandelt de routinelozingen van de geplande kerncentrale te Lingen. Eerst wordt een overzicht gegeven van de ontstaansbronnen van de te lozen radioactiviteit en van de hoeveelheden radioactieve stoffen waarvoor een lozingsvergunning is aangevraagd. Deze hoeveelheden zijn vergeleken met de lozinggegevens van enkele in bedrijf zijnde Duitse centrales. Vervolgens is de stralingsbelasting berekend die te verwachten is als de lozingen waarvoor vergunning is aangevraagd daadwerkelijk gerealiseerd worden. Deze berekeningen zijn uitgevoerd zowel voor de onmiddellijke omgeving van de centrale als voor het dichtstbijliggende punt op Nederlands grondgebied. Een eventuele (geringe) extra stralingsbelasting afkomstig van de stilgelegde kokendwater kerncentrale en van de brandstofelementenfabriek EXXON te Lingen is hierbij buiten beschouwing gelaten.

4.2.2 Overzicht van de geplande routinelozingen

Het in bedrijf zijn van een kerncentrale brengt met zich mee dat radioactieve stoffen in vaste, vloeibare en gasvormige vorm worden geproduceerd. Door speciale organisatorische en technische maatregelen worden de onvermijdelijke lozingen van deze radioactieve stoffen in de omgeving zo sterk mogelijk beperkt. Onderstaand schema (figuur 4.1) met een beknopte toelichting, geeft een overzicht van de lozingen.



Figuur 4.1 Stroomschema van de radioactieve stoffen in de kerncentrale te Lingen. (uitgezonderd reactorkern) (ref. 7.)

4.2.2.1 Toelichting bij routinelozingen (figuur 4.1)

Het reaktorgebouw is onderverdeeld in twee zones:

1. bedrijfsruimten die tijdens het in bedrijf zijn van de reaktor toegankelijk zijn,
2. niet toegankelijke bedrijfsruimten.

De ventilatie van de installatieruimten en bedrijfsruimten geschiedt in hoofdzaak via interne recirculatie. Op deze wijze kan het toevoeren van verse lucht en bijgevolg de lozing van afgewerkte lucht tot een minimum beperkt worden.

In de bedrijfsruimten zijn geen delen van het primaire circuit ondergebracht die onder hoge druk staan dan wel radioactieve vloeistof bevatten. Aldus is een verontreiniging van de lucht in deze ruimten grotendeels uitgesloten. In die ruimten waar installaties zijn opgesteld kan de lucht eventueel in sterkere mate radioactief worden verontreinigd via lekkages uit het reaktor-coelsysteem. Derhalve wordt een deel van deze luchtstroom permanent gefilterd.

De afgewerkte lucht uit de bedrijfsruimten en uit de ruimten waarin installaties zijn opgesteld wordt zo geleid, dat in de installatieruimten een onderdruk heerst ten opzichte van de bedrijfsruimten. Hiermee kan worden voorkomen dat lekkage plaatsvindt van eventuele besmette lucht uit de installatieruimten naar de bedrijfsruimten. Voordat de ventilatielucht via de 160 m hoge schoorsteen wordt uitgestoten, wordt deze gezuiverd door middel van aerosol- en jodiumfilters met een rendement van meer dan 99%.

Vanuit de andere luchtafvoerwegen in de gecontroleerde ruimten wordt een veelvoudige hoeveelheid lucht bijgemengd, waardoor de concentratie radioactiviteit in de afgevoerde lucht reeds voor de lozing in de atmosfeer sterk gereduceerd wordt.

Bij de kernsplitsing ontstaan in het primaire koelwatercircuit radioactieve splijtingsgassen die via de afgasinstallatie worden verwijderd. Daarbij worden deze gassen door een vertragingssysteem geleid en, voor zover ze daarbij niet reeds op grond van hun korte halveringstijden vervallen zijn, geloosd via de schoorsteen. De geplande vertragingstijd van tenminste 60 dagen

voor xenon zorgt ervoor dat de kort-levende xenon-isotopen voor de lozing vrijwel volledig vervallen zijn. De geloosde hoeveelheid van het isotoop xenon-133 wordt aanmerkelijk gereduceerd, terwijl krypton-85 wegens zijn langere halfwaardetijd vrijwel volledig via de schoorsteen wordt geloosd.

Aangezien het koelmiddel niet continu maar periodiek ontgast wordt, betekent dit dat deze bijdrage in de tussenliggende periode gering is.

4.2.2.2 Vloeibaar afval

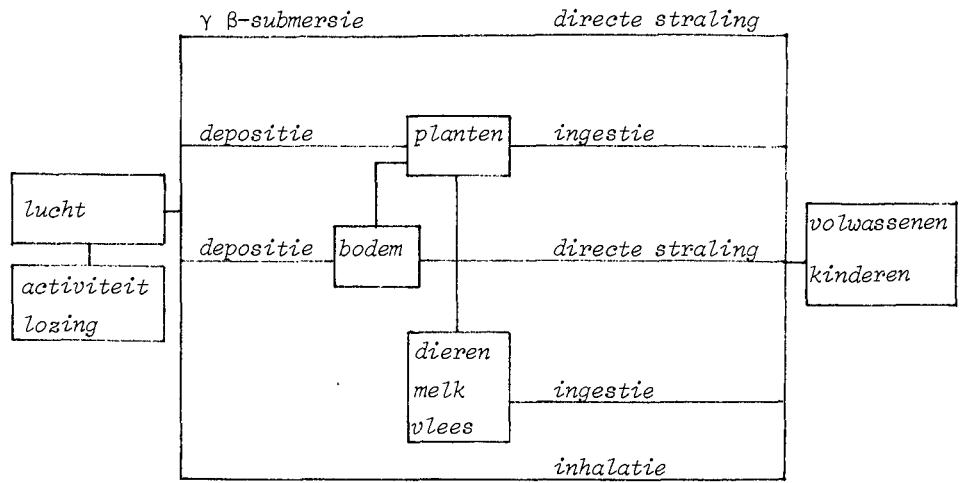
Het afgevoerde water uit het primaire circuit en de nukleaire hulp- en neveninstallaties heeft maximaal een even hoge specifieke aktiviteit als het primaire koelmiddel ($\approx 11 \text{ Ci/m}^3$).

De aktiviteit van het afgevoerde water uit laboratoria, ontsmettingsinstallaties, wasserij, douches, zinkputjes in de gebouwen en dergelijke is daarentegen aanmerkelijk kleiner ($\approx 0.01 \text{ Ci/m}^3$).

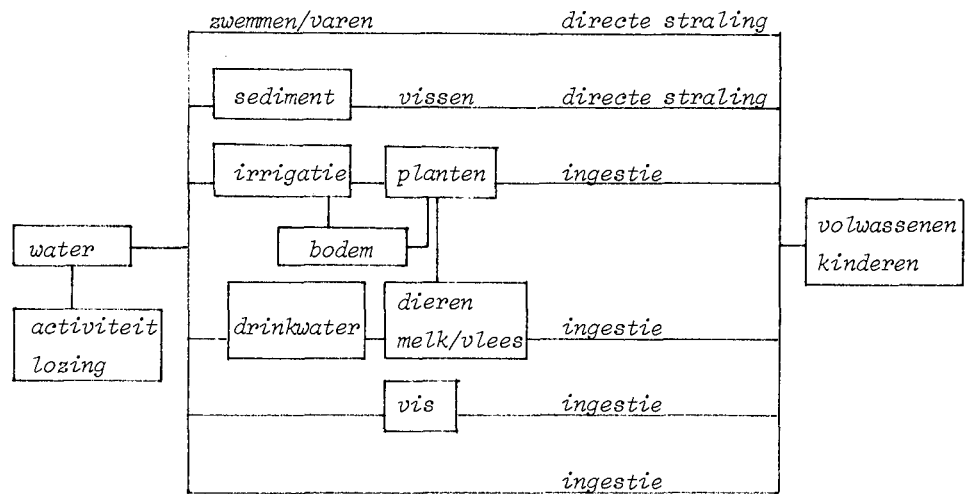
Al het radioactieve afvoerwater wordt in de afvoerwaterzuivering gezuiverd. Naargelang de aktiviteit van het afvoerwater, vindt reiniging in een filter of in een verdampingsinstallatie plaats.

Na het reinigen wordt het afvoerwater in bemonsteringstanks opgeslagen. De aktiviteit wordt aan de hand van een representatief monster gemeten.

Is de aktiviteit van het afvoerwater kleiner dan $5 \cdot 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$, dan wordt het afvoerwater via de lozingstanks, waar het met het spuiwater van de koeltorens vermengd wordt, afgegeven. In andere gevallen wordt het reinigingsproces herhaald.



Figuur 4.2 Expositiepaden bij lozingen via de atmosfeer



Figuur 4.3 Expositiepaden bij lozingen via het water

4.2.2.3 Vaste afval stoffen

Afgezien van de gebruikte splijtstofelementen, ontstaan ook andere radioactieve stoffen in vaste vorm. Deze zijn in essentie als volgt samengesteld: harsen uit ionenwisselaars, filter en filterresiduen, concentraten uit de verdampingsinstallatie voor afvalwater, poetsmiddelen, kledingstukken, e.d..

Deze afvalstoffen worden al naar gelang hun aard en besmettingsgraad, tesamen met bijmengstoffen opgeborgen in eenheidsvaten van 200 l, verpakt en dan in een vatenopslagplaats bewaard, totdat ze naar de daarvoor bestemde definitieve opslagplaats

kunnen worden afgevoerd. Per bedrijfsjaar wordt aldus ca. 5000 Ci aan vaste radioactieve stoffen verwerkt.

4.2.3 Stralingsbelasting door routinelozingen in de directe omgeving en voor het dichtsbijzijnde punt in Nederland

De routinelozingen omvatten de uitstoot van gasvormige radioactieve stoffen, via de schoorsteen, naar de atmosfeer en de afvoer van vloeibare activiteit naar de Ems. De op deze wijze in de omgeving verspreide radioactieve isotopen kunnen langs verschillende wegen - de expositiepaden - leiden tot een stralingsbelasting bij de mens. De in dit rapport beschouwde expositiepaden zijn voor beide typen lozingen schematisch weergegeven in figuur 4.2 en 4.3.

Een beschouwing over de mogelijke stralingsbelasting in de omgeving van de kerncentrale als gevolg van de routinelozingen is eerder gegeven door Glubrecht en Kühn (6), beide verbonden aan de universiteit van Hannover. In hun rapport vergelijken Glubrecht e.a. allereerst de (maximale) lozingshoeveelheden waarvoor vergunning is aangevraagd met de lozingsgegevens van reeds in bedrijf zijnde drukwatercentrales, in het bijzonder de Bibliscentrale, die van vergelijkbaar ontwerp is. De resultaten daarvan zijn samengevat in tabel 4.1 (pag. 77). Hieruit blijkt dat de aangevraagde lozingshoeveelheden voor een aantal isotopen (met name edelgassen en aerosolen) hoger is dan wat naar verhouding daadwerkelijk door een aantal andere centrales gemiddeld geloosd wordt. De daadwerkelijke lozingen van de vergelijkbare Biblis-centrale zijn zelfs aanzienlijk lager. Kennelijk is bij de vergunningsaanvraag een ruime marge aangehouden, bijvoorbeeld om in geval van toekomstige kleine lekkages niet te snel de vergunningswaarden te overschrijden.

In de tweede plaats berekenen Glubrecht e.a. de maximum stralingsbelasting die men door de aangevraagde routinelozingen kan oplopen. Ook het veiligheidsrapport geeft een schatting van de maximum stralingsbelasting in de omgeving. Beide resultaten zijn voor zowel de gasvormige als vloeibare lozingen in resp. tabel 4.2 en 4.3 weergegeven. In de tabellen zijn een aantal

expositiepaden onderscheiden, en zijn voor de inwendige bestraling een aantal organen gekozen die relatief het zwaarst worden belast (zie pag. 78). De in de tabellen gegeven waarden representeren de stralingsbelasting veroorzaakt door de gedurende één jaar geloosde hoeveelheid radioactiviteit. Voor de uitwendige stralingsbelasting (bijvoorbeeld gamma-straling uit de lucht of van de bodem en beta-straling uit de lucht) wordt de vermelde stralingsdosis in datzelfde jaar ontvangen. Daarentegen is de vermelde inwendige stralingsdosis, de dosis die men gedurende 50 jaar na inhalatie of ingestie ontvangt van de in dat jaar in lichaamsorganen opgenomen radioactieve isotopen. Voor isotopen met een halveringstijd die aanzienlijk kleiner is dan 1 jaar, (bijvoorbeeld Jodium-131 met een halveringstijd van 8 dagen) ontvangt men het grootste deel van deze stralingsdosis overigens binnen datzelfde jaar. De berekende stralingsdoses zijn jaargemiddelden. Bijvoorbeeld, ter bepaling van de belasting als gevolg van lozingen in de atmosfeer wordt eerst de concentratie van de radioactiviteit in de lucht en op de bodem berekend met behulp van langetermijn atmosferische verspreidingsmodellen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de beschikbare meteorologische gegevens over de, gemiddeld gedurende een jaar optredende weersomstandigheden (zowel qua aard, frequentie als duur). Vervolgens kan men dan de hieruit voortvloeiende stralingsbelasting bepalen voor omwonende personen, waarbij men rekening houdt met de in figuur 4.2 gegeven mogelijke expositiepaden.

De berekeningen van de stralingsbelasting zijn daarbij gebaseerd op de in ref. (9, 10 en 11) beschreven rekenmodellen. Met dezelfde rekenmodellen is de stralingsbelasting bepaald die het gevolg is van de routinelozingen in water, waarvoor de expositiepaden in figuur 4.3 zijn weergegeven.

De beschouwde 'ketens', van lozing tot bestraling van de mens, zijn opgebouwd uit verschillende stappen; bijvoorbeeld het neerslaan van radioactiviteit op de bodem, de opname van de diverse radioactieve stoffen in planten, de concentratie van radioactiviteit in melk die gedronken wordt of in vlees dat gegeten wordt, enz..

| GASVORMIGE LOZINGEN isotopensoort | lozings- aanvraag (Ci/a) | gemiddelde internatio- naal (Ci/a) ⁰ | max.lozingen Biblis A,B (Ci/a) | |
|--------------------------------------|--------------------------------|---|-----------------------------------|---------------|
| | | | Biblis A | Biblis B |
| edelgassen (Xe,Kr) | 50.000 | 19.500 | 1680 (1975) | 4100 (1977) |
| activeringsprod. | - | - | - | - |
| tritium H3 | 48 | 260 | 51 (1978) | 18 (1977) |
| koolstof C14 | - | 6,5 ⁰⁰ | - | - |
| jodium | 0,5 | 0,65 | 0,013 (1976) | 0,0097 (1976) |
| aerosolen (Rb88, Cr51) | 1 | 0,65 | 0,028 (1976) | 0,004 (1977) |

| VLOEIBARE LOZINGEN isotopensoort | lozings- aanvraag (Ci/a) | gemiddelde internatio- naal (Ci/a) | max.lozingen Biblis A,B (Ci/a) | |
|---|--------------------------------|--|-----------------------------------|-------------|
| | | | Biblis A | Biblis B |
| tritium H3 | 1300 | 2600 | 345 (1978) | 400 (1978) |
| overigen Co58,Co60 Cs134/137,J131,Cr51 Mn54,Sb124 | 1 | 10,4 | 0,74 (1975) | 0,29 (1976) |

TABEL: 4.1 Vergelijking tussen aangevraagde lozingshoeveelheden en lozingen van in bedrijf zijnde PWR-centrales.

⁰ berekend op basis van genormeerde aktiviteitslozing (Ci/MW.a) (ref.6)

⁰⁰ gemiddelde van drie centrales (Biblis, Stade, Obrigheim) (ref.6)

Bij al deze stappen moeten aannames worden gemaakt over de hoeveelheden radioactiviteit die in de diverse stappen worden 'overgedragen', m.a.w. betreffende de transfer-factoren. De transfer-factor van bodem naar planten is onder andere afhankelijk van de grondsoort en van de aanwezigheid van mineralen. Deze transferfactoren, waarvoor gemiddelde waarden zijn gekozen, vormen daarmee tevens een factor van onzekerheid in de berekende stralingsbelasting.

| EXPOSITIEPAD | BEVOLKINGSGROEP | ORGAAN | LIGGING PUNT MET | | STRALINGSBELASTING (MREM/A) | | STRALINGSBELASTING (MREM/A) IN NEDERLAND SECTOR WEST 20 KM |
|---------------|-----------------|-------------|-----------------------------|-------------|-------------------------------|--------------------------|--|
| | | | MAXIMUM BELASTING SECTOR | AFSTAND (M) | OP MAXIMALE PUNT GLUBRECHT | VEILIGHEIDSSSTUDIE | |
| β-submersie | volwassenen | huid | ONO ⁰ | 800 | $6,2 \cdot 10^{-2}$ | $4,3 \cdot 10^{-4^{00}}$ | $2,7 \cdot 10^{-3}$ |
| γ-submersie | volwassenen | tot.lichaam | ONO | 200 | 0,9 | 1,3 | $3,8 \cdot 10^{-3}$ |
| bodemstraling | volwassenen | tot.lichaam | NNO | 200 | 0,96 | 0,83 | $8,6 \cdot 10^{-3}$ |
| inhalatie | volwassenen | tot.lichaam | ONO | 800 | $8,5 \cdot 10^{-4}$ | $3,8 \cdot 10^{-6^{00}}$ | $3,7 \cdot 10^{-5}$ |
| | kinderen | tot.lichaam | ONO | 800 | $2,7 \cdot 10^{-4}$ | $7,5 \cdot 10^{-7^{00}}$ | $1,2 \cdot 10^{-5}$ |
| melk | kinderen | schildklier | NNO | 800 | 9,0 | 7,2 | 0,41 |
| ingestie | volwassenen | bot | NNO | 200 | 1,4 | 1,4 | $1,9 \cdot 10^{-2}$ |

TABEL 4.2 Stralingsbelasting door routinelozingen in de atmosfeer.

| EXPOSITIEPAD | BEVOLKINGSGROEP | ORGAAN | LIGGING PUNT MET | | STRALINGSBELASTING (MREM/A) | |
|--------------|-----------------|-------------|-------------------|--|-----------------------------|---------------------|
| | | | MAXIMUM BELASTING | | GLUBRECHT | VEILIGHEIDSSSTUDIE |
| sediment | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | 2,0 | 0,22 |
| drinkwater | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | 0,14 | 0,13 |
| viscons. | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | 0,78 | 0,26 |
| drinkw+melk | kinderen | schildklier | lozingspunt | | 0,31 | 0,34 |
| drinkw+vlees | volwassenen | maag/darm | lozingspunt | | $2,2 \cdot 10^{-2}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ |
| irrig.+melk | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | $3,7 \cdot 10^{-2}$ | $6,5 \cdot 10^{-2}$ |
| irrig.+vlees | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | $1,6 \cdot 10^{-2}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ |
| irrig.+plant | volwassenen | tot.lichaam | lozingspunt | | $8,0 \cdot 10^{-2}$ | $9,0 \cdot 10^{-2}$ |

TABEL 4.3: Stralingsbelasting door routinelozingen in het water.

⁰ ONO: richting oost-noord-oost

⁰⁰ berekend op een afstand van 200 meter van het lozingspunt

Opgemerkt moet nog worden dat de gebruikte rekenmodellen van ref. (9,10 en 11) voor het bepalen van de inwendige stralingsbelasting, uitgaan van de radiologische modellen van het rapport ICRP-2 van de International Commission on Radiation Protection dat stamt uit 1959. Deze modellen verschillen van de radiologische modellen van de Rasmussenstudie, die bij het berekenen van de consequenties van ongevallen, verder op in dit hoofdstuk, zijn gebruikt.

Bij de berekeningen wordt niet uitgegaan van de "werkelijk" te lozen radioactieve mengsels, maar van "modelmengsels", die qua samenstelling en stralingsbelasting representatief geacht worden te zijn voor de te verwachten lozingen (tabel 4.5) (zie pag. 81). De aangegeven stralingsbelasting geldt voor die punten in de omgeving van de centrale, waar deze voor de betreffende expositieweg maximaal is. De ligging van dit punt is in tabel 4.2 aangegeven. Voor de lozingen via water is de stralingsbelasting maximaal direct bij het lozingspunt in de Ems. Uit tabel 4.2 en 4.3 blijkt dat er voor een aantal expositiepaden aanzienlijke verschillen zijn tussen de door Glubrecht en de in het veiligheidsrapport berekende maximale stralingsbelasting. De oorzaak voor de verschillen in tabel 4.2 is vermoedelijk dat de belasting in beide rapporten niet op dezelfde punten in de omgeving van de centrale is bepaald. De oorzaak voor de verschillen in stralingsbelasting als gevolg van lozingen in het water, zijn niet uit het veiligheidsrapport (ref.1) te achterhalen.

Hoewel de door Glubrecht berekende waarden soms meer dan 100 maal zo groot zijn gaat het om waarden die slechts zeer gering, namelijk een fractie van een millirem, zijn. Voor de grotere stralingsdoses, bijvoorbeeld de berekende schildklierdosis van 9 millirem bij kinderen, komen de waarden in het veiligheidsrapport ongeveer overeen met die in Glubrechts rapport. Mede op basis van Glubrechts resultaten en m.b.v. de genoemde rekenmodellen van ref. (9,10 en 11) is door de samenstellers van dit rapport een schatting gemaakt van de stralingsbelasting voor het dichtsbijzijnde punt in Nederland ten gevolge van de lozingen

via de lucht. De resultaten hiervan zijn weergegeven in de laatste kolom van tabel 4.2. In tabel 4.4 zijn de totale stralingsdoses via verschillende expositiepaden, per orgaan afzonderlijk gegeven, tezamen met de meest relevante, d.w.z. de grootste stralingsbijdrage leverende, expositiepaden.

Uit deze tabel blijkt dat de grootste stralingsdosis (0.4 millirem per jaar) te verwachten is in de schildklier van kinderen, indien zij de melk drinken van koeien uit hun direkte omgeving.

Een schatting van de stralingsbelasting in Nederland door de lozingen via het water is niet gemaakt. Deze lozingsroute is ook minder relevant daar in de huidige situatie het afgevoerde water uit de centrale pas in het Eems-Dollard-gebied op Nederlands grondgebied komt. De radiobiologische gevolgen voor het Waddengebied zijn overigens niet onderzocht.

Daarnaast is, naar verondersteld mag worden, de consumptie in Nederland van levensmiddelen, afkomstig uit het gebied rondom Lingen, gering, zodat hieruit geen stralingsbelasting voor Nederland voortvloeit (zie figuur 4.3). Ook een eventuele grondwaterverontreiniging bij de centrale is voor Nederland minder relevant, aangezien de omgeving van de centrale te Lingen wordt ontwaterd via de Ems, en niet via de Vecht. Bovendien is op de vestigingsplaats van de centrale de grondwaterstroming in de richting van de Ems.

| STRALINGSBELASTING IN ENKELE ORGANEN BIJ LOZINGEN VIA DE ATMOSFEER (mrem/a) | | |
|--|-----------------------------|--|
| orgaan | omgeving van de centrale | Nederland 20 km. |
| <u>totale lichaam</u> | | |
| γ-submersie | 0,9 | $3,8 \cdot 10^{-3}$ |
| bodemstraling | 0,96 | $8,6 \cdot 10^{-3}$ |
| ingestie | <u>0,3</u> + | $\frac{6,4 \cdot 10^{-3}}{19 \cdot 10^{-3}}$ + |
| | 2,2 | |
| <u>huid</u> | | |
| β-submersie | $6,2 \cdot 10^{-2}$ | $2,7 \cdot 10^{-3}$ |
| <u>bot</u> | | |
| ingestie | 1,4 | $1,9 \cdot 10^{-2}$ |
| <u>schildklier</u> | | |
| ingestie | 9,0 | 0,41 |

Tabel 4.4: Stralingsbelasting in enkele organen.

| MODELMENGSELS | | | | |
|------------------------|-------------|--------------------|------------|---------|
| lozingen via atmosfeer | | lozingen via water | | |
| isotoop | percentage | isotoop | percentage | |
| <u>edelgassen</u> | (ref.1,6,7) | | (ref.1,7) | (ref.6) |
| Kr 85m | 2 | Co 58 | - | 19 |
| Kr 85 | 2 | Co 60 | 25 | 20 |
| Kr 87 | 1 | Sr 90 | 1 | 1 |
| Kr 88 | 2,5 | Ag 110m | 20 | - |
| Xe 131m | 2 | J 131 | 15 | 10 |
| Xe 133 | 80 | Cs 134 | 20 | 20 |
| Xe 135 | 10 | Cs 137 | 19 | 30 |
| Xe 138 | 0,5 | | | |
| <u>aerosolen</u> | | | | |
| Co 58 | 25 | | | |
| Co 60 | 35 | | | |
| Sr 90 | 1 | | | |
| Cs 134 | 10 | | | |
| Cs 137 | 25 | | | |
| Ce 144 | 4 | | | |
| Pu 239/240 | 0,01 | | | |

Tabel 4.5: Modelmengsels gebruikt bij de stralingsbelasting-berekeningen

4.3 Storingen

4.3.1 Inleiding

Het veiligheidsrapport van de centrale te Lingen besteedt aandacht aan een breed scala van mogelijke storingen. Aan de hand van gepostuleerde, denkbare, initiërende gebeurtenissen, bijvoorbeeld een leidingbreuk, beschrijft het rapport het verloop van de storingen, het ingrijpen van de veiligheidssystemen en eventuele gevolgen voor de omgeving. In het kader van de vergunningsverleningsprocedure wordt met een dergelijke analyse beoogd de doelmatigheid en doeltreffendheid van de in het ontwerp voorziene veiligheidssystemen aan te tonen, en mogelijke radiologische gevolgen van de omgeving te onderzoeken.

Daarbij dient te worden opgemerkt dat het veiligheidsrapport alleen storingssituaties beschouwt die beheersbaar blijven. Dit veronderstelt dat het veiligheidssysteem beschikbaar is en goed zal functioneren. In deze situaties vindt dan slechts een min of meer gecontroleerde lozing van radioactieve stoffen plaats. M.a.w. de onderzochte storingen leiden niet tot extreme ongevallen, zoals het smelten van de reaktorkern waarbij zeer grote hoeveelheden radioactiviteit vrijkomen in de omgeving. Dergelijke ongevallen worden wel beschouwd in bv. de DRK-studie (5) en WASH-1400 (4). De gevolgen van dergelijke ongevallen komen in paragraaf 4 van dit hoofdstuk aan de orde. In hoofdstuk 7 wordt daarnaast nog ingegaan op de mogelijkheid van optreden van extreme ongevallen. Uit het veiligheidsrapport blijkt verder dat niet alle daarin geanalyseerde storingen directe lozingen van radioactieve stoffen in de omgeving tot gevolg hebben.

4.3.2 Kort overzicht van storingen

Een globale indeling van mogelijke storingen kan gemaakt worden op grond van hun oorzaken. Storingen kunnen zowel intern veroorzaakt worden bijvoorbeeld door het technisch falen van bepaalde systemen (bijvoorbeeld leidingbreuken), als wel een externe oorzaak hebben, zoals het neerstorten van vliegtuigen, aardbevingen etc..

In het ontwerp van de installatie zijn maatregelen getroffen om de installatie tegen invloeden van buitenaf te beschermen. Speciaal worden die delen van de installatie beschermd die ervoor zorgen dat de reaktor uitgeschakeld kan worden, die de vervalwarmte afvoeren en die het vrijkomen van radioactieve stoffen verhinderen of beperken. Zo zijn het reaktorgebouw en het noodvoedingsgebouw bouwtechnisch zodanig gekonstrueerd dat de theoretisch voorspelde belastingen die zouden optreden bij het neerstorten van vliegtuigen, volgens het ontwerp kunnen worden opgevangen. De nakoelsystemen die redundant zijn uitgevoerd worden ruimtelijk van elkaar gescheiden, zodat de kans op een gelijktijdige vernieling wordt gereduceerd. Eveneens zijn bouwtechnische maatregelen getroffen om de belangrijkste delen van de installatie tegen drukgolven die bij deflagraties van gasmengsels gegenereerd kunnen worden te beschermen. Ook tegen belastingen als gevolg van aardbevingen met een kracht zoals die te Lingen te verwachten zijn, zijn bouwtechnische voorzieningen getroffen. Hier zal niet worden ingegaan op de vraag of storingen die door deze externe invloeden worden veroorzaakt altijd door de getroffen veiligheidsmaatregelen voldoende beheerst kunnen worden (zie ook hoofdstuk 7).

Zoals reeds eerder opgemerkt, wordt in het veiligheidsrapport een breed scala van interne storingen geanalyseerd. Van speciaal belang zijn hierbij storingen waarbij de mogelijkheid bestaat dat de reaktorkern in temperatuur wordt verhoogd, omdat deze kunnen leiden tot een sterker vrijkomen van radioactieve stoffen uit de reaktorkern. Daarnaast zijn storingen in de andere, radioactiviteit bevattende systemen, zoals het splijtstofelementenopslagbassin, het koelmiddelontgassingssysteem, en het afvalwatersysteem van belang. Een temperatuurverhoging van de reaktorkern kan optreden bij storingen waarbij koelmiddelverlies optreedt zoals leidingbreuk in het primair koelcircuit en bij zogenaamde transientenstoringen. De transientenstoringen zijn storingen die optreden als door variaties in warmte produktie van de kern en/of de warmte afvoer van het koelmiddel de evenwichtssituatie verstoord

wordt, zonder dat er sprake is van koelmiddelverlies.

De volgende typen transientenstoringen worden in het veiligheidsrapport geanalyseerd.

1. reaktiviteitsstoringen: storingen waarbij het geleverde vermogen in de kern te hoog wordt. Voorbeelden van dergelijke storingen zijn: een ongecontroleerd bewegen of uitstoten van regelstaven, en een onbedoelde vermindering van het boriumgehalte in het reaktorkoelmiddel.
2. bedrijfsstoringen, waarbij de koeling van de kern wordt verminderd, zoals het uitval- len van één of meer koelmiddelpompen.
3. storingen in het secundaire koelsysteem, waar- bij de balans tussen warmteproductie in de kern de warmteafvoer wordt verstoord, zoals leiding- breuken in de hoofdvoedingswaterleiding, breuk in de hoofdstoomleiding en breuk van verwarmings- buizen in de stoomgenerator.

De onder 1) en 2) genoemde storingen kunnen leiden tot een hogere temperatuur van de brandstofstaven, waardoor een verhoogd vrijkomen van radioactieve splijtingsprodukten in de holttes van de brandstof- staven zal optreden. Voor beschadigde splijtstof- staven heeft dit een verhoogde lekkage naar het primaire koelmiddel tot gevolg, maar dit zal op zich niet tot direkte lozingen van radionukliden in de omgeving leiden. De onder 3) genoemde storing- en kunnen wel leiden tot het vrijkomen van radio- aktiviteit in de omgeving.

4.3.3 Stralingsbelasting in de omgeving van de centrale bij enkele storingen

4.3.3.1 Na dit korte overzicht van mogelijke typen storingen wordt in de volgende paragraaf meer specifiek ingegaan op een aantal van die storingen waarbij radioactieve stoffen in de omgeving kunnen vrijkomen. Daarbij wordt aangegeven hoeveel radio- aktiviteit volgens de berekeningen van het veilig- heidsrapport maximaal kan vrijkomen. De stralings- belasting voor een aantal punten in de direkte omgeving van de centrale en voor het dichtsbijzijn- de punt in Nederland zijn berekend en voor de be- schouwde storingen samengevat weergegeven in tabel 4.6. De hierbij gebruikte berekeningsmodellen zijn

in ref. (11) uitgebreid beschreven, zodat in dit rapport met een korte toelichting in appendix I wordt volstaan. In deze appendix worden tevens enkele rekenvoorbeelden gegeven.

Opmerkelijk is dat in het veiligheidsrapport niet ingegaan wordt op de stralingsbelasting via de expositieweg: lucht-gras-koe-melk-mens. Deze levert verreweg de grootste bijdrage tot de totale stralingsbelasting.

4.3.3.2 Beschrijving van enkele storingen

4.3.3.2.1 Breuk van een verwarmingspijp in een stoomgenerator

Bij een breuk van een van de verwarmingspijpen in de stoomgenerator kunnen (direkt) radioactieve stoffen die zich tijdens normaal bedrijf in het primaire koelmiddel, als gevolg van lekkages uit de brandstofstaven, bevinden, terechtkomen in het secundaire systeem. Daar een toename in activiteit in het secundaire circuit gemeten kan worden, wordt bij overschrijding van een bepaalde grenswaarde van de activiteit de reaktor uitgeschakeld. Indien de druk zowel in het primaire als in het secundaire circuit zodanig gedaald is dat de veiligheidsventielen aan de stoomzijde niet aangesproken worden, wordt de stoomgenerator afgesloten, waardoor een verdere lekkage van activiteit naar het secundaire circuit wordt verhinderd. De tijdens de storing in de turbinekondensor verzamelde activiteit wordt door kondensorafzuiging via de schoorsteen, gecontroleerd in de omgeving geloosd. In totaal komt volgens het veiligheidsrapport ± 10 ton primair koelmiddel in het secundaire circuit terecht. De zich daarin bevindende edelgassen worden vrijwel geheel geloosd. Van de jodium-, strontium-, en cesiumisotopen komt volgens het veiligheidsrapport ongeveer $\frac{1}{1000}$ deel in de omgeving terecht. Op basis van de in het veiligheidsrapport gegeven specifieke activiteit in het primaire koelmiddel worden bij deze storingen ongeveer 530 Ci aan edelgasisotopen en 0.180 Ci aan jodiumisotopen geloosd. De berekende maximale stralingsbelasting op verschillende afstanden tot de centrale is gegeven in tabel 4.6 (eerste rij) (zie pag. 90).

4.3.3.2.2 Afblazen van stoom bij een breuk in een stoomleiding of bij een noodstroomsituatie

Door allerlei kleinere lekkages kunnen vanuit het primaire circuit radioactieve stoffen in het secundaire circuit terecht komen. Een breuk in het secundaire circuit, bijvoorbeeld in de stoomleiding, heeft dan ook tot gevolg dat een gedeelte van deze radioactieve stoffen via het afblazen van de stoom in de omgeving terecht kunnen komen. Ook in een noodstroomsituatie komt radioactief verontreinigde stoom in de omgeving terecht. De vervalwarmte, die nog steeds geproduceerd wordt na het uitschakelen van de reaktor wordt in een noodstroomsituatie, wegens het niet beschikbaar zijn van de kondensor in eerste instantie afgevoerd door middel van het afblazen van damp aan secundaire zijde. Pas na verloop van tijd kan de reaktor nagekoeld worden door middel van de daarvoor bestemde nakoelingsketens. In een langdurige noodstroomsituatie komt ± 640 ton damp in de omgeving terecht. Indien uitgegaan wordt van de in het veiligheidsrapport weergegeven specifieke activiteit in de stoom dan komt dit overeen met een lozing van ± 0.022 Ci aan edelgassen en ± 7.7 mCi aan jodiumisotopen. De hoeveelheid radioactiviteit die bij een leidingbreuk in de stoomleiding vrijkomt hangt af van de plaats van de breuk en hangt tevens af van mogelijke breuken van verwarmingspijpen in de stoomgenerator, die als gevolg van de stoomleidingbreuk kunnen optreden. In het laatste geval kan namelijk primair koelmiddel in de omgeving terecht komen. Indien geen verwarmingspijpbreuken optreden kan ± 21 ton damp in de omgeving terecht komen, d.w.z. ongeveer 0.7 mCi edelgassen en ± 0.3 mCi jodiumisotopen. De bijbehorende maximale stralingsbelasting is, voor verschillende afstanden tot de centrale, gegeven in tabel 4.6 (tweede rij).

4.3.3.2.3 Breuk in een hoofdkoelmiddelleiding

Bij een breuk in de hoofdkoelmiddelleiding, wat lange tijd als "het maximaal denkbare ongeval" werd beschouwd, stroomt primair koelmiddel uit de leiding, in de veiligheidsom-

hulling binnen. Een gedeelte van de zich in het koelmiddel bevindende radioactieve stoffen kunnen hierbij vrijkomen. Daarnaast komen tijdens deze storing radioactieve splijtingsprodukten vrij uit de brandstofstaven, daar de temperatuur van deze staven aanzienlijk toeneemt, vanwege het wegvallen van de koeling. In de veiligheidsomhulling wordt tijdens de storing een overdruk opgebouwd die leidt tot lekkage via kabeldoorvoeren e.d. uit de veiligheidsomhulling in de ringvormige tussenruimte van de veiligheidsomhulling en het betonnen schild. Daar een gedeelte via het lekafzuigstelsel weer uit de ringruimte wordt teruggepompt in de veiligheidsomhulling, komt volgens het veiligheidsrapport slechts een gedeelte van de radioactieve stoffen uit de ringruimte, via de filterinstallaties en de schoorsteen, in de omgeving terecht.

Daarnaast veroorzaken de in de veiligheidsomhulling bevindende radioactieve stoffen een direkte straling die door de afschermdende werking van veiligheids- en betonomhulling slechts in de onmiddellijke omgeving van de centrale merkbaar is. De toegankelijkheid van de centrale wordt natuurlijk aanzienlijk beperkt.

Hier zal niet worden ingegaan op de zeer complexe afloop van de fysische en mechanische processen die tijdens deze storing optreden. Deze worden uitgebreid in het veiligheidsrapport beschreven.

In het veiligheidsrapport wordt gerekend met een lozingsperiode van radioactieve stoffen in de omgeving die 24 uur duurt.

Hierbij komen in totaal \pm 6500 Ci-edelgas-isotopen en \pm 12 Ci jodium isotopen (de gegeven waarden zijn niet gekorrigeerd voor radioactief verval) vrij, waarvan ongeveer de helft gedurende de eerste 8 uur. De berekende maximale stralingsbelasting is in tabel 4.6 (derde rij) gegeven.

4.3.3.2.4 Storingen in het ontgassingssysteem

Tijdens normaal bedrijf komen radioactieve splijtingsprodukten in het primaire koelmiddel vrij. Deze worden normaal door het ontgassingssysteem uit het koelmiddel verwijderd en via het afvalgassysteem gecontroleerd geloosd.

Indien als extreem geval verondersteld wordt dat het afvalgassysteem volledig faalt, komen alle

zich daarin bevindende radioactieve gassen via de schoorsteen in de omgeving vrij. Dit kunnen ongeveer 10600 Ci edelgassen zijn indien verder verondersteld wordt dat het primaire koelmiddel voorheen een jaar lang niet ontgast is. De berekende stralingsbelasting is vermeld in tabel 4.6 (vierde rij).

4.3.3.2.5 Storing in een afvalwaterverdamer

Het afvalwater van de centrale wordt tijdens normaal bedrijf o.a. middels een verdampingsinstallatie gezuiverd. Het ingedampte concentraat blijft hierbij in de verdampers achter. Als storing wordt een lek in de verdamer aangenomen, waardoor het concentraat uitstroomt en via het ontwateringssysteem van het gebouw wordt verwijderd. Hierbij kunnen de meer vluchtige radioactieve stoffen gedeeltelijk vrijkomen. Deze worden ongefilterd via de schoorsteen geloosd. Indien aangenomen wordt dat de verdamer 14 dagen heeft gewerkt en een tiende gedeelte van de vluchtige radionucliden vrijkomen, wordt in het veiligheidsrapport gerekend met een lozing in de omgeving van ≈ 0.02 Ci J, ≈ 0.05 Ci Sr, ≈ 0.08 Ci Cs 137 van een mengsel radionucliden met een activiteit van ongeveer 0.42 Ci. Voor de berekende stralingsbelasting wordt verwezen naar tabel 4.6 (vijfde rij).

4.3.3.2.6 Storing tijdens de wisseling van splijtstofelementen

Bij deze storing wordt tijdens het wisselen van de splijtstofelementen een falen van de splijtstofwisselmachine verondersteld, waardoor een splijtstofelement uit de machine valt en beschadigd raakt. Gedurende normaal bedrijf hebben zich radioactieve splijtingsprodukten opgehoopt in de staven. Hoeveel van deze radionucliden uiteindelijk in de omgeving vrijkomen wordt grotendeels bepaald door het aantal beschadigde brandstofstaven, het percentage radionucliden dat uit de brandstofstaven en het opslagbasin vrijkomt in de bedrijfsruimteatmosfeer en de tijd die verstrijkt voordat de ontluchtungskleppen van de bedrijfsruimte worden gesloten.

Het veiligheidsrapport berekent, ervan uitgaande dat alle 236 splijtstaven van een splijtstofelement worden beschadigd een maximale lozing van ongeveer 90.000 Ci edelgassen en 4 mCi jodiumisotopen. Worden de ontluchtungskleppen na 5 minuten gesloten dan bedraagt de lozing bij deze storing ongeveer 8880 Ci edelgassen en 0.4 mCi aan jodiumisotopen. Tabel 4.6 geeft de berekende stralingsbelasting (zesde rij).

4.3.3.2.7 Stralingsbelasting bij storingen

Uit tabel 4.6 blijkt dat de radiologische gevolgen van de onderzochte storingen, waarbij voornamelijk edelgassen en jodiumisotopen vrijkomen, voor Nederland beperkt zijn. Bij geen enkele storing worden de noodreferentienivo's van de Gezondheidsraad, die in de volgende paragraaf ter sprake zullen komen, overschreden. De in Nederland mogelijke stralingsdoses zijn laag en liggen bij de meeste storingen hooguit in de orde van grootte van een millirem. Een uitzondering hierop is de storing "breuk in een hoofdkoelmiddelleiding", waarbij via het expositiepad koe-melk-kind een aanzienlijk hogere schildklierdosis mogelijk is.

Tot slot van deze paragraaf wordt nog kort ingegaan op het ongeval in de kernreactor te Harrisburg. Dit ongeval vormt wat betreft verloop en lozing een overgang tussen de in dit rapport behandelde storingen en de ongevallen die in de volgende paragraaf besproken zullen worden. Hier zal geen uitgebreide beschrijving van het verloop van het ongeval gegeven worden. Daarvoor wordt verwezen naar ref. (23,24). Hier wordt volstaan met enkele opmerkingen.

Weliswaar betreft het ongeval een in het veiligheidsrapport van de Harrisburgcentrale onderkende en geanalyseerde storing (namelijk verlies aan voedingswater in het secundair circuit) maar door menselijke fouten vond een doeltreffende werking van de veiligheidsvoorzieningen niet plaats. Bij het ongeval is geen sprake geweest van een kernsmelt, hoewel door een aanzienlijke oververhitting van de kern veel van de splijtstofomhullingen, naar men aanneemt, gebarsten of vervormd zijn.

| STORING | LOZINGSHOEVEELHEID (Ci) | | HOOGTE (M) | STALINGSBELASTING (MREM/A) OP | | | | ORGAAN | EXPOSITIEPAD |
|---|-------------------------|------------|------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------------|---------------------|
| | | | | 300 m | 500 m | 5000 m | 20.000 m | | |
| breuk verwarmings- pijp stoomgene- rator. (4.3.3.2.1) | 530 | edelgassen | 160 | $1,9 \cdot 10^{-1}$ | $2,5 \cdot 10^{-1}$ | $7,6 \cdot 10^{-2}$ | $2,3 \cdot 10^{-2}$ | tot.lich. | γ -submersie |
| | 0,18 | jodium | | $1,0 \cdot 10^{-1}$ | $2,0 \cdot 10^{-1}$ | $7,0 \cdot 10^{-2}$ | $1,6 \cdot 10^{-2}$ | huid | β -submersie |
| | | | | $9,8 \cdot 10^{-2}$ | $1,9 \cdot 10^{-1}$ | $6,9 \cdot 10^{-2}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ | schildklier | inhalatie |
| noodstroom- situatie (4.3.3.2.2) | 0,022 | edelgassen | 30 | $5,4 \cdot 10^{-4}$ | $4,2 \cdot 10^{-4}$ | $6,2 \cdot 10^{-5}$ | $2,7 \cdot 10^{-5}$ | tot.lich. | γ -submersie |
| | $7,7 \cdot 10^{-3}$ | jodium | | $9,7 \cdot 10^{-4}$ | $5,9 \cdot 10^{-4}$ | $4,9 \cdot 10^{-5}$ | $8,9 \cdot 10^{-6}$ | huid | β -submersie |
| | | | | $1,4 \cdot 10^{-1}$ | $8,3 \cdot 10^{-2}$ | $6,8 \cdot 10^{-3}$ | $1,3 \cdot 10^{-3}$ | schildklier | inhalatie |
| breuk in een hoofdkoelmiddel- leiding (4.3.3.2.3) | 6500 | edelgassen | 160 | 2,8 | 3,7 | 0,8 | 0,25 | tot.lich. | γ -submersie |
| | 12 | jodium | | 1,4 | 2,7 | 0,66 | 0,15 | huid | β -submersie |
| | | | | 7,7 | 15,1 | 3,8 | 0,85 | schildklier | inhalatie |
| | | | | 1760 | 3450 | 870 | 190 | schildklier | koe-melk-kind |
| ontgassings- systeem(4.3.3.2.4) | 10600 | edelgassen | 160 | 2,9 | 3,7 | 1,1 | 0,33 | tot.lich. | γ -submersie |
| | | | | 1,6 | 3,1 | 1,1 | 0,25 | huid | β -submersie |
| afvalwater- verdamer (4.3.3.4.5) | 0,29 | jodium | 160 | $8,1 \cdot 10^{-2}$ | $1,6 \cdot 10^{-1}$ | $5,7 \cdot 10^{-2}$ | $1,3 \cdot 10^{-2}$ | schildklier | inhalatie |
| | 0.05 | strontium | | $2,1 \cdot 10^{-2}$ | $4,2 \cdot 10^{-2}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ | $3,3 \cdot 10^{-3}$ | bot | inhalatie |
| | 0.08 | cesium | | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | $2,2 \cdot 10^{-2}$ | $8,0 \cdot 10^{-3}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ | tot.lich. | inhalatie |
| wisseling splitsstofstaven (4.3.3.2.6) | 90000 | edelgassen | 160 | 13,2 | 17,4 | 5,3 | 1,6 | tot.lich. | γ -submersie |
| | $4 \cdot 10^{-3}$ | jodium | | 6,3 | 12,5 | 4,5 | 1,0 | huid | β -submersie |
| | | | | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | $2,1 \cdot 10^{-2}$ | $7,5 \cdot 10^{-3}$ | $1,6 \cdot 10^{-3}$ | schildklier | inhalatie |

TABEL 4.6 STRALINGSBELASTING BIJ ENKELE STORINGEN.

Gedurende het ongeval is primair koelwater uit het koelcircuit in het containment gestroomd. Hieruit zijn gasvormige en vluchtige radioactieve splijtingsprodukten vrijgekomen, die via het ventilatiesysteem geloosd zijn. Een deel van de lozing vond ongecontroleerd plaats. De ontgassing van het primaire koelmiddel via het koelmiddelreinigingssysteem heeft daarnaast ook nog tot uitstoot van radioactieve gassen via de schoorsteen geleid.

In totaal zijn bij dit ongeval volgens schattingen ongeveer 15 Ci J-131 en 2.5 à 13. miljoen Ci edelgassen in de omgeving geloosd (25). Wat de edelgassen betreft is dit aanzienlijk meer dan de hoeveelheden die bij de storingen, geanalyseerd in het veiligheidsrapport van de centrale te Lingen, vrijkomen.

4.4 Ongelukken

4.4.1 Inleiding

Het vervolg van dit hoofdstuk behandelt de (radiologische) gevolgen van twee typen ongevallen met de geplande kerncentrale te Lingen. Het gaat daarbij niet alleen om de gevolgen op korte termijn maar ook om die op lange termijn. Na een korte beschrijving van de beschouwde ongevalstypen volgt, eveneens een korte, uiteenzetting over de gebruikte rekenmodellen. Een verantwoording van de keuze van de in de modellen gebruikte parameterwaarden wordt in hoofdstuk VI gegeven. In dat hoofdstuk wordt ook de invloed van bepaalde parameterkeuzen op de berekende gevolgen nader geanalyseerd.

De studie over de gevolgen van de beschouwde reaktorongelukken beperkt zich tot een berekening van de hoogte van de stralingsbelasting, die personen kunnen oplopen. Hoofdstuk II gaf reeds een overzicht van de aard van de ziekteverschijnselen die men bij diverse stralingsdoses kan verwachten. Een kwantitatieve schatting van de omvang van de gevolgen in termen van aantallen slachtoffers wordt niet gegeven (zie ook hoofdstuk 7).

De berekeningen zijn slechts bedoeld om aan te geven hoe groot de stralingsbelasting in bepaalde gebieden kan zijn, als geen effectieve tegenmaatregelen (kunnen) worden genomen (zie hoofdstuk VII).

Zij leveren daarmee tevens een indicatie voor de omvang en de mate waarin gebieden door ongelukken worden bedreigd.

4.4.2 Ongevalstypen

4.4.2.1 Motivering van keuze van lozingscategorieën

De DRK en WASH-1400 studies laten zien dat de, niet door veiligheidssystemen beheers- te ongevallen verschillende oorzaken kunnen hebben. Bovendien kunnen de ongevallen sterk uiteenlopen, zowel wat betreft de hoeveelheid radioactiviteit die vrijkomt als de wijze waarop deze in de omgeving terecht komt, inclusief de tijdsduur waarin dit geschiedt. Bovengenoemde studies beargumenteren ook dat de talloze ongevalsmogelijkheden wat betreft hun radiologische gevolgen, onder te brengen zijn in een beperkt aantal lozingscategorieën, hetgeen het aantal te berekenen ongevalsscenario's aanzienlijk reduceert.

In deze studie is een verdere reductie toegepast. Hier zijn twee uit de reeks van acht in de DRK beschouwde lozingscategorieën gekozen: één ongevalstype aan beide kanten van het spektrum van lozings- categorieën, nl. FK-2 (Freisetzungskategorie 2) en FK-7 (zie ook hoofdstuk VIII).

Bij de keuze van deze lozingscategorieën hebben de volgende overwegingen een rol gespeeld.

Het oogmerk van deze studie is een inzicht te geven in het brede scala van radiologische consequenties voor de omgeving van routinelozingen, storingen en mogelijke ongevallen. FK-7, aan de 'onderkant' van het spektrum van ongevals-lozingscategorieën, is gekozen omdat deze, qua omvang een overgang vormt van de in paragraaf 3 beschouwde storingen naar de grotere ongelukken. Aan de 'bovenkant' van het spektrum is de keus gevallen op lozingskategorie FK-2 en niet op FK-1, ondanks dat bij FK-1 een aanzienlijk grotere hoeveelheid radioactiviteit in de omgeving vrijkomt. De reden hiervoor is dat lozingskategorie FK-1 uitgaat van een kernsmelton- geval waarbij een stoomexplosie van zodanige groot- te in het reactorrukvat wordt verondersteld dat hierdoor de veiligheidsomhulling zou bezwijken, en de meningen over de mogelijkheid van één dergelijk reaktorongeval nogal uiteenlopen (zie hoofdstuk VIII).

Dat is in veel mindere mate het geval met de mogelijkheid van een reaktorongeval waarbij de vrijkomende radioactiviteit overeenstemt met lozingscategorie FK-2. Deze keus betekent niet dat geen aandacht besteed zou moeten worden aan controversiële kwesties in de stand van kennis. Zij kunnen immers een aanzienlijke invloed hebben op de resultaten van wetenschappelijke studies.

Een gevoeligheidsanalyse is een geschikt instrument om de betekenis te evalueren van andere keuzes van modellen, scenario's en modelparameters op de resultaten die verkregen worden. Verwezen wordt naar hoofdstuk VI "Gevoeligheidsanalyse van modelparameters" waarin de invloed van grotere of kleinere vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit op de resultaten wordt nagegaan.

4.4.2.2 Korte beschrijving van de lozingscategorieën FK-2 en FK-7

De lozingscategorie FK-2 omvat kernsmeltongevallen waarbij de nood- en nakoelsystemen niet functioneren en waarbij een groot lek (doorsnede ongeveer 30 cm) in de veiligheidsomhulling wordt verondersteld.

De uit de kernbrandstof ontsnappende splijtingsprodukten komen na een relatief korte tijd, via het lek in de veiligheidsomhulling, in de omgeving vrij. Er vindt geen drukopbouw in de veiligheidsomhulling plaats.

De lozingscategorie FK-7 betreft een koelmiddelverliesongeval, veroorzaakt door een grote breuk in de hoofdkoelmiddeleiding. Het ongeval wordt in zoverre beheerst dat het noodkoelsysteem blijft functioneren. Bij deze lozingscategorie worden de brandstofstaafomhullingen in beperkte mate beschadigd, zodat slechts de gasvormige en vluchtige splijtingsprodukten vrijkomen. Verder blijft de kern intact.

In tegenstelling tot de in paragraaf 4.3.3.2.3 behandelde storing "breuk in een hoofdkoelmiddeleiding", wordt bij deze lozingscategorie een groot lek in de veiligheidsomhulling verondersteld.

Een samenvattend overzicht van de lozingscategorieën, de vrijkomende frakties van de kerninventaris, en de lozingsduur is gegeven in tabel 6.2 van hoofdstuk 6 ontleend aan de DRK (5).

Voor een meer gedetailleerde beschouwing wordt verwezen naar referentie (12) en (13).

4.4.3 Korte beschrijving van de gehanteerde berekeningsmodellen

Voor het berekenen van de radiologische gevolgen van de hierboven beschreven lozingscategorieën moeten we gebruik maken van diverse soorten modellen. Meteorologische verspreidingsmodellen modelleren het proces van verspreiding van vrijgekomen radioactiviteit in de omgeving en de daarmee gepaard gaande radioactieve besmetting van mensen, planten, grondgebied, enz.. Dosimetrische modellen zijn nodig om de grootte van de relevante stralingsbelasting van de mens als gevolg van radioactieve besmetting te kunnen bepalen. Met behulp van radiobiologische modellen kan dan vervolgens tot uitdrukking worden gebracht wat deze stralingsbelasting betekent in termen van ziekte, sterfte en genetische gevolgen. Dit laatste wordt in dit rapport niet gedaan. De volgende secties beschrijven kort het gebruikte meteorologische verspreidingsmodel en het gehanteerde dosismodel. Een uitvoeriger beschrijving is te vinden in appendix II.

4.4.3.1 Meteorologisch verspreidingsmodel

Zodra radioactieve stoffen in de atmosfeer vrijkomen worden deze met de wind meegevoerd. Tevens verspreiden ze zich in richtingen loodrecht op de windrichting (zowel in horizontale als in verticale richting). Bij een groot reactorongeluk waarbij in korte tijd een grote hoeveelheid radioactief materiaal vrijkomt trekt een zich uitdijende radioactieve wolk in de windrichting over het land. Daarbij slaat een gedeelte van het radioactief materiaal neer op het land (depositie) waardoor dit, evenals de aan de radioactieve wolk blootgestelde levende wezens, besmet wordt. Het neerslaan van radioactief materiaal op het land zal in geval van regen ("natte depositie" of "uitregenen") sterker zijn dan bij droog weer. Voor de berekening van de besmettingsgraad is gebruik gemaakt van een gaussisch pluimmodel, waarin de bronsterkte wordt gecorrigeerd voor het

verlies aan radioactieve stoffen in de wolk als gevolg van natte en droge depositie en van radioactief verval.

In het model wordt rekening gehouden met het ontstaan van radioactieve dochterisotopen door radioactief verval van 'moederisotopen'.

In deze studie zijn alleen de resultaten van berekeningen weergegeven voor weersomstandigheden, gekarakteriseerd door de stabiliteitsklassen D en F (weerscategorie-indeling volgens Pasquill).

De mate waarin radioactief materiaal wordt verspreid en neerslaat uit de overdrijvende wolk, wordt door verschillende factoren bepaald.

Voor de gebruikte waarden van de verschillende modelparameters, zoals verspreidingsparameter, depositiesnelheid en uitwaskonstante en voor een motivatie van de keuzen daarvan, wordt verwezen naar appendix II en hoofdstuk VI (gevoeligheidsanalyses). In hoofdstuk VI wordt ook de invloed van bepaalde parameterkeuzen op de resultaten nagegaan.

4.4.3.2 Dosismodellen

Door verblijf in een radioactief besmette omgeving wordt de mens blootgesteld aan radioactieve straling. Dit kan een uitwendige bestraling zijn, maar ook een inwendige wanneer bijvoorbeeld radioactieve isotopen ingeademd worden. De hieruit voortvloeiende stralingsbelasting moet weer bepaald worden met behulp van hiervoor geëigende modellen (bijvoorbeeld betreffende de wijze van afgifte van stralingsenergie, verdeling en verblijftijd van radioactieve isotopen in het lichaam).

In dit rapport worden de volgende drie dosisbijdragen beschouwd: interne inhalatiedosis, externe wolk dosis en externe bodem dosis.

Voor de dosisberekeningen zowel van de uitwendige bestraling (vanuit de radioactieve wolk en vanaf de radioactieve besmette bodem), als van de inwendige bestraling is gebruik gemaakt van de dosismodellen zoals deze in de DRK en WASH-1400 zijn beschreven.

Voor de berekening van de dosis die bepalend is voor de lange termijn stochastische schade (laat

somatische schade, zoals leukemie en tumoren, en genetische schade (zie hoofdstuk II)) is daarnaast gebruik gemaakt van ICRP-30 (14).

4.4.3.2.1 Inhalatiedosis

Gedurende de passage van de radioactieve wolk zal een persoon een hoeveelheid radioactieve stoffen inademen, die ondermeer afhangt van de concentratie van de radioactieve stoffen ter plekke en van de ademhalingsnelheid. De totale inhalatiedosis, d.w.z. de geïntegreerde dosis over een bepaalde periode na het moment van inhaleren, wordt berekend door de geïnhaleerde radioactiviteit van iedere radionuklide afzonderlijk te vermenigvuldigen met de dosiskonversiefactor voor dat radionuklide, en deze producten te sommeren. De dosiskonversiefactor is gelijk aan de over een bepaalde tijdsperiode geïntegreerde dosis (in rem) per eenheid opgenomen radioactiviteit (in Ci).

4.4.3.2.2 Externe wolk dosis

De externe dosis door straling vanuit de radioactieve wolk wordt op iedere plaats berekend door het produkt van de radionuklide-koncentratie (in Ci/m^3) en de passage-tijd (in sec.) van de wolk, voor ieder radionuklide afzonderlijk te vermenigvuldigen met de dosiskonversiefactor voor dat radionuklide, en vervolgens de produkten te sommeren. De dosiskonversiefactor is gelijk aan de dosis (in rem) per eenheid van het produkt van concentratie en tijd ($\frac{\text{Ci}\cdot\text{s}}{\text{m}^3}$). Daar de dosiskonversiefactoren berekend zijn voor halfoneindige wolken met een homogene concentratieverdeling en de radioactieve wolk in werkelijkheid eindige afmetingen heeft met een inhomogene concentratieverdeling, dient hiervoor een korrektie te worden uitgevoerd (zie appendix II).

4.4.3.2.3 Externe bodem dosis

De externe bodemdosis wordt berekend door eerst voor ieder isotoop afzonderlijk de radioactiviteit van besmette bodem (in Ci/m^3) te integre-

ren over de beschouwde blootstellingsperiode, vervolgens deze integraal te vermenigvuldigen met een dosiskonversiefactor en tenslotte de bijdragen van alle isotopen te sommeren. De dosiskonversiefactor is gelijk aan de dosis (in rem) per eenheid van het produkt van besmettingsgraad en tijd ($\frac{\text{Ci.s}}{\text{m}^2}$).

Daar de radioactieve besmetting zowel door radioactief verval als door uitspoelprocessen afneemt dient hiermee rekening te worden gehouden bij de berekeningen. De hierboven genoemde dosisfactoren zijn ontleend aan de DRK- en de WASH-1400 studie (4,5) en zijn in tabelvorm in appendix II gegeven.

4.4.4 Gevolgen

In deze paragraaf wordt een belangrijk deel van de resultaten van de dosisberekening en van de twee beschouwde ongevalskategorieën gepresenteerd. In appendix IV zijn de volledige resultaten gegeven. Aan de hand hiervan zullen de gevolgen kort worden besproken. Een onderscheid is gemaakt tussen de gevolgen op korte en middellange termijn en de gevolgen op lange termijn. De gevolgen op lange termijn zullen zowel aan de hand van de omvang van de laat-somatische en genetische doses als aan de hand van de omvang van de voor bewoonbaarheid ongeschikte gebieden worden besproken. Aan de gevolgen voor het gebruik van gebieden met agrarische doeleinden kon slechts weinig aandacht besteed worden.

Eerst zullen de gevolgen op korte en middellange termijn besproken worden, vervolgens de gevolgen op lange termijn.

De resultaten zijn samengevat in een aantal grafieken en figuren, waarop een uitgebreide toelichting wordt gegeven.

4.4.4.1 Gevolgen op korte en middellange termijn

Aard van de gevolgen

Onder de korte termijn gezondheidseffekten verstaan we de ziekteverschijnselen die optreden binnen ongeveer een jaar na blootstelling aan de radioactieve straling. Deze korte termijn effecten treden slechts op bij hogere stralingsdoses (meer dan enkele tientallen rems).

Hoe hoger de dosis en hoe korter de termijn waarin deze wordt ontvangen, hoe ernstiger de effecten in de regel zijn. De akute stralingsdosis in het beenmerg (de 'vroeg-somatische dosis') is in deze studie die dosis die men verkrijgt door externe bestraling uit de overdrijvende radioactieve wolk, vanaf de radioactief besmette bodem en door interne bestraling van geïnhaleerde radio-nukliden. Voor de berekening van de bijdrage aan de stralingsdosis afkomstig van neergeslagen radio-activiteit is uitgegaan van een verblijfstijd van 24 uur. De interne stralingsdosis is berekend over een periode van 30 dagen, waarbij de dosis in de 2e t/m 4e week voor de helft is meegenomen (appendix II).

Een hoge stralingsbelasting van het beenmerg - dus een hoge 'vroeg-somatische dosis' - is een belangrijke oorzaak van stralingsziekte en sterfte. Overeenkomstig hetgeen in hoofdstuk II is besproken geeft de grens van circa 400 rem het gebied aan waarbinnen onder deze omstandigheden 100% sterfte plaatsvindt. In het gebied tussen de grenzen van 300 en 400 rem treden in dit geval ernstige stralingsziekten op met meer dan 50% sterfte en in het gebied tussen 200 en 300 rem met minder dan 50% sterfte (zie hoofdstuk 2). Tussen de 100 en 200 rem treden lichte verschijnselen van stralingsziekte op, waaronder vermoeidheid, braken en diarree. Bovendien ontstaat een verminderde weerstand tegen infecties en bij kinderen treedt beschadiging van groeizones in het skelet op, waardoor de normale groei wordt belemmerd. In het gebied van 20 tot 100 rem treedt een tijdelijke aantasting van het bloed op zonder dat men zich ziek voelt.

Gekozen omstandigheden bij de verspreiding van vrijkomende radioactiviteit

De grootte van de akute stralingsdosis is afhankelijk van vele factoren, zoals de hoeveelheid vrijkomende radioactiviteit en de wijze waarop dit geschiedt, het tijdstip van vrijkomen en de duur hiervan. Over een aantal van de fysische grootheden die een rol spelen (deeltjesgrootte, neerslag op het land, stijghoogte

van een radioactieve wolk, invloed van oneffenheden in het terrein) bestaat aanzienlijke onzekerheid (zie hoofdstuk VI voor een gevoeligheidsanalyse). Een belangrijke faktor is ook onder welke weersomstandigheden een ongeval plaatsvindt. De akute beenmergdosis is daarom voor een aantal representatieve weerstypen bepaald.

Weerklasse F, volgens Pasquill, wordt gekenmerkt door een lage windsnelheid, stabiele atmosfeer en een geringe hoogte van de menglaag.

Dit weertype komt in Twente gedurende 9% van het jaar voor; gedurende een kwart van deze dagen is de wind oostelijk. Weerklasse D, met een hogere windsnelheid, wordt gekarakteriseerd door een geringere stabiliteit van de atmosfeer en een menglaag tot op grotere hoogte, al dan niet gepaard gaande met neerslag.

Dit weertype komt in Twente gedurende 76% van het jaar voor: oostenwind, treedt hierbij op in 15% van de tijd (zie appendix III).

Als representatieve waarden voor de windsnelheid en menglaaghoogte zijn gekozen: 2m/s resp. 150 meter voor weerklasse F en 6m/s resp. 300 meter voor weerklasse D.

Toelichting figuren en grafieken

In de figuren zijn de afstanden gegeven waarop bepaalde doses volgens de (geïdealiseerde theoretische) modellen kunnen ontstaan. Daarnaast zijn de contouren aangegeven van het gebied waarbinnen een hogere stralingsdosis wordt opgelopen dan de grenswaarde waarvoor de contour is getekend. Hiermee wordt een indicatie gegeven van de omvang van het gebied waarbinnen mensen kunnen blootstaan aan een stralingsdosis groter of gelijk aan een bepaalde waarde (de grenswaarde). De contour (en omvang) van het gebied is een sterk geïdealiseerde weergave daar aangenomen mag worden dat door allerlei veranderingen in de meteorologische omstandigheden (verandering van windrichting, windsnelheid, stabiliteit, neerslag en dergelijke) de verspreiding in werkelijkheid veel grilliger zal verlopen.

De grafieken geven het verloop van de stralingsdosis als functie van de afstand in de windrichting weer. De afstanden die in de figuren zijn aangege-

ven hebben betrekking op stralingsdoses van 200 rem, 15 rem en 5 rem.

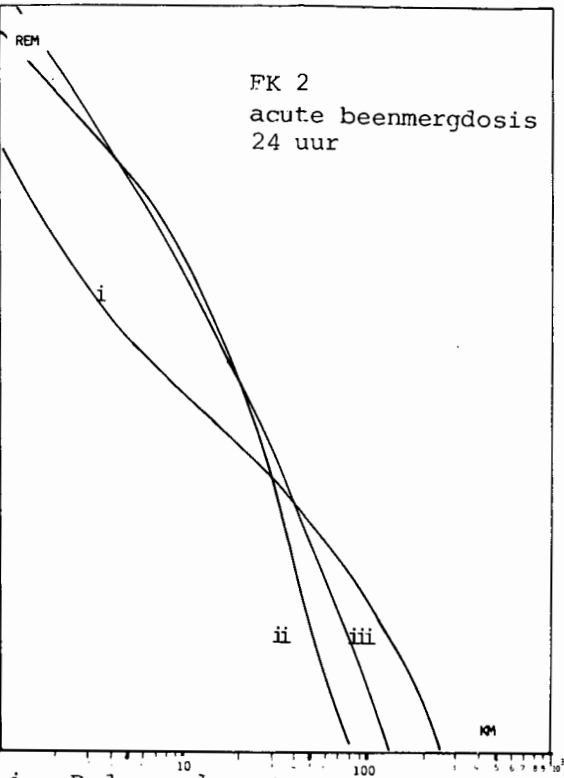
De waarde van 200 rem is gekozen daar deze globaal een grenswaarde is waarbij mensen nog akueel levensgevaar lopen (zie hoofdstuk 2).

De waarden 15 rem en 5 rem zijn gekozen daar deze gelden als de zogeheten noodreferentienivo's die de Gezondheidsraad (16) noemt. De 5 rem dosis is van toepassing op zwangere vrouwen en kinderen beneden de 16 jaar. De 15 rem dosis is van toepassing op overige personen. Het zijn de maximale doses die men in ongevalssituaties zou mogen oplopen.

Voor twee situaties zijn de figuren en grafieken gegeven. De eerste situatie betreft de akute stralingsbelasting van het beenmerg, samengesteld uit een externe wolkdosis, een inwendige inhalatie dosis (van maximaal 30 dagen) en een externe dosis, door bestraling vanaf besmette bodem, die men oploopt bij een verblijfsperiode van 24 uur. Hierbij is uitgegaan van een afschermingsfaktor van 0.5 voor bodemstraling en een afschermingsfaktor van 1.0 voor wolkstraling die gelden voor personen die zich in de buitenlucht bevinden. Deze waarden komen overeen met de in WASH-1400 gehanteerde waarden. Deze situatie representeert het geval waarbij sprake is van geen tijdige evacuatie of van evacuatie pogingen direkt na het voorbijtrekken van een radioaktieve wolk.

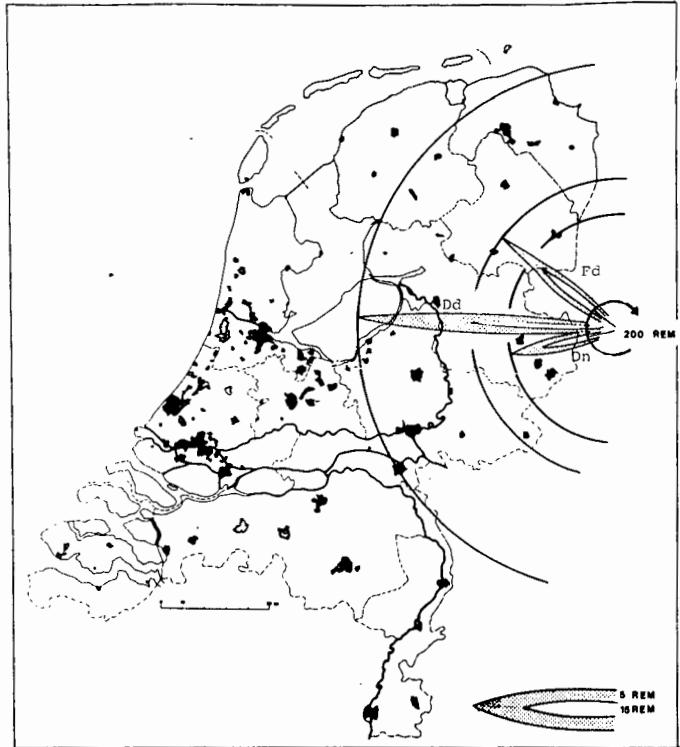
De tweede situatie betreft een eventueel langduriger verblijf in het besmette gebied van 90 dagen. Ook hier is de beenmergdosis bepaald. Daar voor deze situatie uitgegaan dient te worden van een wisselend verblijf van mensen in de buitenlucht en gebouwen is een gemiddelde effektieve afschermingsfaktor van 0.3 voor de bodemstraling gebruikt. Voor de wolkstraling is uitgegaan van een afschermingsfaktor 1.0.

De berekeningen van de 90 dagen beenmergdosis zijn uitgevoerd om te illustreren dat door het langdurige karakter van de radioaktieve bodembesmetting niet kan worden volstaan met het treffen van direkte tegenmaatregelen voor alleen die gebieden waar een hoge akute 24-uurs stralingsdosis opgelopen kan worden. Zij tonen aan dat ook maatregelen op middellange termijn noodzakelijk zijn voor gebieden met een veel grotere omvang (zie ook hoofdstuk 7).



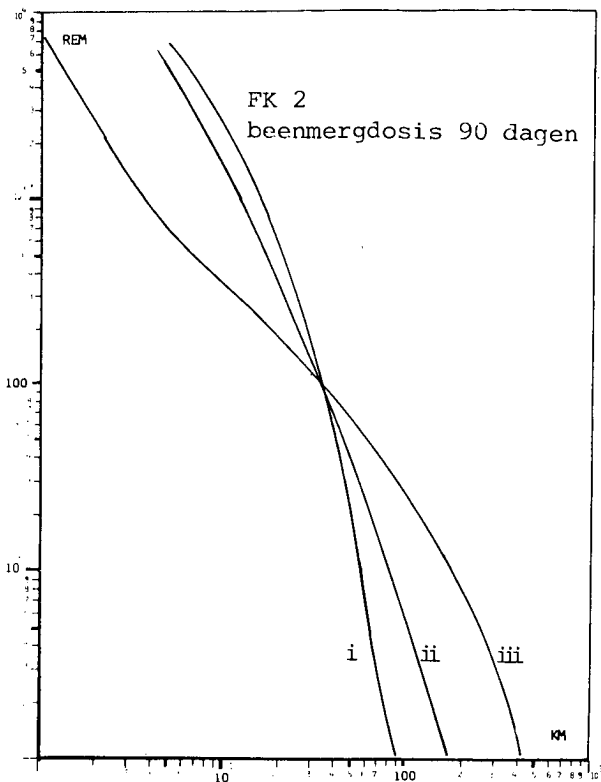
i :D droge depositie
ii :D natte depositie
iii :F

Figuur 4.4



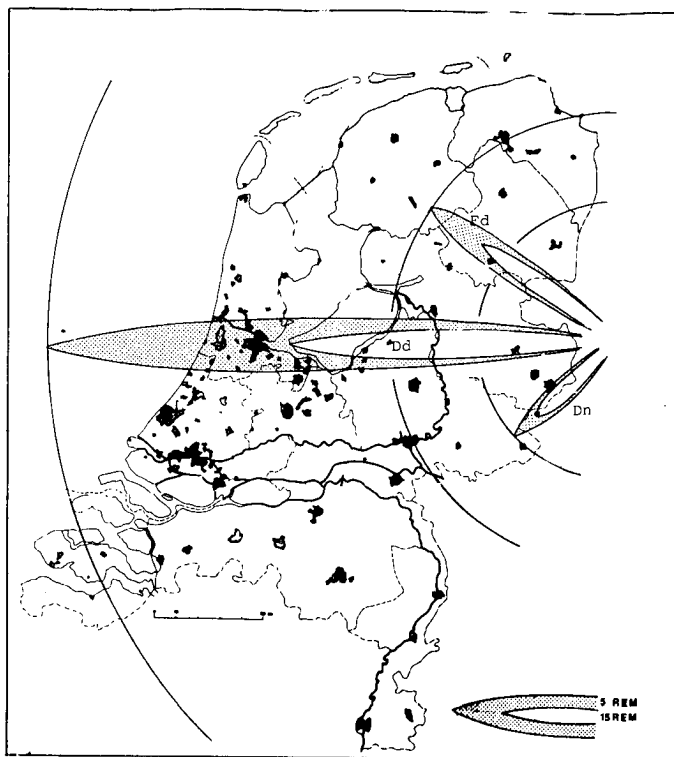
Figuur 4.5

Figuur 4.4 laat voor lozingskategorie FK-2 zien dat volgens de hier beschouwde verspreidingscondities (weerklasse F, D zonder neerslag en D met neerslag) een 'vroeg-somatische' stralingsdosis van 5 rem op kan treden tot een afstand van circa 110 km.. Een stralingsdosis van 15 rem kan volgens de berekeningen ontstaan tot op een afstand van circa 50 km.. Tweehonderd rem kan optreden tot op circa 15 km.. De grafieken laten zien dat weersomstandigheden die een gunstige invloed hebben op de beperking van de afstand waarop hoge stralingsdoses kunnen ontstaan (> 100 rem) een ongunstige invloed hebben op de afstand waarop lagere stralingsdoses ontstaan (< 15 rem). Het omgekeerde geldt eveneens.



i :D natte depositie
ii :F
iii :D droge depositie

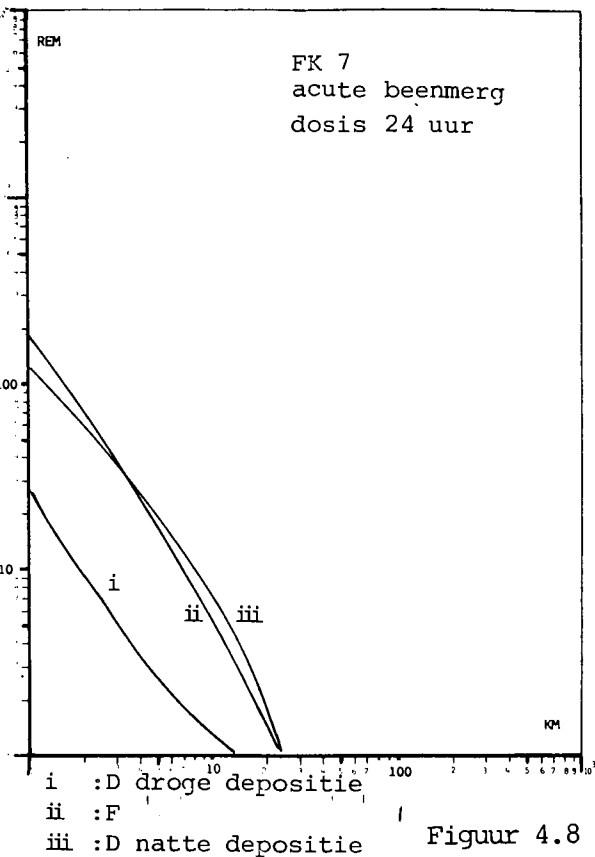
Figuur 4.6



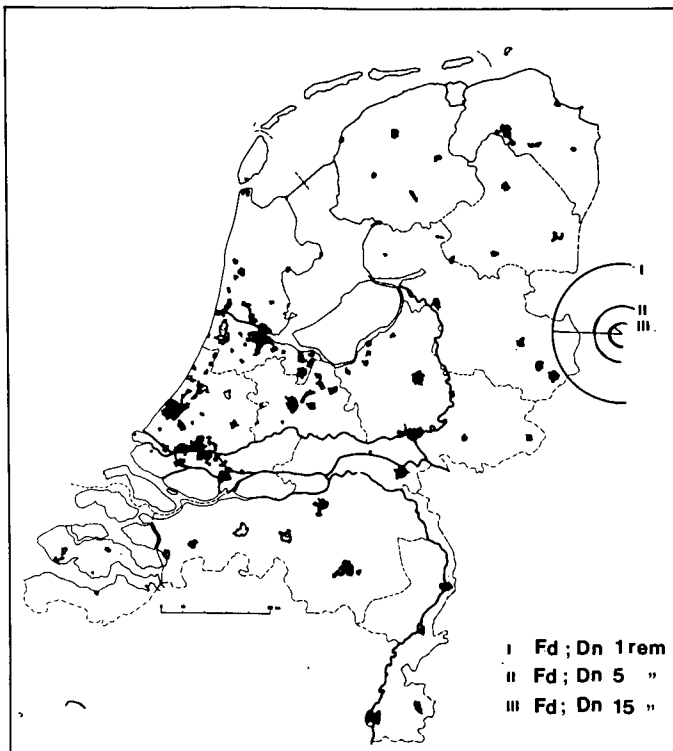
Figuur 4.7

Fig. 4.6 en 4.7 laten de stralingsbelasting zien die men gedurende 90 dagen verblijf in besmet gebied kan oplopen. De grootste afstand waarop een stralingsdosis van 5 rem kan optreden bedraagt bij de hier beschouwde verspreidingscondities 260 km.. Ook hier geldt weer dat een weersgesteldheid die een gunstige invloed heeft op de stralingsdosis op relatief kleine afstand, aanleiding geeft tot juist een hogere dosis op grote afstand. Omgekeerd leidt een voor de kleinere afstand ongunstige weersgesteldheid tot een lagere dosis op grote afstand. Een indicatie van de omvang van de op middellange termijn te evacueren gebieden kan uit fig. 4.7 worden verkregen. Daaruit kan worden geconcludeerd dat omvangrijke gebieden potentieel getroffen kunnen worden en dat de consequenties voor Nederland ingrijpend zijn.

Door radioactief verval en uitspoel-effecten zal de stralingsintensiteit (langzaam) afnemen. Of, en zo ja wanneer, geëvacueerde mensen weer zouden kunnen terugkeren naar hun woonplaatsen, wordt uitvoeriger besproken in paragraaf 4.4.4.2 waar wordt ingegaan op de lange termijn effecten t.a.v. bewoonbaarheid.



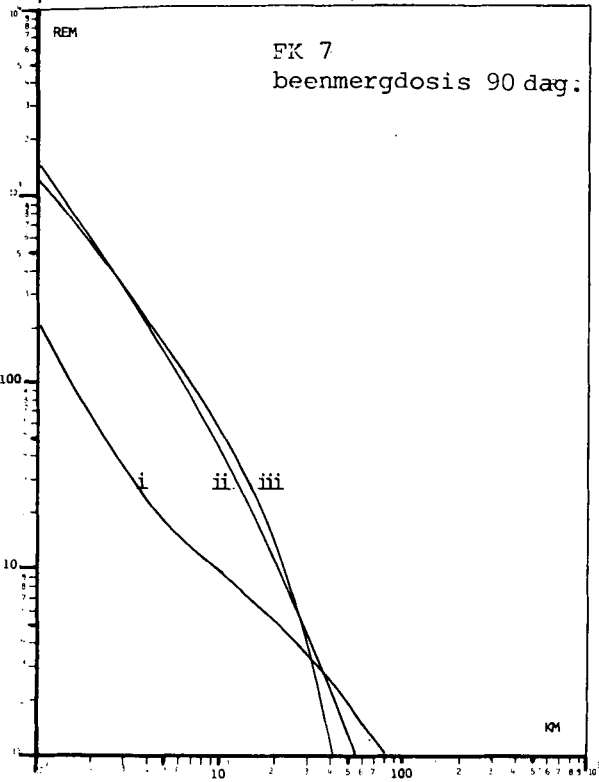
Figuur 4.8



Figuur 4.9

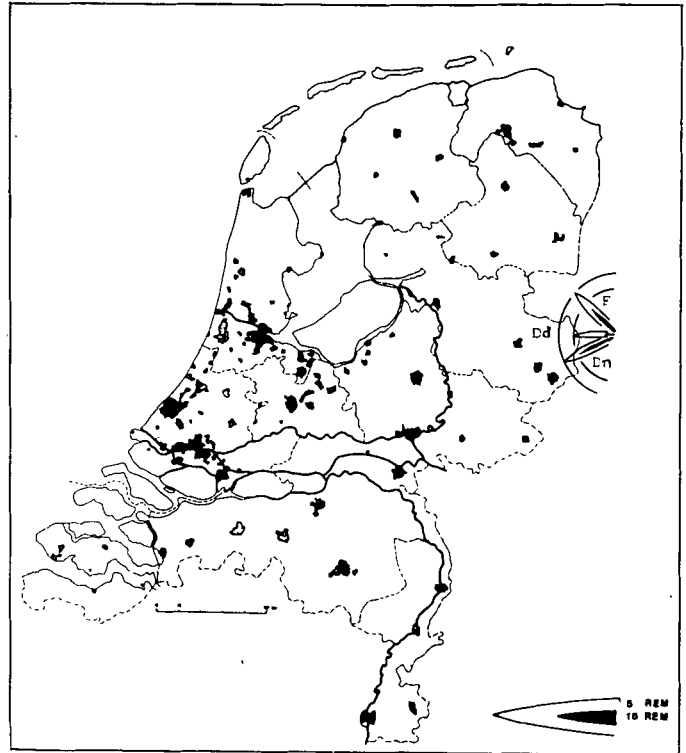
Figuur 4.8 en 4.9 illustreren voor lozingscategorie FK-7 de mogelijke 24-uurs stralingsbelasting van het beenmerg. Figuur 4.8 laat zien dat evenals bij lozingscategorie FK-2 de 200 rem stralingsdosis niet tot op Nederlands grondgebied reikt. Een stralingsdosis van 5 rem kan voor het ongunstige weertype dat hier beschouwd is, optreden tot op circa 15 km. van de centrale. Fig. 4.9 geeft alleen voor de weerklassen D met natte depositie en F de afstanden waarop de grenswaarden van 15, 5 resp. 1 rem worden bereikt. Zij vallen voor deze beide weerklassen ongeveer samen. De stralingsbelasting bij weerklassen D met droge depositie is lager. De afstand waarop men bij deze weerklassen een dosis van 1 rem kan oplopen valt ongeveer samen met de 5 remafstand van weerklassen F en Dn. De dosis op het dichtbijzijnde punt in Nederland (ca. 20 km. vanaf de centrale) bedraagt maximaal ca. 1 rem (voor weerklassen F). Hieruit blijkt dat op basis van de noodreferentienivo's in Nederland geen noodzaak bestaat tot evacuatie van mensen op korte termijn.

Bekijken we echter de dosis in het beenmerg die verkregen worden bij een drie-maanden verblijf op het besmette gebied (fig. 4.10 en 4.11) dan blijkt dat ook dit relatief licht ongeval nog konsekventies m.b.t. evacuatie van het Nederlandse grensgebied kan hebben (op basis van de noodreferentienivo's). De 5 rem dosisgrens ligt voor weerklassen F en weerklassen D met neerslag, op ca. 30 km..



- i :D droge depositie
- ii :D natte depositie
- iii :F

Figuur 4.10



Figuur 4.11

4.4.4.2 Gevolgen op lange termijn

Lange-termijn grondbesmetting - bewoonbaarheidskriteria

In de voorgaande paragraaf zijn de gevolgen van de radioactieve besmetting voor korte en middellange termijn besproken. Naast deze korte termijn stralingsbelasting zal men echter nog gedurende vele jaren aan radioactieve straling blootgesteld kunnen worden door verblijf in radioactief besmet gebied. Om dit te voorkomen zal een deel van het land voor bepaalde tijd onbewoonbaar moeten worden verklaard. Deze grondbesmet-

ting met zijn konsekwenties voor bewoonbaarheid is onderwerp van deze paragraaf.

De bewoonbaarheid van een gebied zal bepaald worden door de stralingsdosis die men krijgt door verblijf in dit gebied en door de normen die daarvoor gelden. Als tamelijk absolute norm geldt natuurlijk dat men door verblijf in besmet gebied niet op korte termijn ziek wordt. Een strenger criterium voor bewoonbaarheid op langere termijn zal gekoppeld zijn aan de stralingsdosis die men zal krijgen als men gedurende een jaar in een bepaald gebied verblijft. In het advies van de Gezondheidsraad "Normen bij reaktorongevallen" (16) is een dergelijke norm voor chronische blootstelling echter niet vastgelegd. Om de resultaten toch te kunnen interpreteren worden hier andere normen genoemd voor langdurige blootstelling aan straling.

In het rapport van de Commissie Kernenergie 3500 MW van de Gezondheidsraad (17) wordt de aanbeveling gedaan dat leden van de bevolking die niet beroepshalve bij de produktie van kernenergie zijn betrokken, niet regelmatig worden blootgesteld aan een extra stralingsdosis die hoger is dan de extra dosis aan natuurlijke straling, die zij zouden kunnen ontvangen door wijziging van levensomstandigheden (bijvoorbeeld: verhuizen). Deze natuurlijke variatie in de achtergrondstraling ligt in Nederland in de orde van 30 mrem/jaar (18).

In de ICRP-26 publikatie (19) wordt, voor beroepshalve met straling in aanraking komende personen (radiologische werkers) een maximale jaardosis van 5 rem per jaar aanbevolen. Voor individuele leden van de bevolking worden maximale jaardoses gegeven die een faktor 10 lager zijn dan voor radiologische werkers. Dit levert een waarde van 0.5 rem per jaar (500 mrem per jaar uniforme lichaamsbestraling) waarbij er van wordt uitgegaan dat de over een blootgestelde bevolkingsgroep gemiddelde dosis niet hoger zal zijn dan 50 mrem per jaar (20).

De omvang van het gebied dat op langere termijn ongeschikt is voor bewoonbaarheid, wordt, naast de gehanteerde normen, mede bepaald door de stralingsreduktie die door de eventueel getroffen tegenmaat-

regelen zoals dekontaminatie, wordt verkregen en door eventuele afscherming doordat men een gedeelte van de tijd binnenshuis vertoeft (zie hoofdstuk 7).

Om een inzicht te krijgen in de ernst van de besmetting van het land en in de omvang van het besmette gebied, zijn deze voor de beschouwde lozingscategorieën FK-2 en FK-7, voor verschillende weersomstandigheden bepaald. Daartoe is de stralingsdosis berekend voor het gehele lichaam die men zou oplopen bij een verblijf van 1 jaar in besmet gebied, respectievelijk 1 week, 1 jaar en 5 jaar na het ongeval (zie voor de berekeningsmethode en dosisfactoren appendix II).

De doses zijn berekend met een afschermingsfactor 0.5. Deze geldt voor verblijf buitenshuis. In de DRK-studie wordt voor normale bezigheden (verblijf binnen en buiten) een gemiddelde afschermfactor van 0.25 aangehouden.

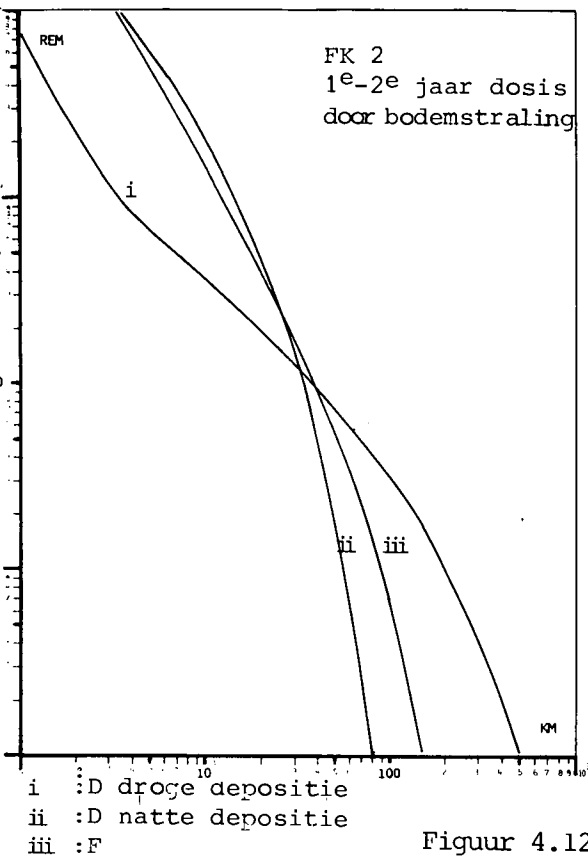
Resultaten lange termijn bodembesmetting

De jaardosis totale lichaamsbestraling die men, zonder extra afscherming, oploopt ten gevolge van bodembestraling zijn voor lozingscategorie FK-2 en voor lozingscategorie FK-7 weergegeven. Het betreft hier de doses die men gedurende het tweede jaar, één jaar na het reaktorongeval zou ontvangen.

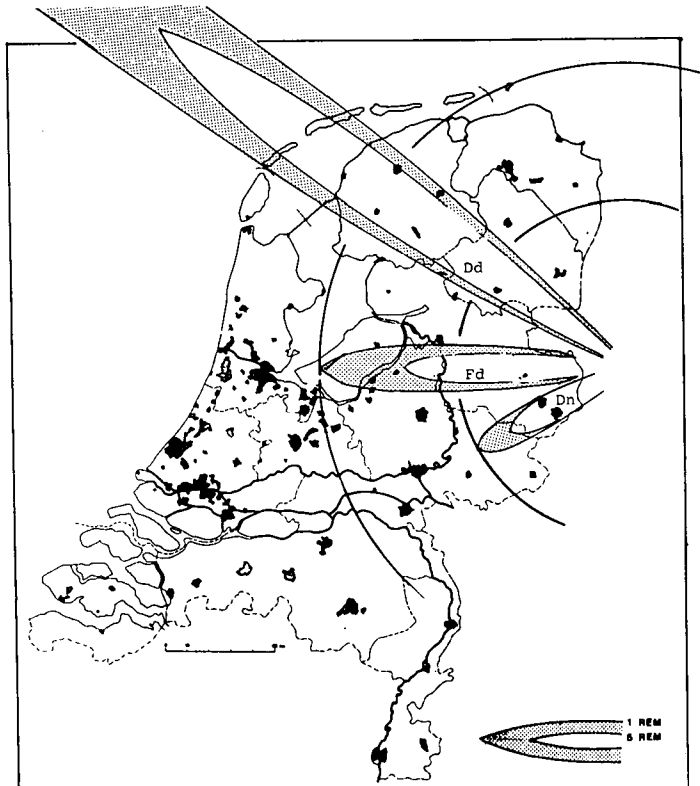
In figuur 4.13 zijn voor lozingscategorie FK-2 de contouren gegeven voor het besmette gebied waarin de opgelopen stralingsdosis in één jaar groter is dan 1 resp. 5 rem. Dit om een beeld te geven hoe sterk de grootte van het gebied en de afstand toenemen bij het hanteren van een lagere stralingsdosis als norm. Het zijn relatief lage waarden voor langdurige blootstelling. De afstand waarop lagere stralingsdoses worden opgelopen zijn af te lezen uit figuur 4.12. Men kan met behulp van figuur 4.12 ook de afstanden bepalen wanneer men van andere afschermingsfactoren dan in deze studie gebruikt, zou willen uitgaan. Men gaat hierbij als volgt te werk: voor de nieuwe afschermingsfactor wordt de faktor Y bepaald waarin zij verschilt (lager is) van de waarde 0.5 (die in deze studie is gebruikt). De stralingsdosis op een gegeven afstand, behorend bij de nieuwe afschermingsfactor, is dan

gelijk aan de uit figuur 4.12 af te lezen dosis op deze afstand, gedeeld door de faktor Y .

Lozingscategorie FK-2: 1 jaar verblijf in besmet gebied bij terugkeer 1 jaar na ongeval



Figuur 4.12



Figuur 4.13

Neemt men bijvoorbeeld een afschermingsfaktor van 0.25 in plaats van 0.5 (Y is meer dan 2) dan is op 80 km afstand, de jaardosis bij weerklasse D met neerslag niet 1 rem maar 0.5 rem.

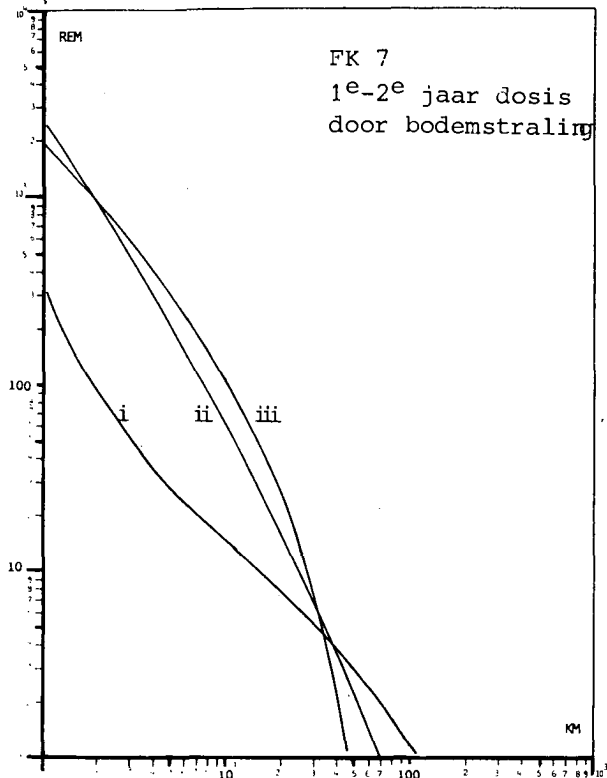
De figuren laten zien dat tot ver op Nederlands grensgebied, eventueel te hanteren normen voor langdurige blootstelling aan lage straling (zie eerder in deze paragraaf) kunnen worden overschreden.

De konsekwentie is dat bij strikte handhaving van deze op grond van gezondheidsoverwegingen genoemde normen, een aanzienlijk deel van Nederland bij een kernongeval (overeenkomend met FK-2) de kans loopt onbewoonbaar te worden.

Eerder is vermeld dat eventuele tegenmaatregelen, als zij effectief zijn, de stralingsbelasting

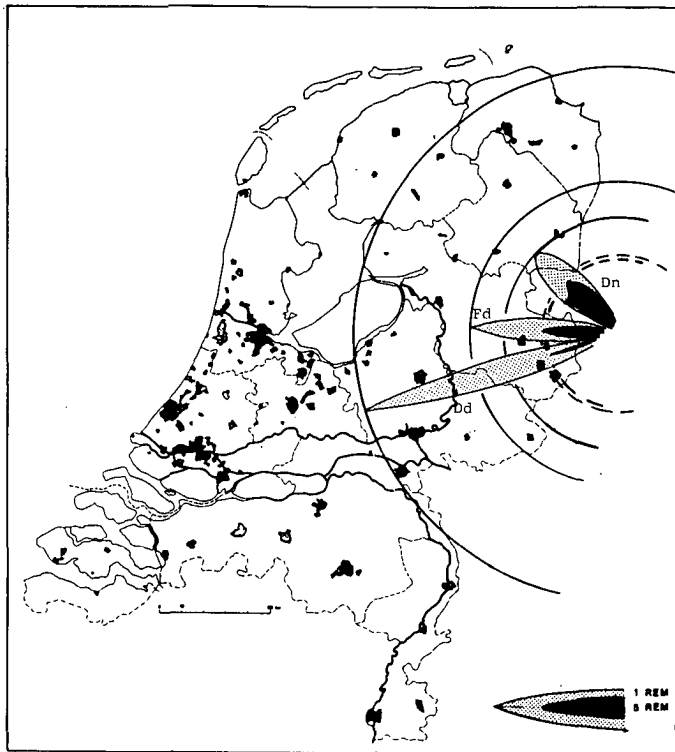
kunnen reduceren. De figuren geven dan een indruk van de omvang van de gebieden waarin tegenmaatregelen ondernomen zouden moeten worden in geval van een voor Nederland ongunstig reactorongeval met de kerncentrale Emsland te Lingen.

Lozingscategorie FK-7: 1 jaar verblijf in besmet gebied bij terugkeer 1 jaar na het ongeval



i :D droge depositie,
ii :F
iii :D natte depositie

Figuur 4.14



Figuur 4.15

De resultaten voor lozingscategorie FK-7 geven een analoog beeld te zien als lozingscategorie FK-2, zij het dat de omvang van het besmette gebied sterk gereduceerd is (vergelijk de 5 rem contouren van fig. 4.15 en fig. 4.13). In fig. 4.15 zijn weer de contouren getekend voor een stralingsdosis van 1 rem en van 5 rem. Figuur 4.14 geeft aan dat een jaardosis van 1 rem, afhankelijk van de weerklasse, tot op een afstand van 50 à 100 km. wordt bereikt. De afstand waarop de eerdergenoemde ICRP-norm van 50 milirem voor een bevolkingsgroep, wordt overschreden, strekt zich bij een ongeval van de FK-7 categorie zelfs nog over 100 tot enkele honderden kilometers uit, afhankelijk van de weerklasse.

Tot slot worden van de resultaten voor de lange termijn bodembestraling de afstanden tot de kerncentrale in tabel 4.7 gegeven voor de volgende jaardosis: 100, 25, 5 en 1 rem. Deze afstanden zijn gegeven voor drie perioden, nl. 1 week, 1 jaar, en 5 jaar na een reaktorongeval.

Het illustreert het zeer langdurige karakter van de radioactieve grondbesmetting, en de daarmee gepaard gaande onbewoonbaarheid.

De lange termijn effecten worden voornamelijk bepaald door de vrijkomende cesium-isotopen. Bij de eerder beschreven storingen (paragraaf 4.3) treden deze lange termijn effecten niet op, aangezien hierbij verondersteld werd dat uitsluitend radioactieve edelgassen en jodium vrijkomen.

| Lozingscategorie, weerkategorie, depositiemechanisme | afstand waarbinnen de grond dosis tussen resp. 7 dagen en 1 jaar, tussen 1 jaar en 2 jaar en tussen 5 jaar en 6 jaar, groter is dan: | | | | | | | | | | | |
|--|--|----|-----|--------|-----|-----|-------|-----|-----|-------|-----|-----|
| | 100 rem | | | 25 rem | | | 5 rem | | | 1 rem | | |
| FK-2, F, droge dep. | 50 | 40 | 22 | 80 | 65 | 42 | 125 | 100 | 75 | 160 | 140 | 110 |
| FK-2, D, droge dep. | 75 | 40 | 12 | 175 | 110 | 42 | 360 | 280 | 150 | 500 | 450 | 300 |
| FK-2, D, natte dep. | 40 | 35 | 25 | 55 | 45 | 35 | 70 | 60 | 50 | 80 | 75 | 65 |
| FK-7, F, droge dep. | 12 | 8 | 4 | 24 | 17 | 9 | 45 | 35 | 20 | 80 | 70 | 40 |
| FK-7, D, droge dep. | 3 | 2 | 1 | 15 | 5 | 2.5 | 60 | 30 | 10 | 160 | 120 | 45 |
| FK-7, D, natte dep. | 15 | 10 | 4.5 | 25 | 20 | 11 | 40 | 35 | 25 | 50 | 45 | 35 |

Tabel 4.7 Afstand in km langs pluimas, onafgeschermd, geen dekontaminatie.

Bij gelijke weersomstandigheden is de omvang van het gebied dat bij lozingscategorie FK-2 voor bewoning ongeschikt is altijd groter dan bij FK-7 (zie fig. 4.7 en fig. 4.19).

Bekijkt men de verschillen tussen weerskategorie F en weerskategorie D zonder neerslag, dan blijkt dat de omvang van de gebieden met een hoge dosis (groter dan 500 rem) bij weerkategorie F groter is dan bij categorie D (zie ook tabel 4.7). De omvang van de gebieden met een lagere dosis (bijvoorbeeld 5 rem) is bij weerkategorie D zonder neerslag, daarentegen aanmerkelijk groter. Dit geldt voor beide lozingscategorieën. Bij weerkategorie D met neerslag, is de totale omvang van het besmette gebied in vergelijking met weerskategorie D zonder neerslag kleiner.

De doses zijn vooral dicht bij de centrale tot circa 30 km echter aanmerkelijk hoger. Dit effect wordt veroorzaakt doordat in een situatie met neerslag de concentratievermindering in de radioactieve wolk door het neerslaan van radioactieve stoffen op het land veel sterker is, dan in een situatie zonder neerslag.

Het blijkt dat in alle gevallen bij een ongeval in lozingscategorie FK-2 een groot deel van Nederland de kans loopt voor vele jaren onbewoonbaar te zijn, welke van de eerdergenoemde normen ook gehanteerd wordt en ongeacht de heersende weersomstandigheden tijdens het ongeval.

Bij een ongeval in de lozingscategorie FK-7 is de situatie in vergelijking met een ongeval uit de categorie FK-2 weliswaar minder ernstig, maar geldt eveneens dat een deel van Nederland voor vele jaren onbewoonbaar zal zijn.

Kortom elk reaktorongeval zal bij een ongunstige windrichting leiden tot het onbewoonbaar worden van een deel van Nederland. De grootte hiervan hangt van i) de ernst van het ongeval, ii) de weersomstandigheden, iii) de gezondheidsnormen die men zal hanteren uit praktische of uit gezondheidsoverwegingen en iv) de mogelijkheden tot het treffen van effectieve tegenmaatregelen af (zie hoofdstuk 7).

4.4.4.3 Gevolgen voor landbouw en veeteelt

De gevolgen voor landbouw en veeteelt zullen in deze paragraaf slechts kwalitatief worden aangegeven.

Bij het overdrijven van een radioactieve wolk zal zich ook radioactief materiaal afzetten op gewassen op het land zoals koren, mais en gras. Of de oogst na verloop van tijd weer bruikbaar is, zal afhangen van de mate van besmetting en van de halveringstijden van de radioactieve isotopen. Door de lange halveringstijden van vele isotopen zal het resultaat echter zijn, dat de gehele oogst die ten tijde van het ongeval op het land stond, bij overschrijding van een bepaalde besmettingsgraad vernietigd moet worden. Het grasland neemt een bijzondere positie in. Via de keten gras-koe-melk-mens kunnen belangrijke concentraties van radioactieve stoffen in de verschillende organen van de mens terechtkomen. Bekend is bij-

voorbeeld dat radioactief jodium hoge concentraties in de schildklier kan bereiken. Op langere termijn wordt de bruikbaarheid van de grond voor agrarische doeleinden bepaald door de besmettingsgraad van het gewas door opname van radioactieve isotopen via de wortels uit de grond. Via het nuttigen van aldus besmette planten, of via de gras-koe-melk-mens keten, kunnen belangrijke hoeveelheden radioactieve stoffen door de mens worden opgenomen. De besmettingsgraad van de bodem zal in de loop der tijd verminderen, zowel door radioactief verval als door uitspoeling uit de grond en eventuele dekontaminatiemaatregelen. Belangrijk zijn o.a. de isotopen Sr-89, Sr-90, I-131, I-133, Cs-134, Cs-136, Cs-137 en Ru-106, waarbij de besmetting voor Ru-106, Sr-90 en Cs-isotopen, zich langdurig, dat wil zeggen vele jaren handhaaft. In principe is het mogelijk de gebieden te bepalen waarbij, door consumptie van besmette voedingsmiddelen uit dit gebied, bepaalde stralingsnormen, bijvoorbeeld de ICRP-normen voor interne bestraling, worden overschreden (16). Daartoe moeten dan de verschillende expositiepaden waarlangs blootstelling aan radioactiviteit kan plaatsvinden worden geanalyseerd.

De expositiepaden, van lozing tot bestraling van de mens, zijn opgebouwd uit verschillende stappen: bijvoorbeeld het neerslaan van radioactiviteit op de bodem, de (selektieve) opname van de diverse radioactieve stoffen in planten, de concentratie van radioactiviteit in melk die gedronken wordt of in vlees dat gegeten wordt. Voor alle isotopen moeten aannamen worden gemaakt over de hoeveelheden radioactiviteit die in de diverse stappen worden overgedragen, m.a.w. betreffende de transferfactoren. De transferfactoren voor overdracht van bodem naar planten bijvoorbeeld, is onder andere afhankelijk van de grondsoort en de aanwezigheid van bepaalde mineralen daarin. Veelal zal gerekend moeten worden met gemiddelde transferfactoren. Bovendien zijn de transferfactoren veelal alleen bekend voor evenwichtssituaties, terwijl bij een ongeval sprake is van een niet-evenwichtssituatie (akute lozing!). De transferfactoren vormen zodoende een onzekere faktor in de berekende stralingsbelasting.

Een dergelijke analyse is in deze studie niet uitgevoerd; enerzijds niet vanwege de beperkte tijd die de onderzoekers voor deze studie ter beschikking stond, anderzijds niet vanwege de aanzienlijke problemen en onzekerheden die bestaan in de rekenmodellen waarmee het gedrag van de radionucliden in de voedselketens wordt beschreven.

Overigens zouden de ICRP-normen of noodreferentienivo's niet de enig denkbare criteria zijn om gevolgen voor landbouw en veeteelt te beschrijven. Men bedenke dat Nederland een tuinbouw-, veeteelt- en zuivelprodukten exporteerend land is. De gevolgen hiervoor worden niet alleen bepaald door de grootte van het besmette gebied, (dat zich over heel Nederland kan uitstrekken (zie par. 4.4.4.2)), of door de besmettingsgraad van de produkten (in die zin dat de omvang van de gevolgen afhankelijk is van de gehanteerde normen) maar zeer waarschijnlijk vooral door psychologische reacties van buitenlandse afnemers waarbij alle Nederlandse agrarische produkten als 'besmet' zullen worden gezien.

Een gedetailleerde schatting van de getroffen gebieden en een evaluatie van de economische gevolgen (met de hieraan gekoppelde sociale gevolgen) is slechts mogelijk door middel van een speciaal hierop gerichte studie. Een eerste poging in deze richting is in Denemarken gedaan (21).

4.4.4.4. Lange termijn gezondheidseffekten

De gezondheidsgevolgen van opgelopen radioactieve bestraling beperken zich niet tot de eerder besproken korte en middellange termijn gevolgen (stralingsziekten, sterfte) van de eerste dagen en maanden.

Op lange termijn, vele jaren na een ongeluk, zullen zich nog schadelijke gevolgen voor de gezondheid voordoen. Dat zijn de zogenaamde laat-somatische en genetische effecten.

Onder de laat-somatische effecten wordt verstaan het optreden van leukemie (bloedkanker) en tumoren (kankergezwellen), vaak vele jaren na blootstelling aan straling. Omdat tot nu toe geen drempeldosis voor deze effecten is gevonden, gaat men in de re-

gel voorzichtigheidshalve uit van de aanname van dat deze niet bestaat: elke dosis hoe klein ook, kan tot kanker leiden. Daarbij is het niet zo dat ieder die een zekere stralingsdosis heeft opgelopen ook kanker zal krijgen: het optreden hiervan is een toevalsproces (zie hoofdstuk 2).

Genetische schade is schade toegebracht aan geslachtscellen die overgedragen wordt aan volgende generaties waar ze zich kan uiten in velerlei min of minder ernstige afwijkingen, zowel lichamelijke als geestelijke. Ook het optreden van genetische schade is een toevalsproces. Slechts de waarschijnlijkheid, en niet zozeer de ernst van het effect hangt af van de ontvangen stralingsdoses (zie hoofdstuk 2).

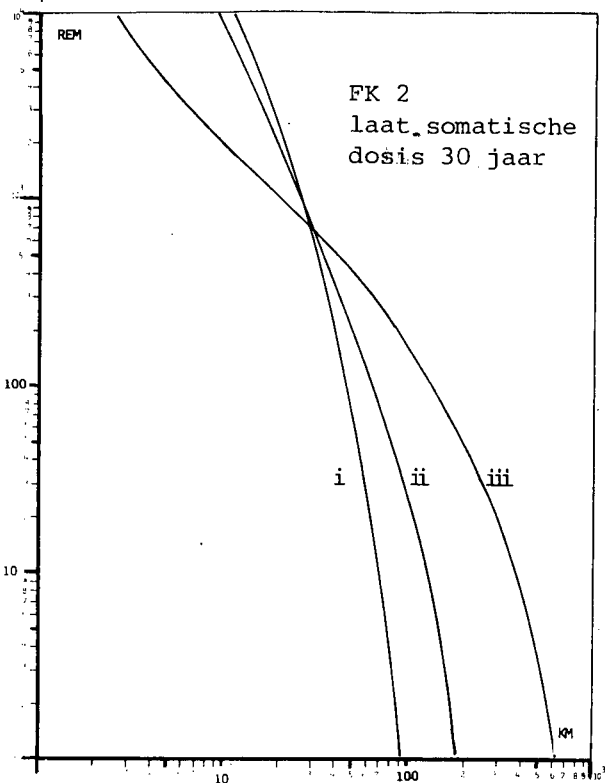
In deze studie is de mogelijke stralingsbelasting, uitgedrukt in rems, bepaald. Dat wil zeggen de stralingsdosis die men zou oplopen bij langdurig verblijf, zonder tegenmaatregelen, in besmet gebied. De gehanteerde berekeningsmethoden voor de laat-somatische (gehele) lichaamsdoses en voor genetische doses, zijn in appendix II beschreven. De laat-somatische dosis op de windrichtingas is voor een ongeval uit de lozingscategorie FK-2 weergegeven in figuur 4.16 als funktie van de afstand tot de voorgenomen vestigingsplaats van de centrale te Lingen en voor verschillende weersomstandigheden.

De berekeningen zijn gedaan met een effectieve afschermingsfaktor 0.3 voor zowel wolk- als bodemstraling en voor een verblijf van 30 jaar op besmette bodem. (In appendix IV worden bovendien voor kortere verblijfsduren, van 1 dag en 90 dagen op besmet gebied laat-somatische dosisberekeningen gepresenteerd.)

De voorgaande paragrafen lieten zien dat grote gedeelten van Nederland op basis van bepaalde normen gedurende lange tijd niet voor bewoning geschikt zullen zijn en ontruimd dienen te worden. Dit zijn natuurlijk ook die gebieden waar potentieel een hoge laat-somatische stralingsdosis opgelopen kan worden.

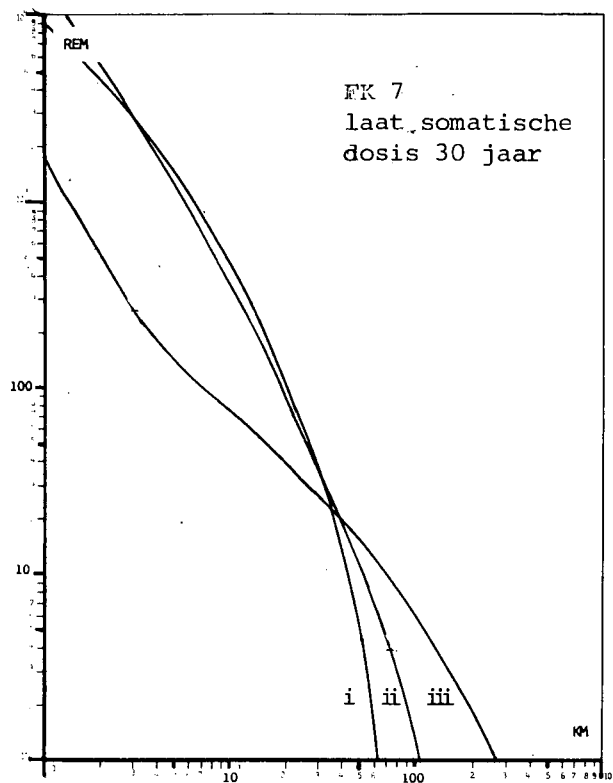
Besmette gebieden op relatief korte afstand van de centrale zullen gedurende vele tientallen jaren na het ongeval, vanwege de hoge stralingsintensiteit in geen geval bewoond kunnen worden. De in de

figuren 4.16 en 4.17 gegeven dosis gedurende een verblijfsduur van 30 jaar is dus een dosis die individuen op een bepaalde afstand, in de loop van 30 jaar zouden accumuleren indien géén tegenmaatregelen (zoals ontruiming) zouden worden getroffen. Dat zal het geval kunnen zijn op grotere afstand van de centrale.



i :D natte depositie
ii :F
iii :D droge depositie

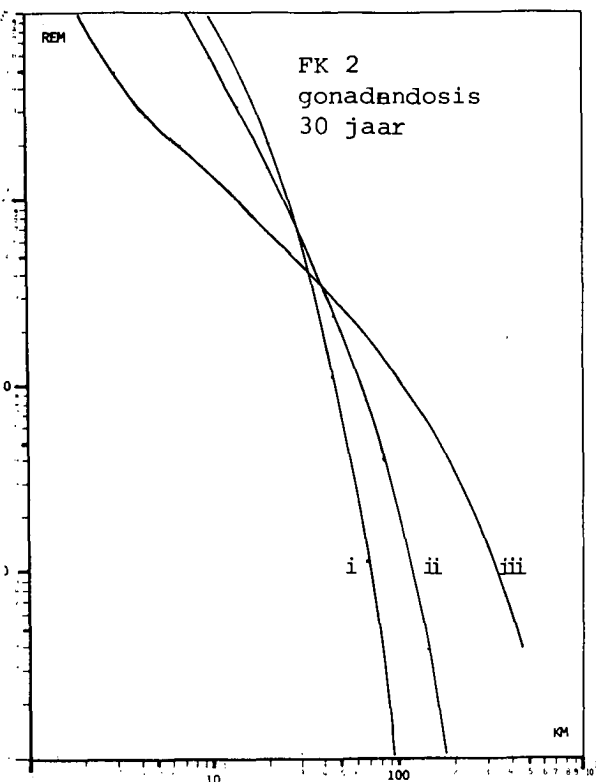
Figuur 4.16



i :D natte depositie
ii :F
iii :D droge depositie

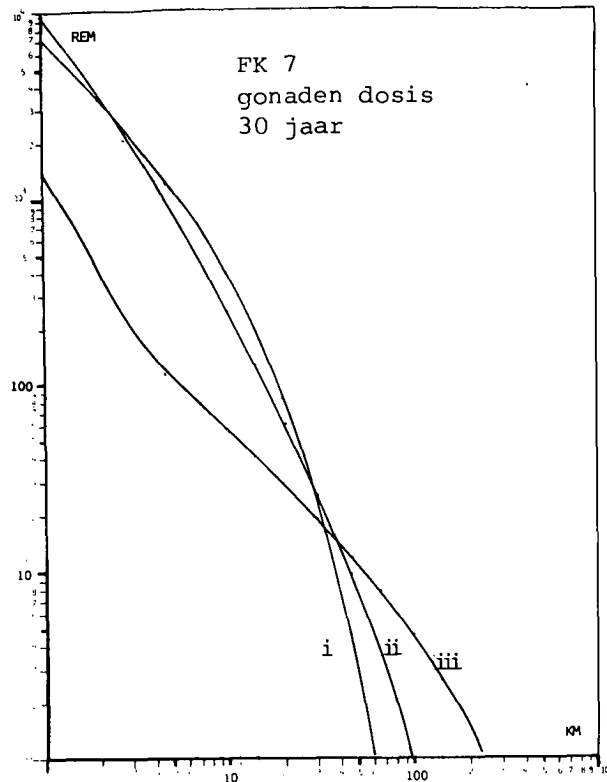
Figuur 4.17

De berekening van de laat-somatische doses laat evenals de berekening van de stralingsbelasting op middellange termijn zien dat voor de gebieden dichtbij de centrale maatregelen op korte termijn getroffen moeten worden om deze doses te beperken.



i :D natte depositie
ii :F
iii :D droge depositie

Figuur 4.18



i :D natte depositie
ii :F
iii :D droge depositie

Figuur 4.19

De genetische doses op de windrichting-as zijn voor lozingscategorie FK-2 in figuur 4.18 en voor lozingscategorie FK-7 in figuur 4.19 gegeven als functie van de afstand tot de centrale. Het zijn doses die personen zouden oplopen indien geen (effektieve) tegenmaatregelen genomen worden. Dat zal met name weer het geval zijn op grotere afstand van de centrale.

In principe is het mogelijk op basis van de gepresenteerde doses een schatting te maken van het aantal slachtoffers indien de bevolkingsverdeling in het door het ongeval getroffen gebied bekend is. De werkwijze hiervoor kan als volgt zijn. Zoals in hoofdstuk 2 is uiteengezet is het optreden van laat-somatische en genetische schade een stochastisch proces. De waarschijnlijkheid en niet de ernst van de resulterende effecten hangt af van de grootte van de ontvangen stralingsdosis. Dit houdt in dat de som van de doses ontvangen door alle individuele personen, bepalend is voor

het aantal slachtoffers. Deze som wordt de kollektieve dosis genoemd en uitgedrukt in 'manrem'. Zij wordt verkregen door de individuele dosis te vermenigvuldigen met het aantal personen dat deze dosis oploopt.

Het aantal slachtoffers in de bestraalde groepen personen wordt verkregen door het aantal manrem te vermenigvuldigen met een risikofactor die voor laat-somatische en genetische schade verschillend is. Bij de laat-somatische schade is niet alleen het aantal door kanker veroorzaakte sterfgevallen bepalend voor het veroorzaakte leed. Ook de gevallen van kanker die niet tot sterfte leiden dragen hiertoe bij. Het is daarom adequaat (22) een risikofactor voor kankerinductie te nemen en niet voor kankersterfte zoals in het rapport Kerncentrales en Volksgezondheid van de Gezondheidsraad is gedaan. Op de onzekerheden en wetenschappelijke controverses die er bestaan t.a.v. deze risikofactoren is reeds in hoofdstuk 2 ingegaan.

Vanwege deze onzekerheid en vanwege de onzekerheid of (effektieve) tegenmaatregelen kunnen of zullen worden genomen (zie hoofdstuk 7) is in deze studie afgezien van een bepaling van het aantal slachtoffers door laat-somatische en genetische stralingsschade.

Uit de figuren 4.16 en 4.17 blijkt dat ook de laat-somatische dosis sterk afhankelijk is van heersende weersomstandigheden tijdens de lozing.

Ditzelfde geldt voor de genetische dosis (fig. 4.18 en 4.19). Tevens blijkt dat de berekende doses bij een FK-7-ongeval aanzienlijk lager zijn dan bij een FK-2-ongeval.

Referenties hoofdstuk 4

1. Sicherheitsbericht Kernkraftwerk Emsland mit Druckwasserreaktor, Elektrische Leistung 1300 MW, KWU, Mülheim (1978).
2. Kernkraftwerk Emsland
Kurzbeschreibung, KWU, juli (1979).
3. Projekt kernenergiecentrale Emsland, Standpunt inzake Veiligheid, Stralenbescherming en Milieubescherming, rapport van werkgroep 1 aan de NDKK, april 1981 (Nederlands-Duitse kommissie voor Kerninstallaties in het grensgebied).
4. Reactor Safety Study, An assessment of accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, WASH-1400 (NUREG 75/104), (1975).
5. Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (DRK), Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in Kernkraftwerken verursachten Risiko.
Verlag TÜV Rheinland (1979).
6. H.Glubrecht, W.Kühn.
Radioökologisches Gutachten zum geplanten Standort des Kernkraftwerks Emsland. Hannover, okt. (1980).
7. Kernkraftwerk Emsland.
Kurzbeschreibung von Standort und Anlage unter Berücksichtigung sicherheitstechnischer Aspekte.
8. Abgabe radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in der B.R.Deutschland 1979.
Atomwirtschaft, Dezember 1981, s.678-683.
9. Der Bundesminister des Innern.
Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft. 1977.
10. Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Exposition durch radioaktiven Einleitungen in Oberflächengewässer (Fließwässer).Jan. 1977 (Entwurf).
11. Der Bundesminister des Innern.
Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV).
Gemeinsames Ministerialblatt, 15 aug. 1979, 30. Jahrgang nr 21 seite 369-446.

12. DRK, Fachband 5: Untersuchung von Kernschmelzunfälle.
13. DRK, Fachband 6: Ermittlung der Spaltproduktfreisetzung.
14. ICRP-30, Limits for intakes of radionuclides by workers, Pergamon Press, part I and supplements.
15. P.E. Becker e.a., Calculations of dose consequences of a hypothetical large accident at a nuclear power reactor, Risø-M-2299 (aug. 1981).
16. Normen bij reaktorongevallen, Advies van de Gezondheidsraad, VAR 39 (1976), Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
17. Gezondheidsraad, Kerncentrales en Volksgezondheid, Rapport van de Commissie Kernenergie 3500 MW, (sept. 1975), p. 4.47.
18. Ibid., p. 4.22 tot 4.24.
19. ICRP-26, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.
20. Gezondheidsraad, 2e Interimadvies inzake ICRP-26, (dec. 1979).
21. S. Kjeldsen-Kragh en P.E. Stryg, "Die Økonomiske Virkninger af en stort Barsebåchuheld", Udguvet af Miljøsturelsen, København (concept, 1981).
22. Minderheidsstatement van E.P. Radford in 'The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation', Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, Washington (1980).p.287-311.
23. Tweede Kamer zitting 1978-1979, 15580 nr. 1-2.
24. J. Versteeg, Het ongeval met de kerncentrale Three Mile Island 2, De Veiligheid 5 (1979), pp.439-442.
25. Het GAO-rapport 'Three Mile Island': 'The most studied nuclear accident in history' (1980), opgesteld ten behoeve van het Amerikaanse Congress schat de geloosde hoeveelheid edelgassen op $2.4 \text{ à } 13.10^6 \text{ Ci}$ (zie ook J.A. Auxier e.a., 'Report of the task group on health physics and dosimetry', Staff report to the President's Commission on the accident at Three Mile Island, (1979). M. Levenson en F. Rahn houden de laagste waarde ($2.4.10^6 \text{ Ci}$) aan in hun artikel, 'Realistic estimates of the consequences of nuclear accidents', Nuclear Technology, 53, mei 1971, p. 99-110.

5.1 Inleiding

Voor het onderdeel van deze studie betreffende de radiologische gevolgen voor Nederland van de snelle kweekreaktor te Kalkar, stonden geen veiligheidsrapporten met een beschrijving van routinelozingen en ontwerp-storingen van deze reaktor ter beschikking. Daarom blijft deze analyse beperkt tot de radiologische gevolgen van ongelukken. De gevolgen van de routinelozingen zullen qua omvang overigens niet veel verschillen van die van de geplande kerncentrale te Lingen.

In paragraaf 5.2 worden enkele technische- en veiligheidsaspecten van de Kalkarcentrale besproken. In paragraaf 5.3 komen de aard van de mogelijke ongevallen en de hierbij mogelijk vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit aan de orde. Daarbij wordt tevens een motivering gegeven van de keuze van de in dit hoofdstuk beschouwde ongevallen. De radiologische gevolgen (paragraaf 5.4) zijn op dezelfde manier berekend als in hoofdstuk 4 voor de geplande centrale te Lingen. Voor een beschrijving van deze methode wordt daarom verwezen naar hoofdstuk 4 en appendix II. In dit rapport wordt niet ingegaan op de gezondheids-, milieu- en proliferatie-problemen die verbonden zijn met een splijtstofcyclus die voornamelijk is gebaseerd op plutonium. De bouw van de centrale te Kalkar dient beschouwd te worden als de eerste stap een dergelijke splijtstofcyclus te realiseren.

5.2 Technische- en veiligheidsaspecten

De 'SNR-300 centrale te Kalkar, op een afstand van 10 km. van de Nederlandse grens gelegen, is een prototype, natriumgekoelde, snelle kweekreaktor (2,3,4). In een kweekreaktor wordt op een efficiënte manier gebruik gemaakt van het in de natuur voorkomende uranium. De bij de kernsplijting vrijkomende neutronen worden niet alleen gebruikt voor het in stand houden van het splijtingsproces (van voornamelijk plutonium), maar ook voor de produktie van nieuwe splijtstof: het kweekproces. Bij het kweekproces ontstaat uit het niet splijtbare uranium isotoop U-238 door neutronenvangst het splijt-

bare isotoop plutonium-239. Voor een efficiënt verloop van het kweekproces is het wenselijk gebruik te maken van snelle (hoogenergetische) neutronen. Daarvoor is een reaktorkoelmiddel vereist dat weinig modereert, dat wil zeggen de neutronen weinig afremt. Daarnaast is het voor het kweekproces gewenst dat de kern compact is gebouwd en een hoge vermogensdichtheid heeft. Als reaktorkoelmiddel wordt in de Kalkarcentrale vloeibaar natrium gebruikt onder een lage druk (enkele atmosfeer). De modererende werking van natrium is gering. Bovendien heeft vloeibaar natrium goede warmtegeleidingseigenschappen, hetgeen voor de koeling van de reaktor van belang is. Een nadeel van natrium is echter dat het heftig en gemakkelijk reageert met water en lucht. Daarnaast kan natrium door neutronenvangst radioactief worden. Om deze redenen is in de Kalkarcentrale het primaire, radioactieve natriumkoelcircuit door een secundair natriumcircuit van het water-stoomcircuit gescheiden. Deze circuits zijn drievoudig uitgevoerd. Doordat het splijtingsproces zelf bij gebruik van snelle neutronen minder effectief verloopt, is het aandeel van splijtbaar materiaal in de reaktorkern groter dan in een lichtwaterreactor. De splijtstof in de reaktorkern bestaat uit een mengsel van Pu- en U-oxiden. Het aandeel splijtbaar materiaal in de reaktorkern bedraagt 24-34%. Het kweekmateriaal bestaat uit verarmd uraniumoxide, waarvan het U-235 gehalte lager is dan 0.7%. Het kweekmateriaal bevindt zich ten dele in de splijtstofstaven, die de splijtstofkern omgeven. De verhouding tussen het verbruikte en het gekweekte aantal splijtbare atoomkernen, de kweekfactor, zal indien de centrale in bedrijf wordt genomen, 0.96 bedragen en pas bij latere kernladingen hoger dan 1 zijn. In tegenstelling tot een lichtwaterreactor heeft de Kalkarcentrale twee verschillende opslagbassins voor bestraalde splijt- en kweekstofstaven. De splijtstofstaven die bij een splijtingsstofwisseling uit de reaktorkern wordt verwijderd, worden gedurende minstens een half jaar in een natriumgekoeld opslagbassin geplaatst, alvorens in een gasgekoelde opslagruimte te worden overgebracht. Hierin worden ook de kweekstofstaven opgeslagen. Van speciaal belang zijn de actieve en passieve veiligheidsvoorzieningen die in de Kalkarcentrale

zijn toegepast om ongecontroleerde lozingen van radioactiviteit te voorkomen. In het volgende hoofdstuk worden enkele genoemd.

In het ontwerp van de reaktor zijn twee onafhankelijk van elkaar werkende regelstaafsystemen opgenomen die beide afzonderlijk in staat zijn de reaktor stil te leggen. Deze dienen zeer betrouwbaar te zijn om bij (reaktiviteits) storingen de reaktor niet "prompt kritisch" te laten worden.

De vervalwarmte van een uitgeschakelde reaktor kan via ieder van de drie hoofdkoelsystemen worden afgevoerd. Bovendien is een geheel onafhankelijk noodkoelsysteem gepland dat, indien nodig, de vervalwarmte via dompelkoelers in het reaktorvat kan opnemen en via luchtkoelers aan de buitenlucht kan afgeven. Deze noodkoeling kan energie betrekken uit noodstroomaggregaten. Ten behoeve van de veiligheid is het reaktorvat omgeven door een tweede vat.

In de bodem van de reaktorcel, onder het reaktorvat is bovendien een opvang- en koelsysteem voor de kern ("core-catcher") ingebouwd, voor het geval bij een ongeval de splijtstof door het reaktorvat smelt. De Kalkarcentrale is voorzien van een dubbel containmentsysteem (insluitingssysteem), (zie fig. 5.1, ref.5).

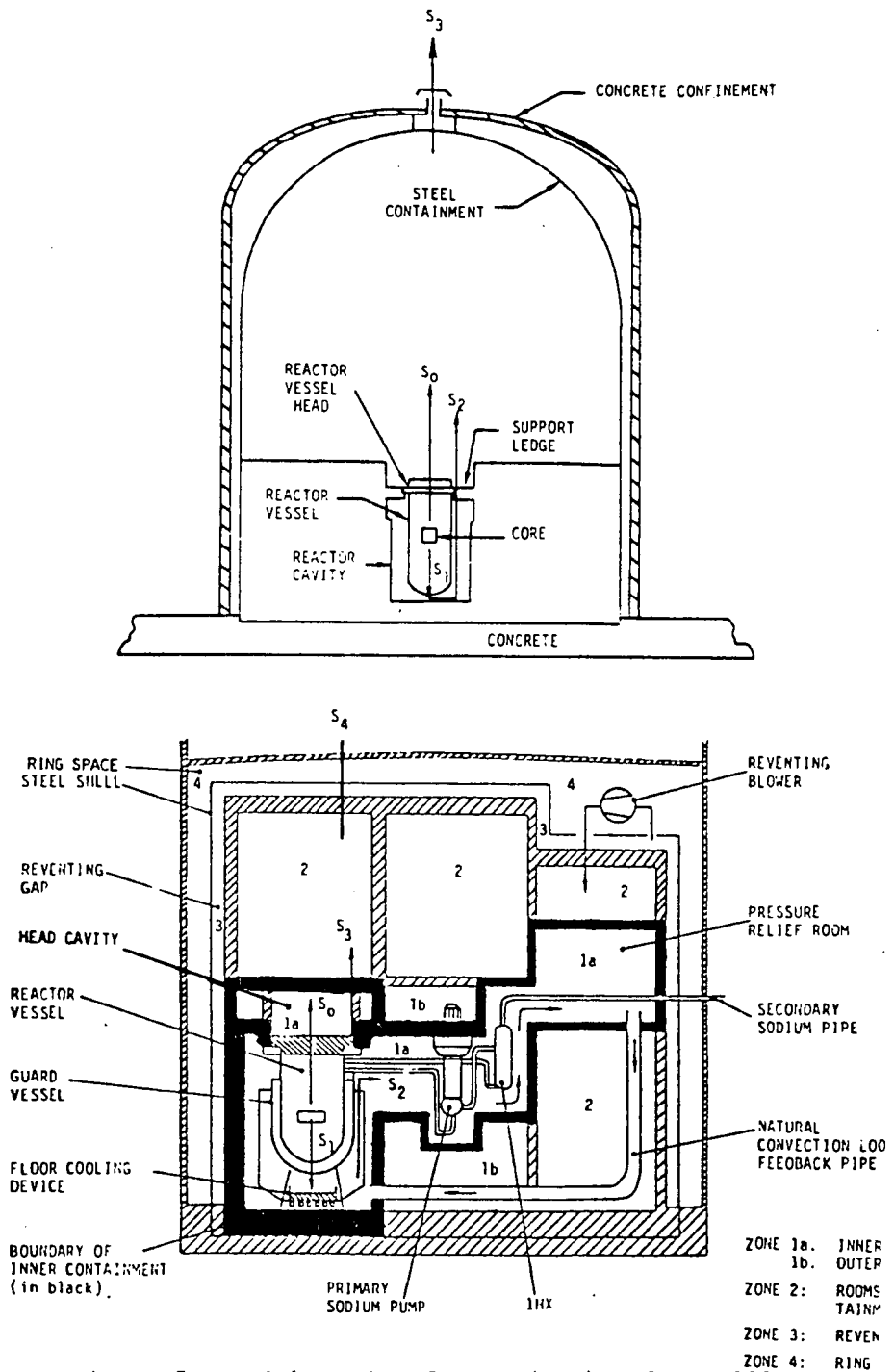
Het binnenste containment, dat het totale primaire circuit omvat, is een gesloten betonstructuur met een gasdichte staalbedekking. Dit containment is 'geïnertiëerd' met stikstofgas om bij lekkages van het primaire circuit natriumbranden te voorkomen. Het buitenste, slechts gedeeltelijk 'geïnertiëerde' containment, omsluit het binnenste containment en is te vergelijken met de veiligheidsomhulling in een lichtwaterreaktor. Het bestaat uit een betonnen wand die geheel omsloten wordt door een huid van staalplaat op ± 60 cm. afstand.

In de tussenruimte kan een onderdruk in stand worden gehouden om lekkages vanuit het containment in de omgeving te verhinderen. De afgezogen lucht uit de tussenruimte kan ofwel na filtering via de schoorsteen direkt in de omgeving worden geloosd ("exventing") ofwel gedurende maximaal 10 dagen teruggepompt worden in het containment ("reventing"), bijvoorbeeld in het geval van een storing.

Het containment is omgeven door het reaktorgebouw.

Door middel van passieve veiligheidsvoorzieningen wordt de Kalkarcentrale op dezelfde manier als de kerncentrale Emsland te Lingen tegen invloeden van buitenaf beschermd. (Zie ook hoofdstuk 4).

Deze studie evalueert niet of de getroffen passieve veiligheidsvoorzieningen effectief en voldoende zijn. In de BRD worden momenteel in het kader van het werk van de Enquête Kommission "Zukünftige Kernenergiepolitik" discussies gevoerd, aangaande de vraag of de Kalkarcentrale wel voldoende beschermd is tegen aardbevingen, die ter plaatse mogelijk kunnen optreden.



Figur 5.1 Schematic of CRBR (top) and SNR-300 (bottom) Containment System and the Radionuclide Source Terms S_0 , S_1 , S_2 , S_3 and S_4 in the Post-HCDA Phase.

5.3 Ongevallen

5.3.1 Aard van de ongevallen

Het grootste gedeelte van de radio-activiteit van de Kalkarcentrale bevindt zich in de reaktorkern. Grote hoeveelheden radioactiviteit kunnen (slechts dan) vrijkomen als deze reaktorkern oververhit raakt en smelt.

Dit kan bij vermogensexkursies het geval zijn. In referentie 2 wordt ervan uitgegaan dat deze zowel qua oorzaken als gevolg het belangrijkste zijn. Bij een vermogensexkursie vindt een ongecontroleerde vermogenstoename van de reaktor plaats. De in deze studie beschouwde ongevallen betreffen zulke vermogensexkursies (Bethe- Tait excursies), waarbij een ernstige beschadiging van de reaktorkern optreedt ("core disruptive accidents:CDA").

Bij deze ongevallen wordt een snelle reaktiviteits-toename in de reaktorkern verondersteld, (bijvoorbeeld door een verandering in de geometrie van de kern of een verlies aan koelmiddeldoorvoer) waarbij een snelle reaktorstop niet mogelijk is.

Wegens het grote aandeel splijtbaar materiaal in de kern kan deze bovendien, indien zij smelt, weer kritisch worden. Dit betekent dat het verloop van een ongeval waarbij een kernbeschadiging optreedt niet alleen wordt bepaald door de geproduceerde vervalwarmte (zoals bij lichtwaterreactoren), maar ook door het mogelijk optreden van recriticaliteit waarbij grote hoeveelheden energie vrijkomen.

Naast natuurlijk de vraag of alle (deel-) beveiligingssystemen in zo'n geval beschikbaar zullen zijn en zullen werken is het voor het verloop van het ongeval van groot belang te weten welk aandeel van de geproduceerde energie bij een bepaalde vermogensexkursie als mechanische energie vrijkomt.

Vooraf de mechanische energie bepaalt namelijk de schade die aan reaktorvat, deksel, nakoelingssystemen en containment kan worden toegebracht.

Het ontwerp van de Kalkarcentrale is erop berekend het hoofd te kunnen bieden aan vermogensexkursies met een mechanische energie van maximaal 370 MWsec ("Auslegungswert"). Indien een vermogensexkursie zou optreden met een mechanische energie van meer dan 370 MWsec behoort het tot de mogelijkheden dat een beschadiging van het reaktorvatdeksel en van het binnenste containment wordt veroorzaakt.

Omdat het buitenste containment niet geïnertiëerd is met stikstof zouden hierbij natriumbranden kunnen ontstaan. Als gevolg van een drukopbouw door deze branden zou het buitenste containment vervolgens kunnen bezwijken (ref.2).

De mogelijke ongevallen te Kalkar ten gevolge van een vermogensexkursie kunnen dus onderverdeeld worden in ongelukken met een vrijkomende mechanische energie van meer of van minder dan 370 MWsec.

De eerste, de zogenaamde "high energetic core disruptive accidents" spelen een belangrijke rol in de huidige risikodiskussie over de SNR-300.

Hun optreden zou weliswaar een kleine kans hebben maar fysisch niet geheel zijn uit te sluiten.

In de meeste gevallen echter zal de bij een vermogensexkursie optredende mechanische energie beperkt zijn en geen directe mechanische beschadiging van het reaktorvat optreden (ref.2).

Op sommige sterk belaste plaatsen kan mogelijk-erwijs een gedeelte van de radioactiviteit uit het reaktorvat ontsnappen, maar de kern blijft in eerste instantie in het reaktorvat. Indien de vervalwarmte van de reaktorkern niet voldoende afgevoerd kan worden, door falen van de actieve hoofd- en nakoelsystemen, behoort een doorsmelten van het reaktorvat tot de mogelijkheden.

De gesmolten splijtstof valt dan in de bodemkoeling ("core catcher"). Hier is een langdurige koeling mogelijk indien dit koelsysteem beschikbaar is.

Voor de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit in de omgeving is bepalend of er lekkages van het binnenste naar het buitenste containment optreden, of het buitenste containment geïsoleerd is en of overdrukken in het buitenste containment kunnen worden vermeden. Kan het containment tijdig afgesloten worden dan kunnen de radionukliden meerdere dagen in het containment worden gehouden.

Dit heeft tot gevolg dat de kortlevende radionukliden grotendeels binnen het containment vervallen en dat een groot gedeelte van de radionukliden neerslaat in het containment ("plate out").

(Zie hoofdstuk 6, bronterm).

5.3.2 Motivatie om een zwaar ongeval te onderzoeken

In de voorgaande paragraaf is reeds gewezen op de discussies die momenteel worden gevoerd over de (on)mogelijkheid van hoog energetische ongevallen, waarbij het containment direkt faalt en in korte tijd aanzienlijke hoeveelheden radio-activiteit in de omgeving vrijkomen.

De auteurs van de onderhavige studie zijn (op dit moment) niet in staat hierover een definitieve uitspraak te doen. Een aantal andere rapporten laten duidelijk de mogelijkheid van dergelijke zware ongevallen open.

In een rapport van het Kernforschungszentrum Karlsruhe bijvoorbeeld, wordt een zwaar ongeval niet absoluut uitgesloten geacht, gezien de zorgvuldig geformuleerde konklusie:

"Eine höhere Energiefreisetzung wäre nur denk-möglich, wenn zu den ohnehin extrem unwahrscheinlichen Vorgängen, die zu einem Störfall dieses Typs führen, eine nicht mehr vorstellbare Häufung weiterer voneinander unabhängiger Ereignisse hinzukommen würde".

Deshalb kommen wir zu dem Schluss:

Für den SNR-300 kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit, d.h. damit praktisch ausgeschlossen werden, dass schwere Störfälle auftreten, deren mechanischen Energiefreisetzungen den Auslegungsgrenzwert von 370 MWsec überschreiten.

Een Amerikaanse studie betreffende de Clinch River Fase Breeder (8) (een geplande snelle kweek-reaktor van vergelijkbaar vermogen, maar met een verschillend containment systeem) stelt:

"A great deal of work has been performed on defining the effects and likelihood of significant LMFBR core energetics. Much of the work indicates that highly energetic events cannot be ruled out at this time. On the other hand the "best estimates" indicate that mild energetics are more likely than large energetics".

maar,

"The work to date, however, indicates that highly energetic events which could fail the primary containment cannot yet be ruled out"

en

"Upper containment structural failure allowing an uncontrolled presumably ground level release to the atmosphere, is estimated to occur with a relative likelihood of 0.02. That is the number of events leading to significant core damage, failure of the upper containment is predicted to occur about 2% of the time".

Deze laatste uitspraken hebben echter, zoals gezegd, betrekking op de CRFB-reaktor die qua konstruktie aanmerkelijk verschilt van de SNR-300-reaktor (zie fig. 5.1) zodat deze uitspraken (natuurlijk) niet zonder meer te generaliseren zijn voor de SNR-300.

In het veiligheidsrapport (9) van de CRFBR wordt tamelijk uitgebreid een 'highly energetic core disruptive accident' beschreven. Ook in een studie (10) van de Engelse National Radiological Protection Board, die de radiologische gevolgen van mogelijke ongevallen in een 1300 MW(e) snelle kweekreaktor beschrijft wordt rekening gehouden met zeer zware ongevallen. Na raadpleging van een aantal deskundige 'voorstanders' van de SNR-300 centrale rekt ook de Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) een zwaar ongeval tot de mogelijkheden. In een recente bijdrage (11) aan de Enquêtecommissie (april 1982) worden de gevolgen van een zwaar ongeval, dat in de volgende paragraaf nader wordt beschreven, geëvalueerd. Gegeven deze situatie worden in de onderhavige studie de gevolgen voor Nederland van een zwaar ongeval met de SNR-300 onderzocht. De beschouwde ongevalstypen worden in de volgende paragraaf nader beschreven. Daarbij wordt tevens ingegaan op de onzekerheid ten aanzien van de vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit bij een zwaar ongeval.

5.3.3 Beschrijving van de beschouwde ongevallen

Deze paragraaf bespreekt kort de in deze studie beschouwde ongevallen. In tabel 5.1 zijn de geloosde hoeveelheden radioactiviteit en andere voor de berekening relevante lozingsgegevens weergegeven. Evenals in het voorgaande hoofdstuk over de kerncentrale te Lingen zijn uit het

spektrum van mogelijke ongevallen, de radiologische gevolgen geëvalueerd van enerzijds een relatief licht en anderzijds een zwaar ongeval.

Het lichte ongeval

Het relatief lichte ongeval, in deze studie aangeduid met de lozingscategorie KA-1, is ontleend aan voorlopige resultaten van de studies vermeld in ref. 5, ref.2 en ref.12.

Het betreft een vermogensexkursieongeval waarbij de kern zwaar beschadigd wordt.

De vrijkomende hoeveelheid mechanische energie is minder dan 370 MWsec. Het binnenste containment wordt niet doorbroken, maar wel vinden geringe lekkages naar het buitenste containment plaats. Doordat het afsluitingssysteem van het containment wordt verondersteld te falen, vindt een directe en ongefilterde lozing van radioactiviteit in de omgeving plaats. Door dit "open" zijn van het containment ligt dit ongeval aan de 'bovenkant' van het spektrum van de lichte ongevallen.

In tabel 5.2 zijn de lozingscategorieën weergegeven die de GRS beschouwt. Vergelijking laat zien dat de in deze studie geschatte vrijkomende hoeveelheden van de eerste lozingsfase van lozingscategorie 3 van de GRS. Een verschil is dat bij deze lozingscategorie van de GRS na circa 1 dag en na circa 2 dagen nogmaals lozingen van radioactiviteit plaatsvinden. Voor de berekeningen van de omvang van de korte termijn effecten (eerste 24-uurs beenmergdosis) maakt dit geen verschil. De stralingsdoses op middellange en lange termijn, opgelopen door verblijf op besmette bodem, zullen voor de GRS-lozingscategorie 3 hoger zijn dan de in dit rapport berekende doses.

Het zware ongeval

Het zware ongeval betreft eveneens een ongecontroleerde vermogensexkursie. De vrijkomende mechanische energie bedraagt echter meer dan 370 MWsec. Het reaktorvat wordt, door hamerslag van het natrium, mechanisch beschadigd evenals het binnenste containment. Vrijwel direkt worden radioactieve stoffen in de omgeving geloosd.

Er bestaat echter een aanzienlijke onzekerheid met betrekking tot de hoeveelheid radioactieve stoffen die bij een zwaar ongeval in de omgeving kunnen vrijkomen. Dit hangt samen met de onzekerheid of het buitenste containment direkt kan falen, bijvoorbeeld door weggeslingerde reaktorvatdelen, zodat 'plate-out' mechanismen van minder belang zijn, of dat het containment pas na verloop van tijd faalt, bijvoorbeeld door overdrukfalen van het containmentafsluitingssysteem als gevolg van natriumbranden. In het laatste geval is de reductie van de vrijkomende hoeveelheden door 'plate-out' en depositiemechanismen in het reaktorgebouw van belang. In verband hiermee zijn met betrekking tot de hoeveelheid vrijkomende radioactieve stoffen bij een zwaar ongeval, twee gevallen geëvalueerd. In het eerste geval, aangeduid met de lozingscategorie KA-2 zijn de in de omgeving vrijkomende frakties van de reaktorkern gelijk gekozen aan de in het veiligheidsrapport van de Clinch River Fast Breeder Reactor vermelde frakties (9).

Hierbij wordt opgemerkt dat het in dit rapport beschouwde ongeval niet een in detail beschreven ongevalsverloop kent, maar dat de schatting van de vrijkomende frakties gebaseerd is op een aantal aannamen. Het containment wordt daarbij geacht direkt te bezwijken.

De (in-)effektiviteit van het bezwijken containment om de lozing van edelgassen, halogenen en vluchtige stoffen in de atmosfeer te voorkomen is vergelijkbaar met die van een lichtwaterreaktor containment zoals beschreven in WASH-1400.

Voor de lozing van de niet-vluchtige stoffen wordt echter een aanzienlijk hoger percentage, namelijk 10%, dan in de RSS-WASH-1400 (0.5%), aangenomen vanwege het verdampen van een aanzienlijk deel van de kerninventaris in geval van een hoogenergetisch 'Core disruptive accident' (zie ref.9).

Dat hierbij geen groter percentage in de atmosfeer komt vindt zijn oorzaak in de aanname dat binnen het containment nog vele reductiemechanismen optreden zoals aerosol neerslag en dampkondensatie (9). In het tweede geval, aangeduid met de lozingscategorie KA-3 zijn de vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit gebaseerd op een studie van

de GRS (11) over de Kalkarcentrale (zie tabel 5.3). Hierbij bezwijkt het buitenste containment niet. Na circa 5 minuten begint echter de lozing van radioactieve stoffen, als gevolg van overdrukfallen van het containmentafsluitingssysteem door natriumbranden. Deze vindt plaats via de 'warme werkplaats' in het hulpgebouw en via de schoorsteen.

De GRS neemt aan dat van de edelgassen en vluchtige radionucliden 100% en van de niet-vluchtige radionucliden 30% in het buitenste containment terecht komen. Door 'plate-out' blijft, met uitzondering van de edelgassen, 5/6-gedeelte in het containment. Slecht één zesde gedeelte wordt in de omgeving geloosd, hetgeen gepaard gaat met een grote warmte-emissie.

De voor de berekening van de radiologische gevolgen relevante lozingsgegevens zijn voor de drie beschouwde ongevalstypen in tabel 5.1 samengevat. Bij de berekeningen in dit rapport is uitgegaan van de reaktorinventaris van de SNR-300 zoals deze in ref.5 is gegeven. Het is evenwel nog niet zeker hoe de samenstelling van het plutonium (wat betreft de verschillende plutonium isotopen) zal zijn die als splijtstof wordt gebruikt bij het in gebruik stellen van de reaktor. De verdeling over de verschillende PU-isotopen kan namelijk aanzienlijk verschillen al naar gelang men uitgaat van plutonium uit lichtwaterreactoren of uit bijvoorbeeld Magnox-reactoren. De GRS gaat in haar studie (ref. 11) ook uit van de in ref.5 genoemde plutoniumsamenstelling. Momenteel worden door de in ref. 12 genoemde 'Forschungsgruppe Schneller Brüter e.V.' ongevals-berekeningen uitgevoerd waarbij wordt uitgegaan van een andere plutoniumsamenstelling. Ook de GRS verricht nog aanvullende ongevalsstudies, waarbij uitgegaan wordt van lichtwaterreactor-plutonium (uitgezonderd in 'splijtzone 1' van de reaktorkern waarin 50% Magnox plutonium wordt gebruikt). Zou in het onderhavige rapport zijn uitgegaan van deze andere plutoniumsamenstelling dan zouden de, in de volgende paragrafen, berekende stralingsdoses - met name voor de lange termijn - hoger uitvallen.

| | Lozingsduur (uren) | Lozingshoogte (meter) | Vrijkomende thermische energie (MW) | Vrijkomende frakties | | | | | | | |
|------------------------------------|-----------------------|--------------------------|---|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | | | Xe-Kr | I-Br | Cs-Rb | Te-Sb | Ba-Sr | Ru | La | Na |
| Licht ongeval KA-1 E<370 MWs | 0-12 | 100 | - | $1.7 \cdot 10^{-1}$ | $1.4 \cdot 10^{-2}$ | $2.1 \cdot 10^{-2}$ | $1.0 \cdot 10^{-2}$ | $1.2 \cdot 10^{-4}$ | $1.2 \cdot 10^{-4}$ | $1.2 \cdot 10^{-4}$ | $1.2 \cdot 10^{-4}$ |
| Zwaar ongeval KA-2 E>370 MWs | 0-0,5 | 100 | - | 1.0 | 0.7 | 0.5 | 0.5 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| Zwaar ongeval KA-3 E>370 MWs | 0-1 | 100 | 147 | 1.0 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.15 |

Tabel 5.1 Lozingsgegevens van de beschouwde ongevallen te Kalkar.

| Freisetzungskategorie Nr. | Beschreibung | Zeitpunkt der Freisetzung h | Dauer der Freisetzung h | Höhe der Freisetzung m | Freigesetzte Energie 10 ⁶ kJ/h | Häufigkeit der Freisetzung 1/a | Freigesetzter Anteil des Kerninventars | | | | | | |
|---------------------------|---|-----------------------------|-------------------------|------------------------|---|--------------------------------|--|----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | | | | | | Xe-Kr | J-org | NaJ | Cs-Rb | Te-Sb ¹ | Ba-Sr | La ² |
| 1 | Kernzerstörung, Versagen Drehdeckel und Zellendeckung, Überdruckversagen AC | 0 | 1 | 100 | 530 | 1·10 ⁻⁸ | 1 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.05 | 0.05 | 0.05 |
| 2 | Kernzerstörung, mechanisches Tankversagen, Auffangwanne defekt, keine Energieversorgung | 0 | 1 | 10 | - | 5.0·10 ⁻³ | - | 2.4·10 ⁻⁵ | 5.2·10 ⁻⁵ | 7.6·10 ⁻⁵ | 5.4·10 ⁻⁷ | 2.0·10 ⁻⁷ | 2.0·10 ⁻⁷ |
| | | 22 | 1 | 100 | 15 | 2.5·10 ⁻¹ | - | 4.8·10 ⁻⁴ | 1.4·10 ⁻³ | 5.3·10 ⁻³ | 3.0·10 ⁻⁴ | 7.4·10 ⁻⁴ | 7.4·10 ⁻⁴ |
| | | 25 | 1 | 100 | 15 | 5.7·10 ⁻¹ | 2·10 ⁻⁷ | 2.0·10 ⁻³ | 1.1·10 ⁻² | 1.4·10 ⁻² | 4.2·10 ⁻⁴ | 4.0·10 ⁻⁴ | 4.0·10 ⁻⁴ |
| 3 | Kernzerstörung, thermisches Tankversagen, ungefilterte Abluft | 0 | 3 | 100 | - | 2.2·10 ⁻¹ | - | 1.5·10 ⁻² | 3.0·10 ⁻² | 1.7·10 ⁻² | 1.8·10 ⁻⁴ | 1.5·10 ⁻⁴ | 1.5·10 ⁻⁴ |
| | | 22 | 1 | 100 | - | 2.6·10 ⁻¹ | 2·10 ⁻⁸ | 6.1·10 ⁻³ | 3.0·10 ⁻⁴ | 5.9·10 ⁻³ | 1.2·10 ⁻⁴ | 1.2·10 ⁻⁴ | 1.2·10 ⁻⁴ |
| | | 48 | 1 | 100 | - | 5.2·10 ⁻¹ | - | 6.7·10 ⁻³ | - | 5.5·10 ⁻³ | 1.4·10 ⁻⁴ | 1.4·10 ⁻⁴ | 1.4·10 ⁻⁴ |
| 4 | Kernzerstörung, thermisches Tankversagen, Containmentabschluß, keine Energieversorgung | 2 | 1 | 10 | - | 7.4·10 ⁻⁵ | - | 8.8·10 ⁻⁷ | 1.6·10 ⁻⁵ | 7.9·10 ⁻⁵ | 9.3·10 ⁻⁸ | 9.0·10 ⁻⁸ | 9.0·10 ⁻⁸ |
| | | 10 | 1 | 10 | - | 8.0·10 ⁻⁴ | - | 1.3·10 ⁻⁵ | 2.6·10 ⁻⁵ | 1.6·10 ⁻⁵ | 1.3·10 ⁻⁷ | 1.3·10 ⁻⁷ | 1.3·10 ⁻⁷ |
| | | 25 | 1 | 10 | - | 5.5·10 ⁻³ | 2·10 ⁻⁷ | 1.2·10 ⁻⁵ | 3.4·10 ⁻⁶ | 1.2·10 ⁻⁵ | 2.5·10 ⁻⁷ | 2.4·10 ⁻⁷ | 2.4·10 ⁻⁷ |
| | | 48 | 1 | 10 | - | 3.8·10 ⁻² | - | 6.4·10 ⁻⁴ | - | 5.2·10 ⁻⁴ | 1.3·10 ⁻⁵ | 1.3·10 ⁻⁵ | 1.3·10 ⁻⁵ |
| | | 100 | 1 | 10 | - | 0.95 | - | 9.6·10 ⁻³ | - | 6.3·10 ⁻⁴ | 1.6·10 ⁻⁵ | 1.6·10 ⁻⁵ | 1.6·10 ⁻⁵ |
| 5 | Kernzerstörung, thermisches Tankversagen | 240 | 1 | 100 | - | 6.2·10 ⁻³ | - | 4.6·10 ⁻⁷ | 8.3·10 ⁻¹⁰ | 6.0·10 ⁻¹⁰ | 5.6·10 ⁻¹² | 4.4·10 ⁻¹² | 4.4·10 ⁻¹² |
| | | 280 | 1 | 100 | - | 6.2·10 ⁻³ | 3·10 ⁻⁷ | 6.2·10 ⁻⁷ | 4.6·10 ⁻¹⁰ | 8.3·10 ⁻¹⁰ | 6.0·10 ⁻¹⁰ | 5.6·10 ⁻¹² | 4.4·10 ⁻¹² |
| | | 320 | 1 | 100 | - | 6.2·10 ⁻³ | - | 6.2·10 ⁻⁷ | 4.6·10 ⁻¹⁰ | 8.3·10 ⁻¹⁰ | 6.0·10 ⁻¹⁰ | 5.6·10 ⁻¹² | 4.4·10 ⁻¹² |

| Freisetzungskategorie Nr. | Beschreibung | Zeitpunkt der Freisetzung h | Dauer der Freisetzung h | Höhe der Freisetzung m | Freigesetzte Energie 10 ⁶ kJ/h | Häufigkeit der Freisetzung 1/a | Freigesetzter Anteil des BE-Lageninventars | | | | | | |
|---------------------------|---|-----------------------------|-------------------------|------------------------|---|--------------------------------|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|-----------------|
| | | | | | | | Xe-Kr | J-org | NaJ | Cs-Rb | Te-Sb ¹ | Ba-Sr | La ² |
| A | Kühlungsausfall natriumgekühltes BE-Lager | 100 | 1 | 100 | 15 | - | - | 7.3·10 ⁻³ | - | - | 4.4·10 ⁻⁴ | - | - |
| | | 102 | 1 | 100 | 15 | - | 4·10 ⁻⁵ | 3.5·10 ⁻² | 2.2·10 ⁻² | 4.1·10 ⁻³ | 1.1·10 ⁻⁹ | 1.1·10 ⁻¹⁰ | |
| | | 130 | 2 | 100 | - | - | - | 9.0·10 ⁻³ | 9.0·10 ⁻³ | 1.2·10 ⁻² | 5.7·10 ⁻⁶ | 5.7·10 ⁻⁷ | |
| B | Kühlungsausfall Gasgekühltes BE-Lager | 140 | 3 | 100 | - | 10 ⁻³ | - | 5.10 ⁻⁵ | 5.10 ⁻⁶ | 5.10 ⁻⁶ | 5.10 ⁻⁷ | - | |
| | | 200 | 2 | 100 | - | - | - | 5.10 ⁻⁵ | 5.10 ⁻⁶ | 5.10 ⁻⁶ | 5.10 ⁻⁷ | - | |

1) enthält Se
2) enthält Ru, Rh, Co, Mo, Tc, Y, La, Zr, Nb, Ce, Pr, Nd, Np, Pu, Am, Cm

Freisetzungskategorien

Tabel 5.2

5.4 Radiologische gevolgen

5.4.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt een belangrijk deel van de dosesberekeningen van de drie beschouwde lozingscategorieën, KA-1, KA-2 en KA-3, gepresenteerd. In appendix V zijn in detail meer resultaten gegeven. Aan de hand hiervan zullen de gevolgen kort worden besproken. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen de gevolgen op korte en middellange termijn en de gevolgen op lange termijn. De gevolgen op lange termijn worden geïllustreerd door de laat-somatische en genetische doses en door de doses veroorzaakt door straling van radio-actief besmette bodem waardoor gebieden onbewoonbaar kunnen worden. De gevolgen voor het gebruik van land voor agrarische doeleinden is hier niet onderzocht (zie ook hoofdstuk 4, paragraaf 4.4.3.3). Eerst worden de gevolgen op korte en middellange termijn besproken, vervolgens de gevolgen op lange termijn. De aard van de gevolgen is uitgebreider in de hoofdstukken 2 en 4 besproken, zodat hier slechts een beknopte beschrijving wordt gegeven. De resultaten zijn samengevat in een aantal grafieken en figuren, waarbij een toelichting is gegeven.

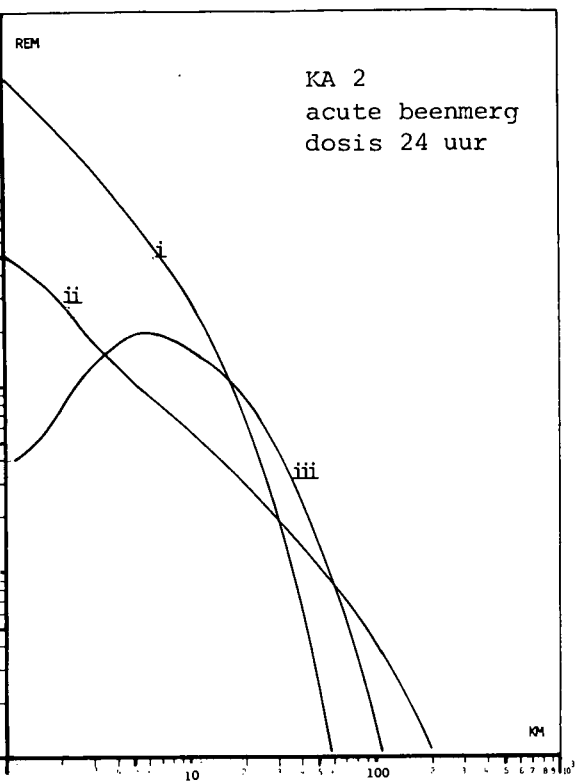
5.4.2 Gevolgen op korte en middellange termijn

Evenals in hoofdstuk 4 zijn de korte en middellange termijn stralingsdoses voor een aantal representatieve weertypen bepaald. De korte termijn stralingsbelasting ('vroeg-somatische'dosis) is hierbij weer de akute beenmergdosis, die men in een periode van 24 uur, zonder extra bescherming kan oplopen. De berekende middellange termijn stralingsbelasting is de stralingsdosis die men kan oplopen bij een langduriger verblijf van 90 dagen in het radioactief besmette gebied. Laatstgenoemde dosis verschaft een inzicht in de omvang van de gebieden waartegen maatregelen op middellange termijn noodzakelijk zijn, opdat bepaalde stralingsnormen niet worden overschreden.

Lozingskategorieën KA-2 en KA-3 (zwaar ongeval)

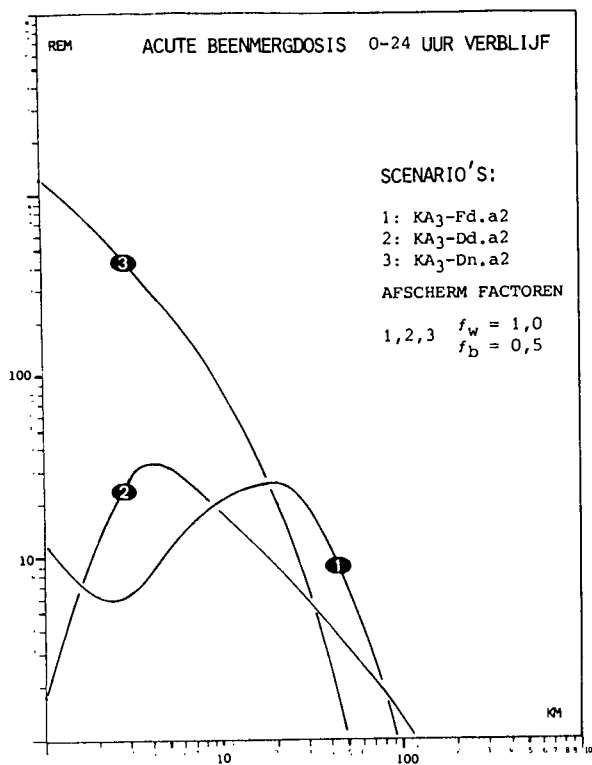
Figuur 5.3 laat voor de lozingskategorie KA-2 en de hier beschouwde verspreidingskondities zien dat een 'vroeg-somatische' stralingsdosis van meer dan 5 rem op kan treden tot een afstand van circa 90 km. Een stralingsdosis van 15 kan volgens de berekeningen ontstaan tot op een afstand van circa 50 km. De doses van 15 rem en 5 rem komen overeen met de door de Gezondheidsraad gedefiniëerde noodreferentienivo's (voor volwassenen, respectievelijk voor kinderen en zwangere vrouwen). Bij lozingskategorie KA-3, figuur 5.2, bedragen de afstanden waarop de noodreferentienivo's van 5 en 15 rem worden bereikt circa 60 km. respectievelijk 35 km..

Door de grote warmte-emissie bij dit ongeval en de daarmee samenhangende pluimstijging zijn de dosis-kontouren voor lozingskategorie KA-3 nogal grillig. Figuur 5.4 geeft voor lozingskategorie KA-2 een indruk van de omvang van de direkt bedreigde gebieden. De berekeningen laten zien dat bij de verspreidingskondities van weerklasse D met neerslag, op Nederlands grondgebied akueel levensgevaar te duchten is.

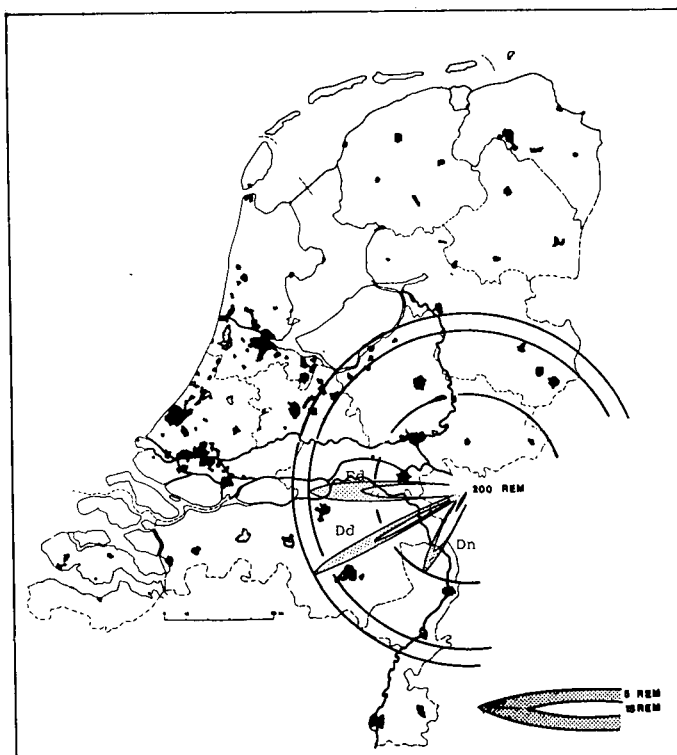


Figuur 5.2

i : D natte depositie
ii : D droge depositie
iii : F

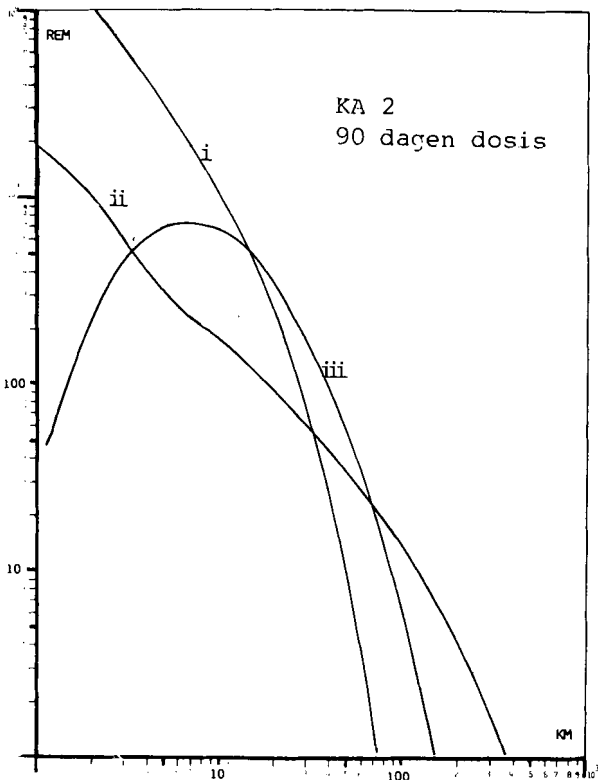


Figuur 5.3



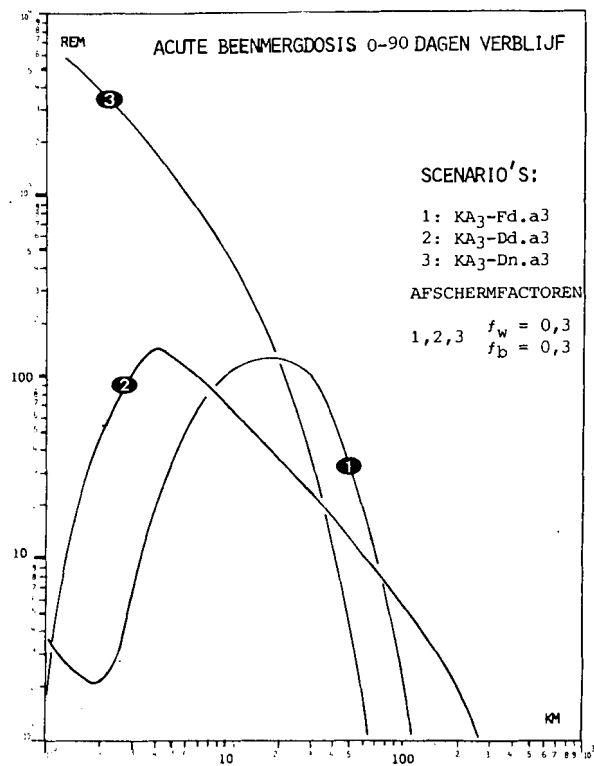
Figuur 5.4

Figuur 5.5 (KA-2) en figuur 5.6 (KA-3) geven de stralingsbelasting die men gedurende 90 dagen verblijf in besmet gebied kan oplopen bij een zwaar ongeval als functie van de afstand tot de reaktor. De grootste afstand waarop een stralingsdosis van 5 rem kan optreden bedraagt voor lozingscategorie KA-2 circa 180 km. en voor lozingscategorie KA-3 circa 110 km..

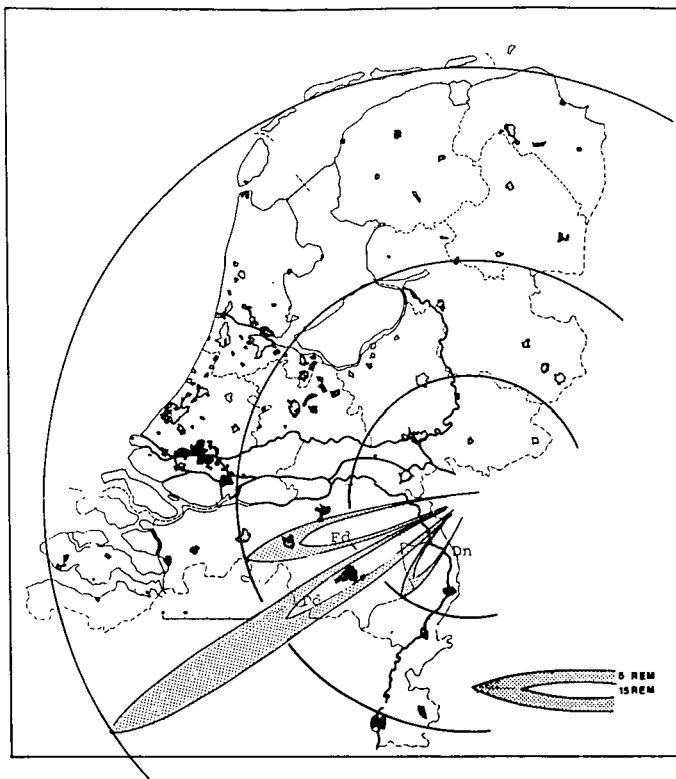


Figuur 5.5

i : D natte depositie
ii : D droge depositie
iii : F



Figuur 5.6



Figuur 5.7

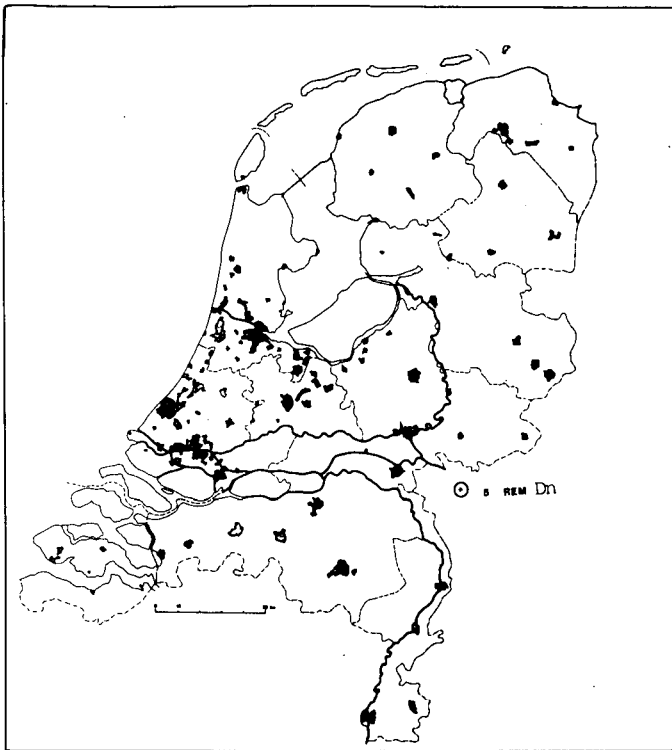
Een indicatie van de omvang van de op de middellange termijn te evacueren gebieden kan voor de lozingscategorie KA-2 uit figuur 5.7 worden verkregen. Uit het bovenstaande blijkt dat in geval van een zwaar ongeval omvangrijke gebieden van Nederland getroffen kunnen worden en dat de consequenties voor Nederland ingrijpend zijn.

Lozingscategorie KA-1 (licht ongeval)

Figuur 5.8 laat voor het lichte ongeval (lozingscategorie KA-1), zien dat voor de hier beschouwde verspreidingscondities een 'vroegsomatische' stralingsdosis van 5 rem kan optreden tot op een afstand van circa 7 km.

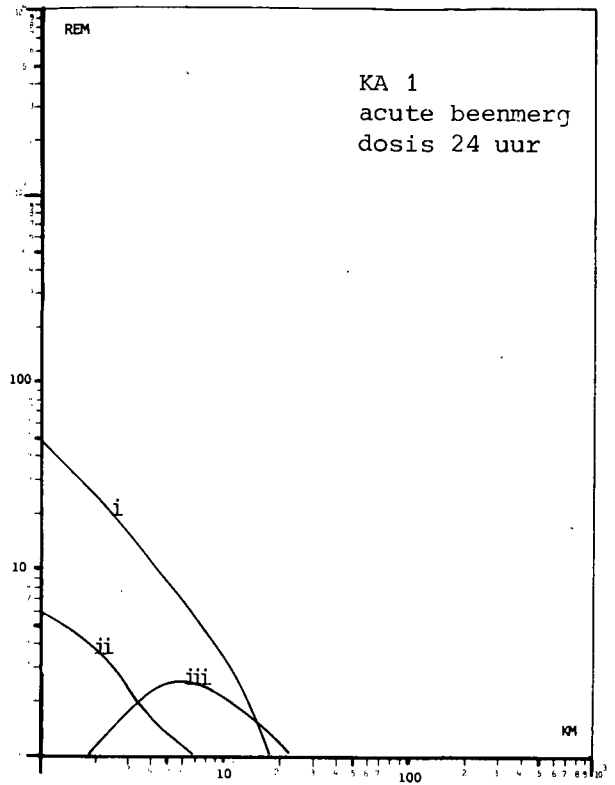
Een stralingsdosis van 15 rem treedt volgens de berekeningen alleen dichtbij de centrale op.

In figuur 5.9 is voor het ongunstigste weertype, weerkategorie D met neerslag, de afstand waarop de dosis een waarde van 5 rem kan bereiken aangegeven.



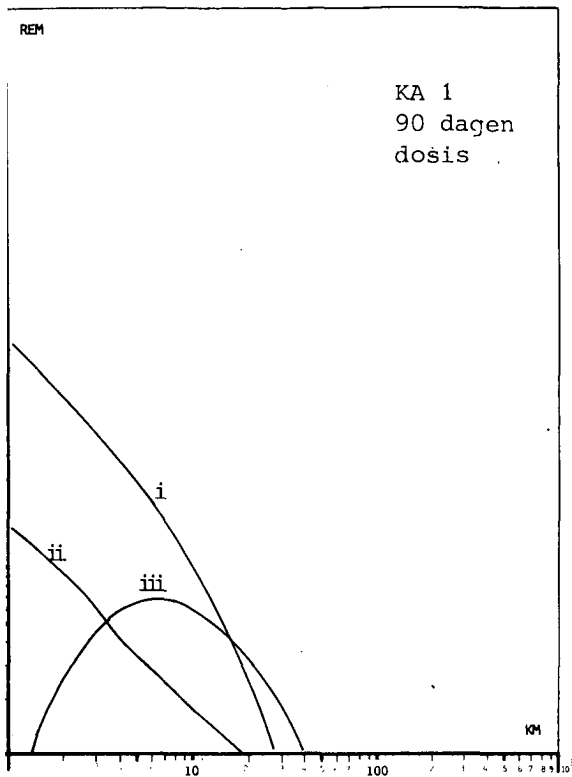
i : D natte depositie
 ii : D droge depositie
 iii : F

Figuur 5.8



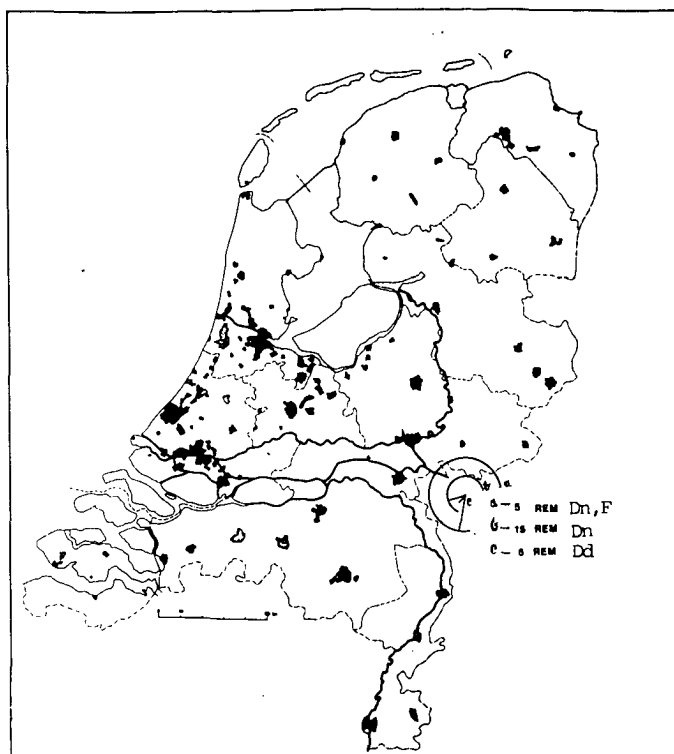
Figuur 5.9

Figuur 5.10 en figuur 5.11 laten de stralingsbelasting zien die men gedurende 90 dagen verblijf in besmet gebied kan oplopen. De grootste afstand waarop een stralingsdosis van 5 rem kan optreden bedraagt circa 15 km.



Figuur 5.10

i : D natte depositie
ii : D droge depositie
iii : F



Figuur 5.11

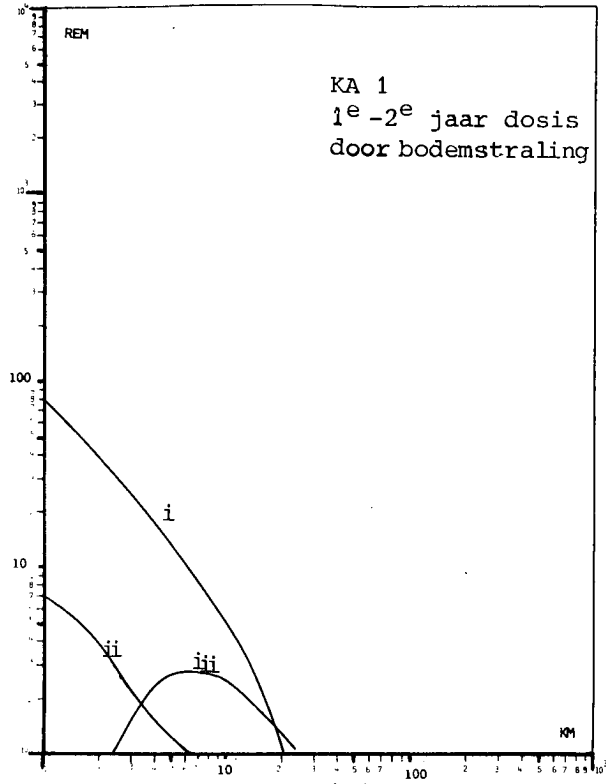
Uit bovenstaande blijkt dat op basis van de 5 en 15 rem noodreferentienivo's van de Gezondheidsraad in Nederland geen noodzaak tot evacuatie van mensen op korte termijn. Op middellange termijn zou dit lichte ongeval wel, zij het beperkte konsekwenties hebben met betrekking tot evacuatie van personen in het grensgebied.

5.4.3 Radiologische gevolgen op lange termijn

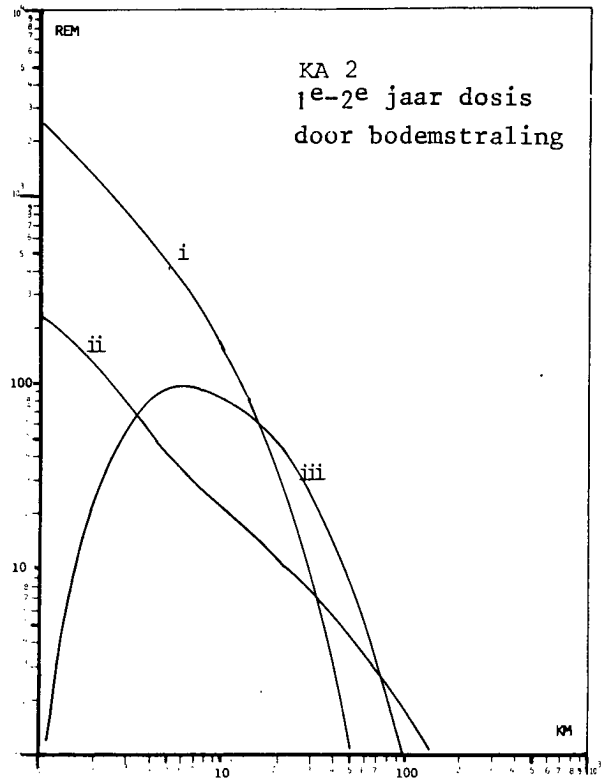
Lange termijn grondbesmetting

Naast de korte termijn stralingsbelasting zal men echter nog gedurende vele jaren aan radioactieve straling blootgesteld kunnen worden door verblijf in radioactief besmet gebied. In welke mate dit het geval is hangt af van de besmettingsgraad van het land en van de eventuele stralingsreduktie die men door het treffen van tegenmaatregelen kan bereiken. De omvang van de gebieden die vervolgens ongeschikt voor bewoning moeten

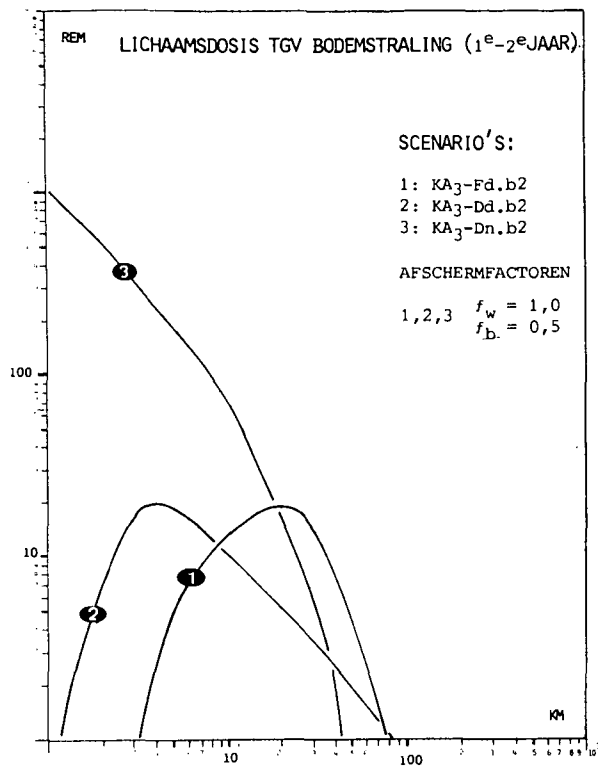
worden geacht, zal daarbij afhangen van de stralingsnormen die hiervoor worden gehanteerd. De totale lichaamsdosis die men gedurende het tweede jaar na het ongeval oploopt (zonder extra afscherming), is voor de drie lozingscategorieën KA-1, KA-2 en KA-3 weergegeven in respektievelijk fig. 5.12, fig. 5.13 en fig. 5.14.



i : D natte depositie Fig. 5.12
ii : D droge depositie
iii : F



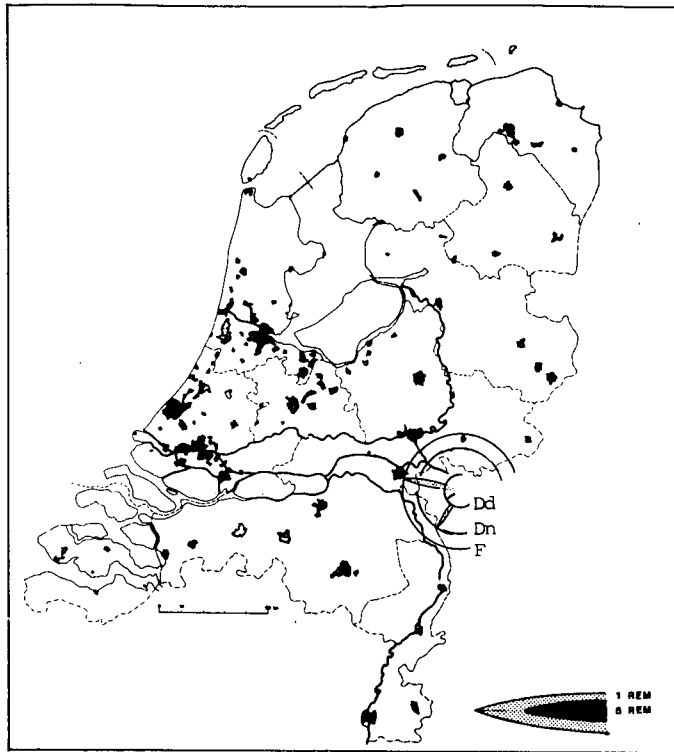
i : D natte depositie Fig. 5.13
ii : D droge depositie
iii : F



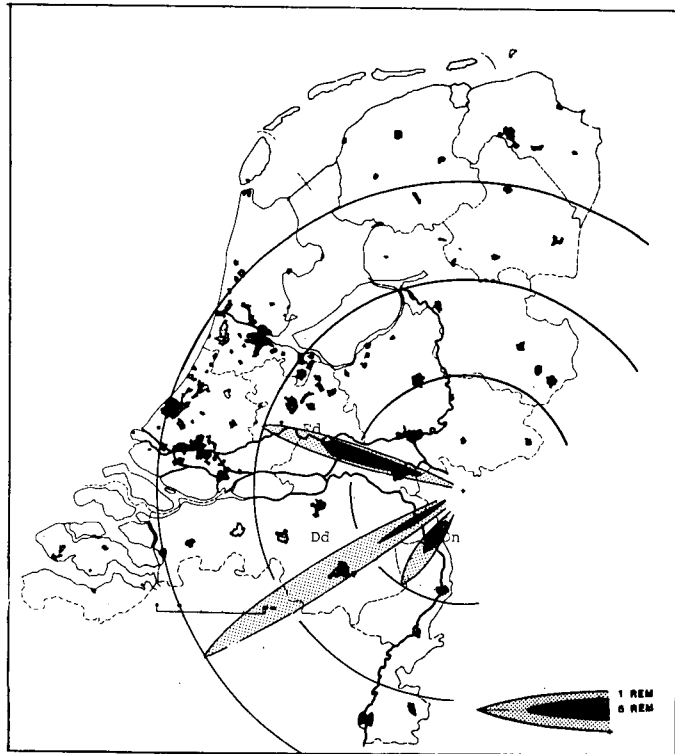
Figuur 5.14

Op dezelfde manier als in paragraaf 4.4.4.2 aangegeven kan men hieruit gemakkelijk voor andere afschermingsfactoren dan de in de berekeningen gehanteerde faktor 0.5, de optredende dosis, op een willekeurige afstand, bepalen.

De contouren van de besmette gebieden waarbinnen de opgelopen dosis in het beschouwde jaar hoger is dan 5 rem en 1 rem zijn voor ongeval KA-1 in fig.5.15 en voor ongeval KA-2 in fig. 5.16 weergegeven.



Figuur 5.15



Figuur 5.16

Deze doses vormen overigens geen criteria voor be-
woonbaarheid. De figuren zijn slechts bedoeld om
een eerste indruk te geven van de besmettingsgraad
van het land. Indien de ICRP-norm van 50 millirem
per jaar, (gemiddelde bevolkingsgroepen), zou worden
gehanteerd als criterium voor woonbaarheid dan kan,
door extrapolatie, uit fig. 5.12, fig. 5.13 en fig.
5.14 worden afgeleid dat de onbewoonbare gebieden
veel omvangrijker zullen zijn.

De figuren 5.13 en 5.14 laten voor het zware ongeval
(lozingscategorie KA-2 en KA-3) zien, dat bij een
strikte handhaving van deze 'norm', een groot deel
van Nederland de kans loop voor lange tijd onbe-
woonbaar te worden.

De resultaten voor het lichte ongeval, lozingscate-
gorie KA-1, laten een analoog beeld zien zij het
dat de omvang van het besmette gebied aanzienlijk
kleiner is. (zie fig. 5.15 en fig. 5.16).

Tot slot worden in tabel 5.3 voor
de lange termijn bodemstraling, de afstanden tot
de centrale gegeven waarvoor geldt dat de jaardosis
gelijk is aan 100, 25, 5 en 1 rem.

Deze afstanden zijn gegeven voor drie perioden
namelijk 1 week, 1 jaar en 5 jaar na een reaktor-
ongeval. Tabel 5.3 geeft een indruk van het lang-
durige karakter van de radioactieve bodembesmetting.

| lozingscategorie, weerklasse depositiemechanisme | (maximale) afstand waarbinnen de grond dosis tussen respectievelijk 7 dagen en 1 jaar, tussen 1 jaar en 2 jaar en tussen 5 jaar en 6 jaar groter is dan: | | | | | | | | | | | |
|---|---|-----|---|--------|----|----|-------|----|----|-------|-----|----|
| | 100 rem | | | 25 rem | | | 5 rem | | | 1 rem | | |
| KA-1, F, droge depositie | - | - | - | - | - | - | 15 | - | - | 45 | 25 | 15 |
| , D, droge depositie | - | - | - | - | - | - | 4 | 2 | - | 20 | 7 | 4 |
| , D, natte depositie | 2 | - | - | 7 | 3 | ⊗ | 15 | 10 | ⊗ | 30 | 20 | ⊗ |
| KA-2, F, droge depositie | 45 | 7 | - | 80 | 30 | 15 | 120 | 60 | 45 | 150 | 95 | 75 |
| , D, droge depositie | 20 | 2,5 | 1 | 75 | 9 | 4 | 200 | 50 | 20 | 400 | 140 | 80 |
| , D, natte depositie | 30 | 15 | 8 | 40 | 25 | 15 | 60 | 40 | 30 | 70 | 50 | 40 |
| KA-3, F, droge depositie | 40 | - | - | 65 | - | - | 100 | 50 | 30 | 130 | 75 | 60 |
| , D, droge depositie | 10 | - | - | 45 | - | - | 150 | 20 | 7 | 320 | 85 | 35 |
| , D, natte depositie | 25 | 8 | 4 | 40 | 20 | 10 | 50 | 30 | 20 | 70 | 45 | 35 |

Tabel 5.2 Afstand in kilometers langs pluimas; onafgeschermd;
geen dekontaminatie.

⊗ niet berekend
- niet overschreden

Lange termijn gezondheidseffekten

De gezondheidsgevolgen van opgelopen radioactieve bestraling beperken zich niet tot de eerder besproken korte en middellange termijn gevolgen (stralingsziekten, sterfte) van de eerste dagen en maanden. Op lange termijn, vele jaren na een ongeluk, zullen zich nog schadelijke gevolgen voor de gezondheid voordoen.

Dat zijn de zogenaamde laat-somatische en genetische effecten. Onder de laat-somatische effecten wordt verstaan het optreden van leukemie (bloedkanker) en tumoren (kankergezwellen), vaak vele jaren na blootstelling aan straling.

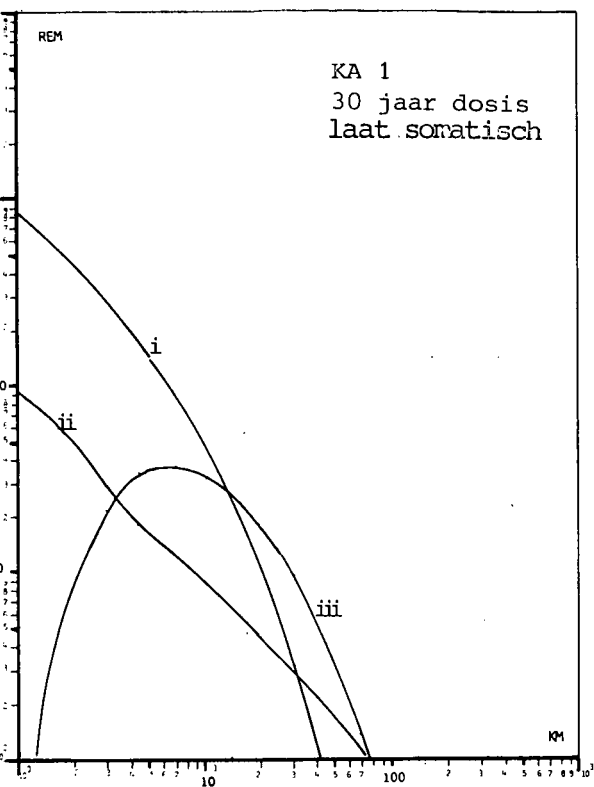
Genetische schade is schade toegebracht aan geslachtscellen die overdragen wordt aan volgende generaties waar ze zich kan uiten in velerlei meer of minder ernstige afwijkingen, zowel lichamelijk als geestelijk.

Zowel het optreden van genetische schade als het optreden van laat-somatische effecten is een toevalproces. Slechts de waarschijnlijkheid, en niet zozeer de ernst van het effect hangt af van de ontvangen stralingsdoses (zie hoofdstuk 2).

In deze studie is de mogelijke stralingsbelasting, uitgedrukt in rems, bepaald die men zou oplopen bij een langdurig verblijf, zonder tegenmaatregelen, in besmet gebied.

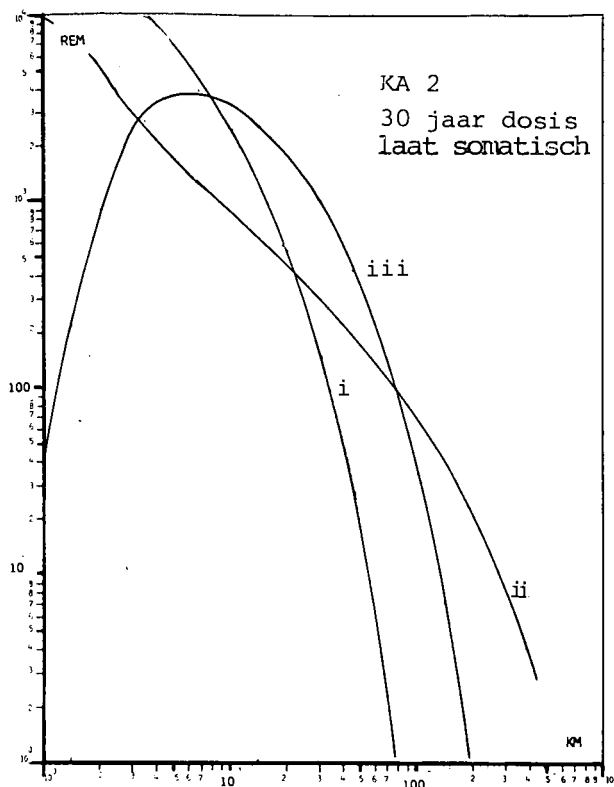
De gehanteerde berekeningsmethoden voor de laat-somatische (gehele) lichaamsdoses en voor genetische doses, zijn in appendix II beschreven.

De laat-somatische doses op de windrichtingen zijn voor de lozingscategorie KA-1, KA-2 en KA-3 in respectievelijk fig. 5.17, fig. 5.18 en fig. 5.19 weergegeven als functie van de afstand tot de centrale te Kalkar en voor verschillende weersomstandigheden. De berekeningen zijn gedaan met een effectieve afschermingsfaktor 0.3 voor zowel wolk- als bodemstraling en voor een verblijf van 30 jaar op besmette bodem.



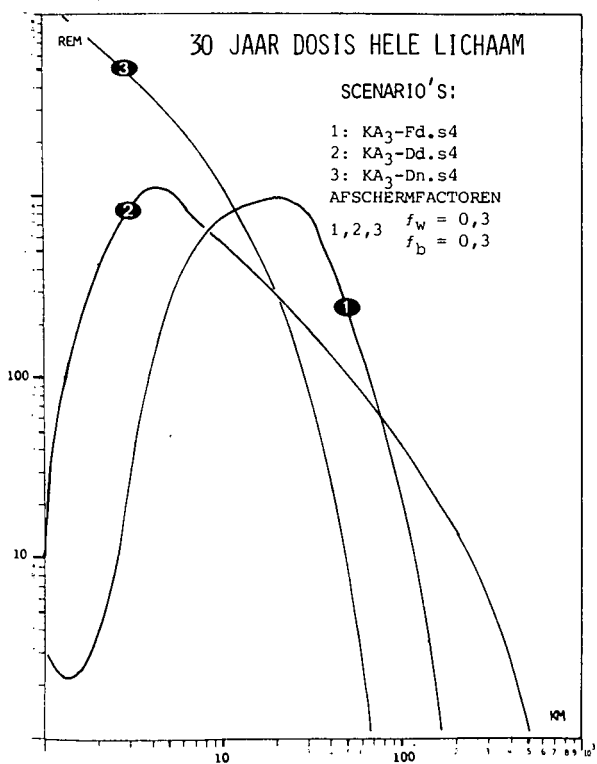
Figuur 5.17

i : D natte depositie
 ii : D droge depositie
 iii : F



Figuur 5.18

i : D natte depositie
 ii : D droge depositie
 iii : F

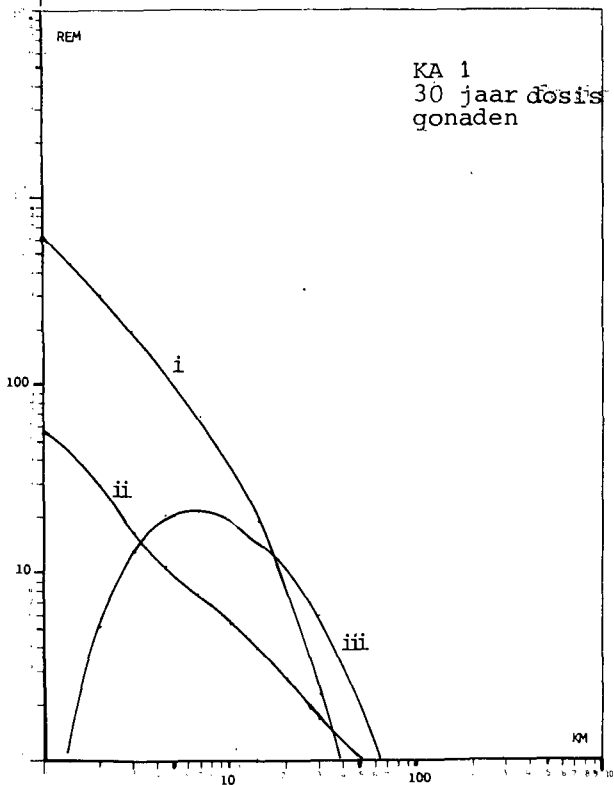


Figuur 5.19

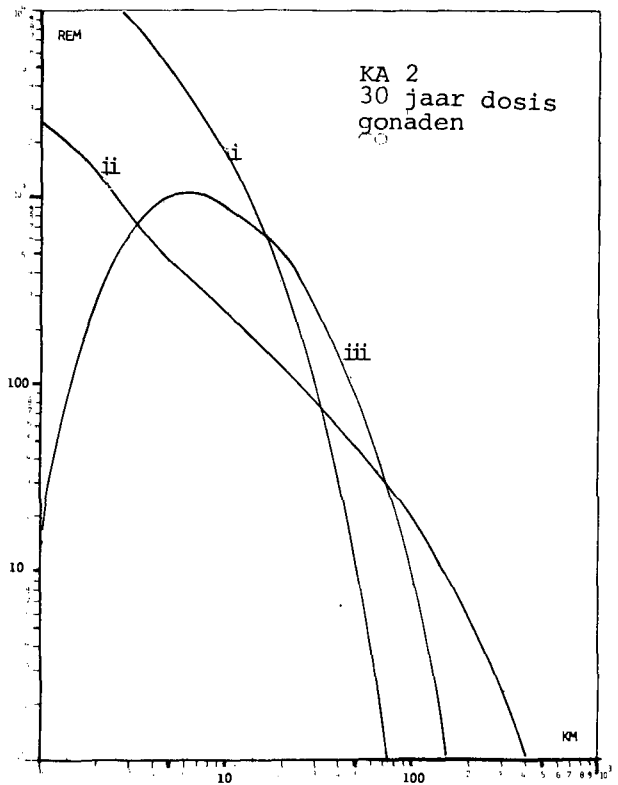
De voorgaande paragrafen lieten zien dat grote gedeelten van Nederland bij een zwaar ongeval (KA-2 en KA-3) op basis van bepaalde normen gedurende lange tijd niet voor bewoning geschikt zullen zijn en ontruimd dienen te worden.

Dit zijn natuurlijk ook die gebieden waar potentieel een hoge laat-somatische stralingsdosis opgelopen kan worden. De berekening van de laat-somatische doses illustreert mede dat voor deze gebieden op korte termijn maatregelen getroffen moeten worden. Deze gebieden zullen vanwege de hoge stralingsintensiteit in geen geval bewoond kunnen worden. De weergegeven doses gelden voor een verblijfsduur van 30 jaar op besmet gebied indien geen tegenmaatregelen zouden worden getroffen. Dit zal met name het geval zijn op grotere afstand van de centrale.

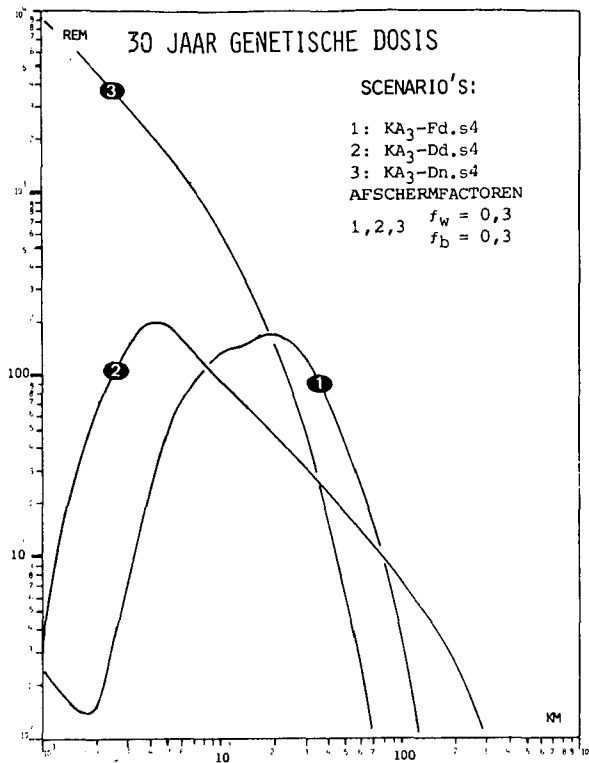
De genetische doses zijn voor de lozingscategorieën KA-1, KA-2 en KA-3 in respektievelijk figuur 5.20, 5.21 en 5.22 gegeven als functie van de afstand tot de centrale en voor verschillende weersomstandigheden.



i : D natte depositie Figuur 5.20
ii : D droge depositie
iii : F



i : D natte depositie Fig. 5.21
ii : D droge depositie
iii : F



Figuur 5.22

Deze figuren voor de genetische doses laten een analoog beeld zien als de figuren voor de laat-somatische doses.

In principe is het mogelijk op basis van de gepresenteerde doses een schatting te maken van het aantal slachtoffers, indien de bevolkingsverdeling in het door het ongeval getroffen gebied bekend is. (Zie hoofdstuk 4, paragraaf 4.4.4.4).

Uit de gegeven figuren blijkt dat de laat-somatische en genetische doses sterk afhankelijk zijn van de heersende weersomstandigheden tijdens het ongeval. De berekende doses bij een licht ongeval (KA-1) zijn aanzienlijk lager dan die bij een zwaar ongeval (KA-2 en KA-3).

Referenties hoofdstuk 5

1. W. Häfele, J.P.Holdren, G.Kessler,
Fusion and Fast Breeder Reactors,
International Institute for applied Systems
Analysis, Austria RR-77-8, november 1976,
pp. 261-275.
2. Zwischenbericht über die "Risiko-orientierte
Analyse zum SNR-300"
Gesellschaft für Reaktorsicherheit (januari (1982)).
3. B. ten Voorde,
Kweekreactoren, Literatuurstudie,
Technische Hogeschool Twente, september 1981.
4. P. Mostert,
Kalkar. Technische informatie over de snelle
kweekreaktor te Kalkar. CM/PM: 22-1-1974.
5. M. Schikorr, E. Rumble,
SNR-300 Risk Assessment
Post-HCDA In-plant Radionuclide Transport
Calculations, Science Application Inc., (1982).
6. R. Kollert,
Zum Lastfall Erdbeben,
Anhörung der Enquete-Kommission "Zukünftige
Kerenergie-Politik" des 9. Deutschen Bundestages
am 28 Januar 1982.
7. E.A. Fischer, R. Fröhlich, G. Hensener, H. Jacobs,
W. Royl, Kritische Bewertung der Literatur zu
hohen Energiefreisetzen bei hypothetischen
Störfällen in natriumgekühlten schnellen Brut-
reaktoren.
Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, (1982).
8. D.C. Williams e.a.
LMFBR Accident Delineation Study. Phase I Final
Report NUREG/CR-1507.
SAND 80-1267 (november 1980).
9. CRBRP Safety Study,
An assessment of accident risk from CRBRP
Clinch River Breeder Reactor Plant (maart 1977).
10. G.N. Kelly e.a.
An estimate of the radiological consequences
of national accidental releases of radioactivity
from a fast breeder reactor, National Radiolo-
gical Protection Board.
NRPB-R- (1977).

11. Risiko-orientierte Analyse zum SNR-300,
Gesellschaft für Reaktorsicherheit (april 1982)
12. Risiko-orientierte Analyse zum SNR-300.
Zwischenbericht der Forschungsgruppe Schneller
Brüter e. V. zum 30 April 1982.

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk besteedt aandacht aan de invloed van de keuze van modelparameterwaarden op de verkregen eindresultaten. De noodzaak van deze gevoeligheidsanalyse komt voort uit een tweetal problemen. Het eerste probleem betreft de omstandigheid dat vaak meerdere waarden van een modelparameter gekozen kunnen worden, omdat de betreffende parameter voor situaties die men modelmatig beschrijft meerdere waarden kan hebben (zoals windsnelheid, neerslaghoeveelheid t.b.v. uitwaskoëfficiënt, variatie in terreingesteldheid t.b.v. dispersiecoëfficiënt waarden). Het tweede probleem is terug te voeren op onzekerheid omtrent de (juiste) waarde die aan een modelparameter toegekend moet worden doordat hierover empirische gegevens (in voldoende mate) ontbreken. Voorbeelden zijn o.a. de bronterm, de depositiesnelheid en de energieinhoud van de vrijkomende radioactieve pluim. De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd door telkens één modelparameter te variëren, waarbij de overige parameters konstant worden gehouden. De gevoeligheidsanalyse levert uiteindelijk een kwalitatief en kwantitatief inzicht in de invloed op en mogelijke spreiding van de uitkomsten, en in de mate waarin uitkomsten gevoelig zijn voor variaties in de betreffende parameter. In de samenvatting worden enkele tabellen gegeven die een overzicht geven van de resultaten van de analyse.

6.2 Verantwoording

In deze studie is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om de invloed van verschillende parameterwaarden op de berekeningsresultaten te kunnen evalueren.

Een gevoeligheidsanalyse kan in feite om verschillende redenen en met verschillende oogmerken worden uitgevoerd.

- i. Men kan geïnteresseerd zijn in de relatieve invloed van modelparameters (afzonderlijk of in combinatie met elkaar) op de eindresultaten om daarmee vast te kunnen stellen voor

welke modelparameters nauwkeurige waarden vereist zijn om nauwkeurige of betrouwbare resultaten te krijgen.

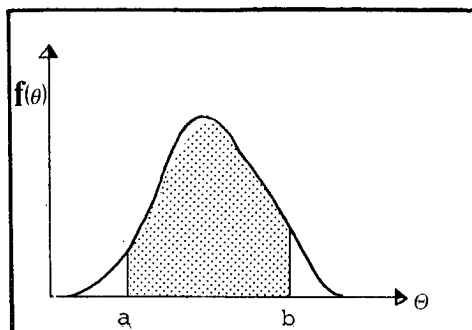
- ii. Men kan geïnteresseerd zijn in de variatie van de uitkomsten bij variatie van waarden van een specifieke modelparameter, omdat de parameter in kwestie verschillende waarden kan aannemen voor de situatie die men modelmatig beschrijft.
- iii. Men kan geïnteresseerd zijn in de invloed van modelparameters op de eindresultaten omdat men op wetenschappelijke gronden niet tot een éénduidige keuze van een waarde kan komen.

De noodzaak van een gevoeligheidsanalyse van de resultaten van deze studie berust op de onder ii en iii genoemde overwegingen. Zo'n analyse verschaft de gebruikers van deze studie bovendien een inzicht in de spreiding in de uitkomsten indien andere parameterwaarden, bijvoorbeeld uit eerdere risicoanalyses van kerncentrales, worden gebruikt.

Daarnaast kan een gevoeligheidsanalyse een eerste indicatie geven van de nauwkeurigheid van de resultaten. Is men echter primair geïnteresseerd in de nauwkeurigheid van berekeningsresultaten dan is een nauwkeurighedsanalyse vereist.

In de DRK is uitgebreid aandacht besteed aan de zekerheid van de resultaten (1). Men kan met een nauwkeurighedsanalyse tot uitspraken komen omtrent de verwachting die men heeft dat de uitkomst van de modelberekening een nauwkeurige voorspelling geeft van de verschijnselen die men wil beschrijven of dat voorspelde kwantitatieve resultaten in overeenstemming zullen zijn met de uitkomsten van een experiment. Uitgangspunt is hierbij wel dat de validiteit van het gebruikte model geen probleem vormt. Een kwantitatieve nauwkeurighedsanalyse kan namelijk slechts zinvol worden uitgevoerd onder de premisse dat de gebruikte modellering een valide beschrijving vormt van de te onderzoeken situatie. Staan verschillende modellen ter beschikking dan kan per model een nauwkeurighedsanalyse uitgevoerd worden. De bepaling welk model als valide en/of nauwkeuriger aangeduid kan worden vormt een apart probleem waarop hier niet verder wordt ingegaan. De aanpak die in de DRK wordt gevolgd is gebaseerd op het gebruik van kansverdelingen die worden toegekend aan de mogelijke waarden van parameters.

De kansdichtheidsverdeling van mogelijke waarden van een modelparameter, geeft volgens de opvatting van de DRK de mate van geloof weer die een deskundige hecht aan de gegeven waarde van een grootheid. Wanneer men de mate van geloof die men hecht aan de juistheid van een parameterwaarde in een kanscijfer uitdrukt, spreekt men van een subjektivistische kansopvatting. Deze subjektivistische kansopvatting komt tot stand op grond van beschikbare informatie en ervaring. Dit kunnen bijvoorbeeld zijn: de vakkennis, de technisch-wetenschappelijke intuïtie, statistische gegevens, enzovoorts.



Figuur 6.1a

Beschrijft de onderzoeker de mate van (on)zekerheid die bij hem aanwezig is aangaande de (juiste) waarde die een bepaalde parameter θ kan hebben, aan de hand van bovenstaande figuur, dan geeft hij daarmee het volgende aan:

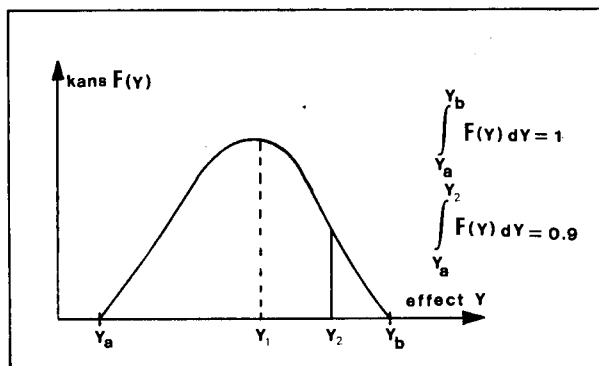
$$\int_a^b f(\theta) \cdot d\theta = \chi$$

waarbij χ de subjektieve zekerheid is (uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1) dat de onbekende waarde θ van de parameter zal liggen tussen de grenzen a en b . Met andere woorden, men acht het met een kans χ waar dat het interval $[a, b]$ θ bevat. Welke waarde de onbekende parameter zal hebben is echter niet aan te geven.

De uitspraak bijvoorbeeld: met 90% zekerheid zal het interval $[a, b]$ de juiste waarde van θ bevatten (of de beste schatting van θ ligt met 90% zekerheid in het interval $[a, b]$) drukt de mate van geloof uit dat in een concrete situatie θ inderdaad in dit interval ligt. Het gaat over het

waarheidsgehalte van de uitspraak, niet over de statistisch te bepalen kans dat deze tussen a en b zal liggen.

Als men de onzekerheid in de waarden die de modelparameter, bij een gegeven ongevalsscenario, kunnen aannemen, op deze wijze uitdrukt (fig. 6.1) dan is het in principe mogelijk om ook de onzekerheden in de effecten (die van de parameter afhangen) te beschrijven. Hiervoor staan verschillende technieken ter beschikking, zoals de Monte Carlo distributie sampling methode. Bij deze methode worden waarden uit de kans(dichtheids)verdelingen van de modelparameter, op speciale wijze ('at random' - dat wil zeggen in een serie via het 'toeval') met elkaar gekombineerd. Dat leidt dan tot een kans(dichtheids)verdeling van het effect waarin men is geïnteresseerd.



Figuur 6.1b

In de grafiek is horizontaal het effect (bijvoorbeeld de stralingsdosis) van een ongeval op een gegeven afstand uitgezet en staan vertikaal de bijbehorende toegekende kansen. De grafiek is dan als volgt te interpreteren.

- i Het is niet met zekerheid te zeggen hoe groot het effect zal zijn (op een gegeven afstand); komplementair: het is niet met zekerheid te zeggen op welke afstand een gegeven effect zal optreden.
- ii Op basis van de bestaande onzekerheid en met de grafiek als uitkomst van de rekenmanipulaties met toegekende kanscijfers, konkludeert men dat het optreden van het effect met waarde y_1 het meest waarschijnlijk is. Men sluit een effect ter grootte van y_2 niet uit maar acht het optreden daarvan minder waarschijnlijk.

- iii Men schat dat het effect in elk geval groter dan y_a zal zijn en kleiner dan y_b . Met andere woorden, de grafiek geeft aan dat de kans nul is dat het effect kleiner dan y_a of groter dan y_b zal zijn.

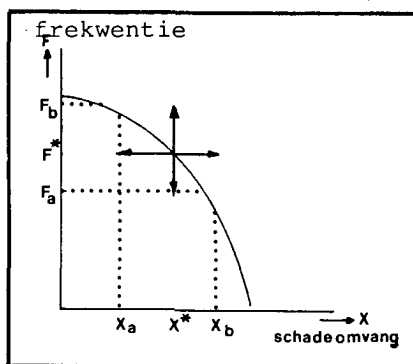
In deze studie zijn de resultaten van de effectberekeningen niet op bovenstaande wijze gepresenteerd. Daarvoor zou een meer diepgaande analyse van de onzekerheden in de gebruikte modelparameterwaarden nodig zijn. Bovendien zou een methode ontwikkeld moeten worden om tot kans(dichtheids)verdelingen te komen zoals weergegeven in figuur 6.1b.

De gevoeligheidsanalyse beperkt zich in deze studie tot het weergeven van de invloed op de effectberekeningen van de keuze van andere mogelijk geachte en in de literatuur genoemde waarden van een modelparameter, waarbij geen poging ondernomen is om de kans aan te geven dat gekozen waarden de 'juiste' waarden zijn. Het is daarbij van belang te bedenken dat de wetenschappelijk beste waarde (y_1) niet de beste waarde hoeft te zijn om besluitvorming op te baseren. Voor dat doel kan de spreiding in het effect een grotere relevantie hebben (zie hoofdstuk 9, paragraaf 3.5).

Ook in de DRK is niet de onzekerheid in de uitkomsten op de wijze als in figuur 6.1b beschreven.

De DRK gaat te werk volgens de benadering, zoals weergegeven in figuur 6.2 en komt aldus tot de volgende kwantitatieve presentatie van de resultaten van de nauwkeurighedsanalyse.

De grafiek in fig. 6.2 toont de relatieve frekwentie waarmee, naar verwachting de ongevalsomvang



Figuur 6.2 Lanqs de vertikale as is de relatieve frekwentie uitgezet waarmee een schadeomvang van X of groter, optreedt.

groter of gelijk X zal zijn. De horizontale en verticale gestreepte, onderbroken lijnen, geven de resultaten van de nauwkeurighedsanalyse weer.

- De verticale gepijlde streep bij de gegeven waarde X^* , geeft aan dat men met 90% zekerheid verwacht dat de relatieve frekwentie voor het optreden van een ongevalsomvang van X^* of meer, ligt tussen de waarden F_a en F_b .
- De horizontale gepijlde streep bij de gegeven waarde F^* , geeft aan dat de ongevalsomvang die met een relatieve frekwentie van F^* bereikt of overschreden wordt, volgens de verwachting met 90% zekerheid ligt tussen de waarden X_a en X_b . Volgens deze figuur geldt dus dat enerzijds een schadeomvang groter of gelijk aan X^* zal optreden met een relatieve frekwentie die ligt tussen de grenzen F_b en F_a en dat anderzijds met een relatieve frekwentie F^* een schadeomvang bereikt of overschreden kan worden die tussen X_b en X_a zal liggen.

Voor diverse modelparameters worden in de DRK dergelijke figuren gegeven. Hieruit ontstaat een beeld van de nauwkeurigheid van de berekeningsresultaten, o.a. welke modelparameters een grote (on)nauwkeurigheid in de resultaten tot gevolg hebben en welke niet. Op deze wijze zijn de resultaten van de nauwkeurighedsanalyse van de DRK in principe te vergelijken met de resultaten van de gevoeligheidsanalyse in deze studie. Parameters die een grote onnauwkeurigheid in de resultaten veroorzaken kunnen tevens parameters zijn die een grote gevoeligheid hebben t.a.v. de berekeningsmodellen. Dit hoeft overigens niet persé het geval te zijn! Omgekeerd hoeft het niet persé te betekenen dat de eindresultaten weinig gevoelig zijn voor parameter die een kleine onnauwkeurigheid in de resultaten veroorzaken!

De benadering die in de DRK gevolgd is zou voor deze studie te ver voeren, gezien de omvangrijke hoeveelheid werk die hieraan verbonden is. Bovendien is zij niet geheel geschikt voor het doel dat de opstellers van dit rapport voor ogen staat, nl. het nagaan welke invloed bepaalde (gevoelige) parameterwaarden op de resultaten hebben, zonder direkt de nauwkeurigheid van de resultaten te willen aangeven.

Het doen van kwantitatieve uitspraken over de nauwkeurigheid van resultaten vormt overigens een probleem dat algemeen geldt voor risico-analyses en zeker voor risico-analyses van kerncentrales. Dat komt ook naar voren in het rapport (1) van een groep deskundigen onder voorzitterschap van H.W. Lewis waarin een kritische evaluatie is gemaakt van de Reactor Safety Study (RSS-WASH-1400). Het blijkt bijvoorbeeld dat ook deze groep geen concrete uitspraak in kwantitatieve termen heeft kunnen doen over de nauwkeurigheid van de kansschattingen betreffende de gevolgen van reaktor-ongevallen. Het rapport vermeldt bijvoorbeeld dat men er zeker van is dat in de RSS de foutenspreiding van de kansschattingen is onderschat; maar in welke mate, dat laat het rapport in het midden. Wat betreft de nauwkeurigheid van de berekende gevolgen is het rapport nog minder concreet. Wel wordt uitvoerig ingegaan op de problemen die optreden bij het maken van een schatting van de effecten van blootstelling aan radioactieve straling. Daarbij konkludeert het rapport tevens dat de door de RSS gegeven spreiding (als gevolg van de bestaande onzekerheden) in de berekende effecten van radioactieve straling kleiner is dan de spreiding die men zou hebben verkregen indien het hele spektrum van meningen van deskundigen op dit gebied zou zijn verwerkt. Maar ook aan deze uiteenlopende meningen worden door de Lewis-groep geen 'kansen van juistheid' toegekend. Over de in de RSS gebruikte modellen ter bepaling van de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit bij ongevallen worden betreffende de bestaande onzekerheid dienaangaande zelfs in het geheel geen opmerkingen gemaakt. Betreffende het meteorologische verspreidingsmodel van de RSS beperkt men zich tot de opmerking dat dit dient te worden verbeterd, alvorens het gebruikt kan worden in vergunningsprocedures en ziet men af van kansschattingen ten aanzien van eventuele toepasbaarheid. Kortom, ook deze groep van deskundigen, ingesteld in opdracht van de NRC - de Amerikaanse commissie van toezicht op de kernenergie - heeft in haar tamelijk uitvoerige (zij het desondanks beperkte) beschouwing over de resultaten van de RSS geen konklusies in kwantitatieve termen kunnen trekken over de nauwkeurigheid van deze resultaten.

In de jaren na het verschijnen van de RSS is door diverse groepen kritisch gekeken naar een aantal aspecten die van belang zijn bij het schatten van de gevolgen van reaktorongevallen. Dit heeft bij één groep deskundigen, in casu van de EPRI (2), geresulteerd in de opvatting dat in de RSS de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit sterk overschat is. Maar zelfs hier geldt dat de gronden waarop deze opvatting is gebaseerd, toch nog zoveel onzekerheid bevatten (zie par. 6.3.1), dat het niet opportuun is deze positie als de juiste te zien. Een deskundige van de KEMA merkt dan ook in een recent artikel (7) terecht op: "Het lijkt op dit moment niet mogelijk om met zekerheid een nieuwe bronterm of een pluimstijging te claimen". Hij voegt daar echter nog aan toe: "Een berekening waarbij echter van beide effecten wordt afgezien is niet realistisch". Met het laatste wordt bedoeld dat de in de DRK of RSS geschatte bronterm met pluimstijging gepaard zal gaan, gezien de grotere thermische energie van de vrijkomende radioactieve gassen en stofdeeltjes dan tot dusver is aangenomen. Hoeveel groter de thermische energie zal zijn is voor zover ons bekend niet grondig onderzocht. Bovendien geven onderzoeken over de condities waarbij een pluim zal opstijgen daarentegen de indicatie dat meer thermische energie benodigd is, om de pluim 'los' te laten komen dan voorheen is aangenomen (zie par. 3.2).

Al met al geeft bovenstaande beschouwing aan dat, indien men de uiteenlopende inzichten betreft in de schattingen van de gevolgen van een reaktorongeval, een grote spreiding in deze schattingen zal ontstaan, terwijl over de nauwkeurigheid daarvan weinig zinnigs valt te zeggen.

Op de vraag wat in dit licht de betekenis is van risicoanalyses (of veiligheidsstudies) voor de beoordeling van de veiligheid wordt in hoofdstuk 9 ingegaan.

De in dit rapport uitgevoerde gevoeligheidsanalyse laat niet alleen de gevoeligheid van de uitkomsten voor variatie van de diverse parameters zien. Zij toont tevens de mate waarin de ongevalsgevolgen kunnen verschillen van de in hoofdstuk 4 gepresenteerde resultaten, indien andere dan de gebruikte parameterwaarden een daadwerkelijke

ongevalssituatie beter zouden beschrijven; hetgeen zeer wel mogelijk is. De gevolgen kunnen dan, zoals zal blijken, zowel meer als minder ernstig zijn. Er wordt behoudens in enkele gevallen, geen voorkeur uitgesproken voor de keuze van parameterwaarden. De waarden voor modelparameters die gebruikt worden ten behoeve van de gevoeligheidsanalyse zijn ontleend aan in de diverse literatuur en veiligheidsrapporten vermelde en mogelijk geachte waarden!

Een evaluatie van de invloed van het gebruik van andere (sub)modellen (en niet alleen van andere parameterwaarden) op resultaten van de mogelijke gevolgen van ongevallen met kerncentrales is noodgedwongen achterwege gebleven. Te denken valt bijvoorbeeld aan andere dan het gaussische meteorologische verspreidingsmodel of andere dosimetrische modellen om de stralingsbelasting te berekenen.

6.2 Opzet gevoeligheidsanalyse

Bij het opstellen van de gevoeligheidsanalyse is in eerste instantie een keuze gemaakt betreffende de nader te beschouwen modelparameters. De keus is gemaakt op grond van enerzijds bestaande inzichten in het belang van deze parameters, anderzijds het bestaan van aanzienlijke meningsverschillen tussen, bij de veiligheidsproblematiek betrokken deskundigen over de aan een aantal parameters toe te kennen waarden.

Van de volgende modelparameters is de invloed nagegaan op de eindresultaten

- de bronterm voor de verspreiding van radioactieve stoffen in de omgeving
- pluimstijging
- dispersiecoëfficiënten
- depositiesnelheid
- uitwaskoëfficiënt
- dosiskonversiefactoren voor interne bestraling door inhalatie
- menglaaghoogte
- windsnelheid

Bij een aantal van deze parameters wordt een beschouwing gegeven over de stand van kennis, over de mogelijke parameterwaarden waartussen een arbitraire keuze gemaakt kan worden ten behoeve van de berekeningen (zoals bijvoorbeeld voor de menglaaghoogte en de windsnelheid) en over eventuele verschillen in opvattingen omtrent de 'beste' schatting van de parameterwaarden.

In appendix VII wordt aanvullende informatie gegeven aan de hand van grafieken en tabellen.

Over de volgende parameters wordt een beknopte beschouwing gegeven: de bronterm, de pluimstijging, de dispersiecoëfficiënten, de depositiesnelheid, de dosiskonversiefactoren en de menglaaghoogte. Hierbij wordt, op grond van in de literatuur vermelde gegevens, aangegeven welke waarden aan de parameters kunnen worden toegekend.

De gegeven overwegingen ten aanzien van de mogelijke keuzen van modelparameterwaarden dient tevens als verantwoording van de waarden die gebruikt zijn ter bepaling van de mogelijke gevolgen van ongevallen. Ook de gekozen variatie van de modelparameters in de gevoeligheidsanalyse wordt daarmee beargumenteerd. De invloed van parameterwaarden op de eindresultaten zijn voor elke parameter afzonderlijk berekend. De beperkingen die de onderzoekers zich hebben moeten opleggen hebben het niet mogelijk gemaakt om de invloed van combinaties van parameterwaarden te evalueren.

De genoemde parameters waarvoor een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd, worden in de volgende paragraaf besproken.

6.3 De parameters

6.3.1 De bronterm: vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit bij reaktorongevallen.

6.3.1.1 Algemeen

De schatting van de mogelijke omvang van de gevolgen van een reaktorongeval hangt onder andere af van de hoeveelheid radioactiviteit die in de atmosfeer terecht komt. Het schatten van de hoeveelheid vrijkomende radioactiviteit is gebaseerd

op veel onzekerheden ten aanzien van de keuze van kwantitatieve waarden die aan tal van modelparameters toegekend moeten worden. Kwalitatief inzicht in de zich binnen de veiligheidsomhulling afspelende processen, die van invloed zijn op de hoeveelheid verschillende isotopen die achterblijft of neerslaat is daarentegen meer aanwezig.

Een invloedrijke faktor ten aanzien van de achterblijvende fraktie radioactief materiaal in de veiligheidsomhulling is de tijd.

Het dynamisch gedrag van aerosolen die na een reaktorongeval kunnen ontstaan (vaporization release) is sterk tijdsafhankelijk. Een recent artikel van Parker en Creek (3) gaat in op de invloed van sekundaire effecten op de reductie van de vrijkomende radioactiviteit uit de veiligheidsomhulling.

Hierbij dient gedacht te worden aan fysische en chemische processen, zoals het aerosolgedrag, chemische binding van elementen, absorptie en diffusieprocessen. Het blijkt dat de keuze van het tijdstip waarop de veiligheidsomhulling bezwijkt of waarop de radioactieve atmosfeer in de veiligheidsomhulling naar de omgeving begint te lekken van grote invloed is op de schatting van vrijkomende radioactiviteit in de omgeving. Dit is het gevolg van het sterk dynamische en dus tijdsafhankelijke karakter van de sekundaire effecten.

Bunz et al (ref. 4) konkluderen uit hun onderzoek dat er geen evenredigheid aanwezig is tussen de hoeveelheid aerosol die uit de kern vrijkomt en de naar de omgeving lekkende aerosolmassa.

Naast de tijd vormen de thermodynamische omstandigheden, zoals de temperatuur en drukcondities van de dampatmosfeer in de veiligheidsomhulling, een belangrijke faktor bij de schatting van de vrijkomende radioactiviteit uit de omhulling.

Ten aanzien van de heersende thermodynamische omstandigheden tijdens een reaktorongeval bestaan nog aanzienlijke onzekerheden (4).

De gemaakte keuzen aangaande de waarden van de thermodynamische parameters, zullen een aanzienlijke invloed hebben op de berekeningsresultaten aangaande de vrijkomende radioactiviteit.

Gegevens over de temperaturen in de veiligheidsomhulling na en tijdens een reaktorsmelt en de stoom-

koncentraties zijn echter onvoldoende bekend (ref.5).

In de volgende subparagrafen zullen de resultaten van twee studies over de schatting van de vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit bij een kernsmelt kort worden besproken.

6.3.1.2 EPRI-studie

Een recente studie van de Electric Power Research Institute (EPRI) (1), geeft een kwantitatieve evaluatie van nieuwe kwalitatieve inzichten en komt klaarblijkelijk op basis van andere keuzes van modelparameters, die, gezien de aanwezige onzekerheden, bij bronsterkteschattingen mogelijk zijn, tot de konklusie dat de officiële vroegere schattingen van de stralingsbelasting na reaktor-ongevallen een faktor 10 of meer te hoog zouden kunnen zijn. In de EPRI-studie wordt gesteld dat ten gevolge van natuurlijke processen die zich bij een reaktorongeval in de veiligheidsomhulling afspelen (depositie van radioactief materiaal, aerosolgedrag, chemische reacties e.d.), katastrofale gevolgen voor de bevolking uitgesloten zijn. Voor de Amerikaanse situatie wordt op grond van de in de EPRI-studie gemaakte overwegingen geschat dat niet meer dan enkele tientallen slachtoffers zullen vallen. De EPRI-studie vermeldt niet of het alleen akute slachtoffers betreft of dat ook laat-somatische slachtoffers zijn meegenomen. Desondanks blijft de schatting naar verhouding zeer laag. Welke kwantitatieve aannames voor parameters zijn gemaakt en welke modellering is gehanteerd voor de bronsterkte berekeningen is overigens niet in de studie aangegeven, zodat een vergelijking met andere studies zoals WASH-1400 en de DRK niet mogelijk is. Voor jodium geeft de EPRI-studie een tabel van waarden voor de reductiefaktor, die bij bronsterkteberekeningen toegepast zouden kunnen worden bij een kernsmelt in het reaktorvat. Deze kunnen blijkens de studie variëren van 6 tot $7 \cdot 10^5$!! Waarmee de gevoeligheid van de berekeningen van de vrijkomende radioactiviteit wordt aangetoond voor kleine wijzigingen in modelleringsparameters

en aannames. De reductiefactor 6 wordt als ondergrens gezien in de EPRI-studie. Aangenomen moet worden dat dit getal, evenals de reductiefactor 1.5 in WASH-1400 een grote mate van onzekerheid in zich bergt.

6.3.1.3 NUREG_0772

Deze studie (6) uitgevoerd in 1981, heeft ten doel de Nuclear Regulatory Commission te voorzien van een beschrijving van de beste informatie die momenteel beschikbaar is om het vrijkomen van radioactief materiaal te schatten tijdens gepostuleerde reaktorongevallen en om aan te geven waar onzekerheden en witte plekken in de wetenschappelijke kennis aanwezig zijn.

Aanleiding van de studie was ondermeer de hiervoor besproken EPRI-studie van Levenson en Rahn (ref.2). De NUREG-studie richtte zich bij het bepalen van de bronsterkte vooral op het vrijkomen van jodium. Zij geeft een evaluatie van de stand van wetenschappelijke kennis op twee velden, die direkt van belang zijn voor de schattingen van vrijkomende radioactieve isotopen na een reaktorongeval. Dit betreft a) kennis omtrent het vrijkomen van splijtstofprodukten uit de reaktorstaven onder verschillende omstandigheden en b) kennis omtrent het gedrag van splijtingsprodukten in de veiligheidsomhulling.

De studie heeft getracht antwoord te geven op de volgende vragen:

- (1) Is cesiumjodide, veeleer dan jodium zoals in het verleden is aangenomen de overheersende vorm waarin radioactief jodium vrijkomt tijdens zware ongevallen?
- (2) Is het vrijkomen van jodium in de atmosfeer tijdens gepostuleerde reaktorongevallen tot op heden overschat, daar cesiumjodide minder vluchtig is dan jodium en beter oplosbaar in water?
- (3) Zijn de verwachte gevolgen van de ernstigst mogelijke ongelukken in de RSS overschat met enkele ordegrootten, omdat natuurlijke verwijderingsprocessen van radioactiefmateriaal (zogenaaemde sekundaire effecten- zoals chemische reacties, neerslaan van aerosolen en effecten

van de vochtigheid in de veiligheidsomhulling) niet afdoende in rekening zijn gebracht?

- (4) Zullen de veiligheidsvoorzieningen, die ontworpen zijn om jodiumlozingen te beheersen, effectief en optimaal zijn voor het werkelijk gedrag van jodium (chemische samenstelling, aerosol-deeltjesgrootte, doorstromingsdebieten e.d.) in plaats van het tot dusver veronderstelde gedrag tijdens mogelijke ernstige kernbeschadiging en kernsmeltomstandigheden?

De konklusies die de studie uit de antwoorden op de gestelde vragen trekt, zijn, wat betreft de vrijkomende radioactiviteit in de veiligheidsomhulling en in de atmosfeer, dat

- a) WASH-1400 wellicht het vrijkomen van bepaalde belangrijke splijtingsprodukten in het reaktorvat, voor bepaalde ongevalsscenario's waarbij smelten van de kern optreedt, heeft onderschat. Dit betreffen Te, Sb, Ba en Sr in het geval van een snelle kernsmelt na een grote pijpbreuk in de hoofdkoelmiddelleiding.

Tabel 6.1 (overgenomen uit de NUREG-studie) geeft een overzicht van de berekeningsresultaten die in vergelijking met WASH-1400 op een verfijndere modelleringstechniek berusten. In kolom 1 staan de berekende frakties van de NUREG; in de tweede kolom de resultaten van WASH-1400.

| groep splijtings- produkten | NUREG 0772 ¹⁾ | groep splijtings- produkten | WASH-1400 ²⁾ |
|--------------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| I, Cs | 1,0 | I, Br | 0,9 |
| Te, Ag, Sb | 1,0 | Te, Sb, Se | 0,15 |
| Ba | 0,5 | | |
| Sr | 0,3 | Ba, Sr | 0,1 |
| Zr | 0,03 | | |
| Ru | 0,02 | edel metalen | 0,03 |

1) betreft de fraktie die na 20 minuten is vrijgekomen

2) betreft de vrijkomende fraktie tijdens de smeltfase van de kern (melt release).

Tabel 6.1 Vrijkomende frakties volgens NUREG 0772 en WASH-1400.

Er zij op gewezen dat het hier slechts de vrijkomende frakties van de kerninventaris betreft die in het reaktorvat vrijkomen, dus voor het moment waarop de gesmolten kern door het reaktorvat heen smelt.

- b) de analyses van het transport van splijtingsprodukten in de veiligheidssomhulling redelijk overeenstemmen met de op empirische gegevens gebaseerde analyse in WASH-1400.
De reductiefactor voor jodium wordt in de NUREG-studie op grond van de analyses geschat ongeveer de waarde 2 te hebben.
De onzekerheid omtrent de validiteit van dit resultaat schijnen meer het gevolg te zijn van de onzekerheden in de aannamen over de wijze waarop de veiligheidssomhulling faalt, d.w.z. de plaats en het tijdstip van falen hiervan en het daarop volgende gedrag van het systeem, dan in de doeltreffendheid van de retentiemechanismen t.a.v. de splijtingsprodukten in de veiligheidssomhulling. Voor situaties waarin uitgegaan wordt van een zware kernbeschadiging en een vertraagde werking van het kern-noodkoelsysteem, zonder beschadiging van de veiligheidssomhulling en met een goede werking van de ontworpen veiligheidsvoorzieningen kan de reductiefactor voor alle splijtingsprodukten groter dan 10^5 zijn.
- c) voor bepaalde ongevalsscenario's in de RSS het vrijkomen van radioactief materiaal naar de omgeving significant overschat zou kunnen zijn. Dit betreft met name door transiënten geïnduceerde kernsmelten.
- d) voor pijpbreukscenario's (grote en middelgrote) van de hoofdkoelmiddelleiding het onder (c) gestelde niet geldt. De resultaten van de geschatte vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit in de NUREG-studie stemmen bij benadering overeen met de RSS-schattingen.

De NUREG-studie onderschrijft de EPRI-studieresultaten niet. Zij konkludeert voorzichtig dat voor een beperkt aantal scenario's de WASH-1400-studie mogelijkwijs de gevolgen heeft overschat.

Zij geeft echter vooralsnog niet aan welke betere schattingen gegeven kunnen worden en doet geen

voorstellen tot wijziging in waarden van modelparameters of modellering van ongevalsscenario's. In de NUREG-studie wordt opgemerkt dat door beperkingen in de studie geen kwantitatieve analyse van de onnauwkeurigheden is uitgevoerd. Zij acht daarom nog veel aanvullend onderzoek nodig alvorens aangegeven zou kunnen worden tot welke betere schattingen men kan komen. Eendebak (7) merkt op in een recent artikel, waarin de resultaten van een evaluatie van een eerder uitgevoerde risicoanalyse worden besproken, dat het niet mogelijk lijkt om op dit moment met zekerheid een nieuwe bronterm te claimen voor zware ongevalsscenario's.

Op grond van bovenstaande overwegingen is in deze studie uitgegaan van de lozingshoeveelheden van de Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (DRK) (8). De DRK gebruikt als uitgangspunt de berekeningsmodellen van WASH-1400. De DRK heeft hierbij rekening gehouden met bestaande verschillen tussen Duitse en Amerikaanse installaties voor zover zij van betekenis zijn voor de berekeningen. Tabel 6.2 geeft de in de omgeving vrijkomende fracties voor de in de DRK onderscheiden lozingscategorieën.

| Freisetzungs-kategorie (FK) Nr. | Beschreibung | Zeitpunkt der Freisetzung h | Dauer der Freisetzung h | Höhe der Freisetzung m | Freigesetzte Menge 10^6 KJ/h | Häufigkeit der Freisetzung 1/a | Freigesetzter Anteil des Kerninventars | | | | | | | | |
|---------------------------------|--|-----------------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|--|
| | | | | | | | Xe-Kr | J org | I_2 -Br | Cs-Rb | Te-Sb | Ba-Sr | Ru ² | La ¹ | |
| 1 | Kernschmelzen mit Dampfexplosion | 1 | 1 | 30 | 940 | $2 \cdot 10^{-6}$ | 1.0 | $7.0 \cdot 10^{-3}$ | $7.9 \cdot 10^{-1}$ | $5.0 \cdot 10^{-1}$ | $3.5 \cdot 10^{-1}$ | $6.7 \cdot 10^{-2}$ | $3.8 \cdot 10^{-1}$ | $2.6 \cdot 10^{-3}$ | |
| 2 | Kernschmelzen, großes Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 300 mm) | 1 | 3 | 10 | 15 | $6 \cdot 10^{-7}$ | 1.0 | $7.0 \cdot 10^{-3}$ | $4.0 \cdot 10^{-1}$ | $2.9 \cdot 10^{-1}$ | $1.9 \cdot 10^{-1}$ | $3.2 \cdot 10^{-2}$ | $1.7 \cdot 10^{-2}$ | $2.6 \cdot 10^{-3}$ | |
| 3 | Kernschmelzen, mittleres Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 90 mm) | 2 | 3 | 10 | 1 | $6 \cdot 10^{-7}$ | 1.0 | $7.0 \cdot 10^{-3}$ | $6.3 \cdot 10^{-2}$ | $4.4 \cdot 10^{-2}$ | $4.0 \cdot 10^{-2}$ | $4.9 \cdot 10^{-3}$ | $3.3 \cdot 10^{-3}$ | $5.2 \cdot 10^{-4}$ | |
| 4 | Kernschmelzen, kleines Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 25 mm) | 2 | 3 | 10 | - | $3 \cdot 10^{-6}$ | 1.0 | $7.0 \cdot 10^{-3}$ | $1.5 \cdot 10^{-2}$ | $5.1 \cdot 10^{-3}$ | $5.0 \cdot 10^{-3}$ | $5.7 \cdot 10^{-4}$ | $4.0 \cdot 10^{-4}$ | $6.5 \cdot 10^{-5}$ | |
| 5 ¹⁾ | Kernschmelzen, Überdruckversagen, Ausfall der Störfallfilter | 0 | 1 | 10 | - | $2 \cdot 10^{-5}$ | $2.0 \cdot 10^{-5}$ | $1.8 \cdot 10^{-7}$ | $1.8 \cdot 10^{-5}$ | $4.7 \cdot 10^{-5}$ | $3.6 \cdot 10^{-7}$ | $5.5 \cdot 10^{-9}$ | - | - | |
| | | 1 | 1 | 10 | - | $2.3 \cdot 10^{-2}$ | $2.3 \cdot 10^{-2}$ | $1.6 \cdot 10^{-4}$ | $9.6 \cdot 10^{-4}$ | $6.7 \cdot 10^{-4}$ | $6.7 \cdot 10^{-4}$ | $8.0 \cdot 10^{-5}$ | $5.5 \cdot 10^{-5}$ | $8.8 \cdot 10^{-6}$ | |
| | | 25 | 1 | 10 | 200 | $9.8 \cdot 10^{-1}$ | $9.8 \cdot 10^{-1}$ | $6.8 \cdot 10^{-3}$ | $9.6 \cdot 10^{-3}$ | $4.5 \cdot 10^{-4}$ | $7.7 \cdot 10^{-4}$ | $4.7 \cdot 10^{-5}$ | $5.3 \cdot 10^{-5}$ | $9.5 \cdot 10^{-6}$ | |
| 6 ¹⁾ | Kernschmelzen Überdruckversagen | 0 | 1 | 100 | - | $7 \cdot 10^{-5}$ | $2.0 \cdot 10^{-5}$ | $1.8 \cdot 10^{-9}$ | $1.8 \cdot 10^{-8}$ | $4.7 \cdot 10^{-8}$ | $3.6 \cdot 10^{-10}$ | $5.5 \cdot 10^{-12}$ | - | - | |
| | | 1 | 1 | 100 | - | $2.3 \cdot 10^{-2}$ | $2.3 \cdot 10^{-2}$ | $1.6 \cdot 10^{-5}$ | $9.6 \cdot 10^{-7}$ | $6.7 \cdot 10^{-7}$ | $6.7 \cdot 10^{-7}$ | $8.0 \cdot 10^{-8}$ | $5.5 \cdot 10^{-8}$ | $8.8 \cdot 10^{-9}$ | |
| | | 25 | 1 | 10 | 200 | $9.8 \cdot 10^{-1}$ | $9.8 \cdot 10^{-1}$ | $6.8 \cdot 10^{-3}$ | $9.6 \cdot 10^{-3}$ | $4.5 \cdot 10^{-4}$ | $7.7 \cdot 10^{-4}$ | $4.7 \cdot 10^{-5}$ | $5.3 \cdot 10^{-5}$ | $9.5 \cdot 10^{-6}$ | |
| 7 | Beherrschter Kühlmittelverluststörfall, großes Leck im Sicherheitsbehälter | 0 | 1 | 10 | 9 | $1 \cdot 10^{-4}$ | $1.7 \cdot 10^{-2}$ | $3.7 \cdot 10^{-5}$ | $5.3 \cdot 10^{-3}$ | $1.3 \cdot 10^{-2}$ | $2.5 \cdot 10^{-5}$ | $2.5 \cdot 10^{-7}$ | 0. | 0. | |
| 8 | Beherrschter Kühlmittelverluststörfall | 0 | 6 | 100 | - | $1 \cdot 10^{-3}$ | $4.6 \cdot 10^{-4}$ | $1.0 \cdot 10^{-8}$ | $1.2 \cdot 10^{-8}$ | $2.1 \cdot 10^{-8}$ | $4.1 \cdot 10^{-11}$ | $4.1 \cdot 10^{-13}$ | 0. | 0. | |

¹⁾ Da die Freisetzung über einen längeren Zeitraum erfolgt, werden die freigesetzten Anteile für drei Zeitintervalle getrennt angegeben.
²⁾ enthält Ru, Rh, Co, Mo, Tc
³⁾ enthält Y, La, Zr, Nb, Ce, Pr, Nd, Nb, Pu, Am, Cm

Tabel 6.2 Overzicht van vrijkomende hoeveelheden radioactiviteit per lozingscategorie, alsmede tijdstip van vrijkomen, duur van lozing, energieinhoud, emissiehoogte en kans.

Daar met name de vrijkomende fraktie jodium in de atmosfeer ter diskussie staat en de EPRI-studie claimt dat de vrijkomende frakties in de RSS-WASH-1400 sterk overschat zijn wordt ten behoeve van de gevoeligheidsanalyse voor deze groep een reductie toegepast van een faktor 10. Voor de Cs-Rb-groep, die belangrijk is voor de grondbesmetting, wordt in de gevoeligheidsanalyse eveneens een reductie van een faktor 10 toegepast. Tevens is een berekening uitgevoerd door uit te gaan van de vrijkomende frakties zoals die in WASH-1400 zijn gegeven. Uit onderstaand tabel 6.3 blijkt dat de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit bij een PWR-2 ongeval dat qua scenario gelijk is aan de lozingscategorie FK-2 in de DRK-studie, groter is dan bij een 'FK-2 ongeval' uit de DRK.

| | Xe-Kr | I-Br | Cs-Rb | Te | Sr,Ba | Ru | La |
|-----------|-------|------|-------|-----|-------|-------|---------------------|
| WASH-1400 | 0,9 | 0,7 | 0,5 | 0,3 | 0,06 | 0,02 | $4 \cdot 10^{-3}$ |
| PWR-2 | | | | | | | |
| DRK | 1,0 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,03 | 0,017 | $2.6 \cdot 10^{-3}$ |
| FK-2 | | | | | | | |

Tabel 6.3 Vrijkomende frakties van isotopengroepen van de kerninventaris volgens WASH-1400 en DRK voor overeenkomstige ongevalstypen.

6.3.2 Pluimstijging

Het al dan niet meenemen van pluimstijging in de modellering kan van invloed zijn op de eindresultaten (7,8,9).

Bekende pluimstijgingsformules voor emissies uit schoorstenen zijn niet zonder meer te gebruiken voor emissies van radioactieve stoffen uit het containment na reaktorongevallen.

De redenen hiervoor zijn o.a. dat a) de faalmodificatie van het containment niet tot een voldoende vergelijkbare geometrie van de emissiebron bij schoorstenen hoeft te leiden, b) het stromingspatroon van de wind sterk verstoord wordt bij een kerncentrale in vergelijking met een schoorsteen. (In appendix VII.1 is ter illustratie een figuur opgenomen dat weergeeft welk stromingspatroon ver-

wacht kan worden rond de veiligheidsomhulling van de reaktor), c) de impulsoverdracht van het uitstromende hete medium (die samenhangt met de faalmodifikatie van het containment) niet verwaarloosbaar hoeft te zijn.

Briggs leidt op basis van een beschouwing over de wrijvingssnelheid u van de aanstromende lucht, die onder andere afhankelijk is van de ruwheid z_0 van het aardoppervlak, en de stijgsnelheid v_b van de pluim die het gevolg is van het verschil in dichtheid met de aanstromende lucht, een dimensieloze parameter L_p af. Deze parameter L_p is gedefinieerd als de verhouding van potentiële energie van de lichtere pluim en de turbulente energie.

Beneden een kritische waarde van L_p treedt geen pluimstijging op. De parameter L_p kan dus gehanteerd worden om pluimstijging te beoordelen.

Een pessimistische, dat wil zeggen lage, schatting van de kritische waarde van L_p is 10.

In figuur 6.3 zijn voor twee ruwheidstypen van het aardoppervlak de lijnen getekend waarop L_p de konstante waarde 10 aanneemt.

De windsnelheid u (op 10 meter hoogte) bepaalt mede de wrijvingssnelheid en de turbulente energie. Indien bij gegeven windsnelheid u de thermische energie een waarde heeft die kleiner is dan het korresponderende punt op de in figuur 6.3 getekende lijn, zal geen pluimstijging optreden.

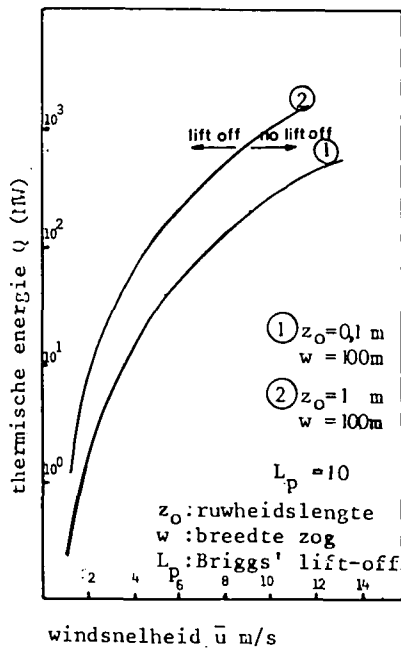
Zoals gezegd is de waarde 10 een lage schatting voor de kritische waarde van L_p . Fryer en Kaiser (9) noemen voorlopige resultaten van windtunnel-experimenten die aangeven dat de kritische L_p -waarde, waarbij pluimstijging optreedt veel hoger is, en mogelijk 30 zou kunnen bedragen.

Voor $L_p=30$ wordt de benodigde thermische energie voor het vrijkomen van de pluim van "de grond" bij benadering een faktor 3.2 groter.

Indien de thermische energie van de pluim kleiner is dan 10 MW is het op grond van voorgaande theoretische overwegingen een redelijke aanname dat geen pluimstijging optreedt bij weerklasse F.

Voor weerklasse D is een redelijke aanname voor de grens waarboven pluimstijging modelmatig verdisconteerd kan worden 40 MW (zie figuur 6.3).

Om de invloed van pluimstijging op de berekeningsresultaten na te gaan is voor het beschouwde FK-2 ongevalsscenario, de thermische energie van de pluim gebruikt volgens de DRK-schatting (4.2 MW).



Figuur 6.3 Kritische waarden voor Q en \bar{u} voor lift-off van een pluim.

6.3.3 Dispersiekoëfficiënten

De keuze van de dispersiekoëfficiënten kan de resultaten van de dosisberekeningen aanmerkelijk beïnvloeden. De vraag rijst welke van de in aanmerking komende waarden voor de dispersiekoëfficiënten gebruikt dienen te worden. Er blijkt een ruime keuze mogelijk te zijn. Een belangrijk criterium dat gehanteerd kan worden om tot een keuze van de dispersiekoëfficiënten te komen is naast de topografische structuur, de ruwheid van de grond, die de mechanische turbulentie beïnvloedt. De veel gebruikte Pasquill/Gifford dispersiekoëfficiënten zijn gebaseerd op experimenten boven prairiegras, dat door een lage oppervlakte ruwheid gekarakteriseerd is ($z_0 \approx 0,01$ m).

Zij zijn daarom minder geschikt voor de modellering die in deze studie aan de orde is. De oppervlakte ruwheid voor de Nederlandse situatie kan gekarakteriseerd worden voor stedelijke gebieden door de ruwheidslengte $z_0 = 1,5$ m en voor de niet stedelijke gebieden door $z_0 = 0,3$ m.

In de DRK worden dispersiecoëfficiënten gebruikt die bepaald zijn op grond van uitgebreide experimenten in het Kernforschungszentrum Karlsruhe (KfK). Zij worden voldoende representatief geacht voor de Nederlandse situatie en daarom in deze studie gebruikt voor de verspreidingsberekeningen. Om de invloed van de keuze van dispersiecoëfficiënten op de resultaten te evalueren, zijn een aantal berekeningen uitgevoerd met andere, eveneens bruikbare dispersiecoëfficiënten.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van mogelijk te gebruiken dispersiecoëfficiënten.

| Model | σ_y | σ_z | Opmerkingen |
|----------|--|-----------------------|--|
| DRK II | $0.256 x^{0.877^{1)}$ | $0.801 x^{0.49^{1)}$ | experimenten KfK, ruwheidslengte $z_0=0.3$ m |
| DRK III | $(1600+0.1156 x^{1.75})^{\frac{1}{2}}$ | $1.30 x^{0.45}$ | experimenten KfK, ruwheidslengte $z_0=1,5$ |
| Voght | $5,38 x^{0.58}$ | $0.40 x^{0.62}$ | releasehoogte 50 m, ruw terrein |
| McElroy | $0.79 x^{0.70}$ | $0.40 x^{0.67}$ | releasehoogte grondniveau, ruw terrein |
| Pasquill | $0.072 x^{0.903}$ | $18.05 x^{0.18-48.6}$ | prairiegras $x \geq 1000$ m |

Tabel 6.4 Dispersiecoëfficiënten, Weerklasse F (stabiel)

1) deze waarden zijn bepaald op grond van de grafieken in appendix VII.

| Model | σ_y | σ_z | Opmerkingen |
|----------|--|---------------------|--|
| DRK II | $0.256 x^{0.877^{1)}$ | $0.24 x^{0.84^{1)}$ | experimenten KfK, ruwheidslengte $z_0=0.3$ m |
| DRK III | $(1600+0.1156 x^{1.75})^{\frac{1}{2}}$ | $1.30 x^{0.45}$ | experimenten KfK, ruwheidslengte $z=1.5$ |
| Voght | $0.62 x^{0.77}$ | $0.20 x^{0.94}$ | releasehoogte 50 m, ruw terrein |
| McElroy | $1.36 x^{0.67}$ | $0.09 x^{0.95}$ | releasehoogte grondniveau, ruw terrein |
| Pasquill | $0.147 x^{0.903}$ | $1.26 x^{0.516-13}$ | prairiegras $x \geq 1000$ m |

Tabel 6.5 Dispersiecoëfficiënten, Weerklasse D (neutraal)

In appendix VII.5 zijn de waarden van de hiergenoemde dispersiecoëfficiënten als functie van de afstand in grafieken weergegeven.

6.3.4 Depositiesnelheid

De depositiesnelheid bepaalt de besmetting van de grond. Zij hangt ondermeer af van de deeltjesgrootte van de vrijkomende aerosol in de omgeving. Voor deeltjes met de dichtheid van

water en een diameter kleiner dan 20 mikrometer is de valsnelheid verwaarloosbaar ten opzichte van de windsnelheid. Deze deeltjes bewegen zoals de lucht waarin ze zich bevinden. Grotere of zwaardere deeltjes bezitten een niet te verwaarlozen valsnelheid die, zolang zij niet groter zijn dan 60 mikrometer bepaald kan worden met de wet van Stökes.

Niet alleen sedimentatie en invangen door objecten bepalen de neerslag van deeltjes, ook elektrostatische aantrekking, adsorptie en chemische reacties. Het gezamenlijke effect van deze verschillende mechanismen wordt aangeduid met de term droge depositie.

Het is moeilijk nauwkeurig te voorspellen hoe groot de vrijkomende radioactieve deeltjes zullen zijn na een kernongeval. Dit hangt van een complex van factoren af. Niet alleen de deeltjesgrootte heeft een belangrijke invloed op de depositiesnelheid, ook de wrijvingsnelheid aan het oppervlak die afhangt van de ruwheid en de windsnelheid boven het oppervlak. De gebruikte waarde van de depositiesnelheid moet dan ook opgevat worden als een gemiddelde van waarden die in werkelijkheid kunnen voorkomen.

In appendix VII.3 zijn een aantal figuren opgenomen die de, in diverse experimenten bepaalde, depositiesnelheden weergeven.

6.3.5 Menglaaghoogte

De menglaaghoogte is van invloed op de berekeningsresultaten doordat deze de verticale menging van de radioactiviteit beperkt en daarmee ook de concentratieafname van de radioactieve deeltjes in de atmosfeer.

De menglaag blijkt zich te ontwikkelen als functie van de tijd. Met behulp van menglaagmodellen is het mogelijk de tijdsafhankelijke verandering van de hoogte (en andere eigenschappen van de menglaag) te beschrijven als functie van de begin- en grenslaag kondities.

De faktor die bepalend is voor de wijze waarop de menglaaghoogte zich ontwikkelt is de toevoer van energie in de vorm van thermische energie door zonnestraling. Deze bepaalt de kinetische turbu-

lentie energie die beschikbaar is voor 'entrainment' van de grenslaag, waardoor de groei van de menglaag kan plaatsvinden.

Een stationaire menglaaghoogte zal in de regel slechts gedurende een beperkt deel van de dag aanwezig zijn. Daar het modelmatig beschrijven van het dynamisch gedrag van een menglaag tijdens de verspreiding van een pluim en de invloed hiervan op de grondconcentratie, een complexe aangelegenheid is, wordt bij de berekening van de ongevals-scenario's uitgegaan van een stationaire menglaaghoogte. De gebruikte waarde van de menglaaghoogte in de modelberekeningen is een gemiddelde van waargenomen menglaaghoogten bij de diverse weerskategorieën.

In appendix VII.2 zijn een aantal figuren gegeven die een beeld verschaffen van de ontwikkeling van een menglaag als functie van de tijd. Zij zijn overgenomen uit de onderzoeksresultaten van Driedonks (10).

Op grond van deze resultaten worden in de gevoeligheidsanalyse de ongevalsresultaten bij beide weersklassen, F en D ook met een tweemaal zo grote menglaaghoogte berekend. Dit betekent voor weerskategorie F een menglaaghoogte van 300 meter en voor weerskategorie D een hoogte van 600 m.

6.3.6 Uitwaskoëfficiënten

In de appendix VII.4 zijn een aantal grafieken opgenomen van experimenten ter bepaling van uitwaskoëfficiënten. De waarden van de uitwaskoëfficiënten bepalen de mate waarin de bodem radioactief besmet wordt tijdens neerslag-situaties.

6.3.7 Dosiskonversiefactoren voor interne bestraling (inhalatie)

Geïnhaleerde radioactieve stoffen veroorzaken een inwendige bestraling van organen in het lichaam. Met behulp van dosisfactoren kan, indien de hoeveelheid geïnhaleerde radioactiviteit bekend is, een schatting worden gemaakt van de dosis in een bepaald orgaan. De dosisfactor is gelijk aan de over een bepaalde tijdsperiode, na opname, geïntegreerde dosis (in rem) per eenheid

opgenomen radioactiviteit (in Ci). De modellen waarmee deze dosisfactoren bepaald worden zijn de laatste jaren nogal in ontwikkeling. De dosisfactoren die zijn berekend met de in de ICRP-2 publicatie (11) beschreven modellen zijn gedurende lange tijd gebruikt bij de berekeningen van de interne stralingsdosis (en worden in een aantal gevallen nog gebruikt).

In de WASH-1400 en DRK-studie, evenals in deze studie zijn daarentegen andere modellen en dus andere dosisfactoren gebruikt. Met de publicatie van ICRP-30 (12) (ter vervanging van ICRP-2) zijn recentelijk de modellen voor interne bestraling nogmaals herzien.

Helaas worden in de ICRP-30 publicatie geen dosisfactoren gegeven van de tijdsperioden die relevant zijn voor de bepaling van de akute beenmergdosis (zie appendix II). Daar de berekeningen van deze dosisfactoren zeer bewerkelijk zijn, is in het kader van deze studie hiervan afgezien. Teneinde toch een indruk te krijgen van de gevoeligheid van de akute beenmergdosisberekeningen voor de veranderingen in de dosisfactoren, is gebruik gemaakt van de in het rapport van de Engelse National Radiological Protection Board (NRPB) gegeven dosisfactoren (13). Deze dosisfactoren zijn bepaald met hetzelfde model, dat voor de ICRP-30 publicatie is gebruikt, zij het dat enkele parameters in het model voor een aantal radionucliden verschillen. Het betreft hier met name andere veronderstellingen over de verdeling van de radionucliden over de verschillende organen, en andere biologische halveringstijden in het lichaam.

Gegevens betreffende de halveringstijd en de dosis-konversiefactoren cfw, cfb, cfi.

| | halveringstijd | | NRPB | | WASH-1400 | |
|--------|----------------|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------|--------------------|
| | | | cfw | cfb | cfi | cfi |
| | | | wolk | bodem | inhala- | inhala- |
| | | | <u>rem.m</u> ³ ci's | <u>rem.m</u> ³ ci's | <u>rem</u> ci's | <u>rem</u> ci's |
| kr85m | : 4.48 uur | 5.50E-02 | 9.53E-04 | 3.9E-01 | 3.9E-01 | |
| sr90 | : 29.12 jaar | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.5E+04 | 6.1E+03 | |
| sr91 | : 9.5 uur | 1.93E-01 | 3.28E-03 | 2.9E+02 | 2.2E+02 | |
| rr95 | : 63.98 dag | 1.87E-01 | 3.28E-03 | 7.0E+02 | 6.7E+02 | |
| mo99 | : 66.0 uur | 4.44E-02 | 8.56E-04 | 1.5E+02 | 1.3E+02 | |
| ru105 | : 4.44 uur | 2.21E-01 | 3.86E-03 | 1.8E+01 | 2.4E+01 | |
| tel27m | : 109.0 dag | 1.79E-03 | 1.37E-04 | 7.8E+02 | 1.8E+02 | |
| tel29m | : 33.6 dag | 9.92E-03 | 2.92E-04 | 9.3E+02 | 3.8E+02 | |
| tel31m | : 30.0 uur | 3.56E-01 | 6.08E-03 | 3.5E+02 | 3.0E+02 | |
| tel32 | : 78.2 uur | 7.31E-02 | 1.23E-03 | 1.6E+02 | 9.4E+02 | |
| sb127 | : 3.89 dag | 1.84E-01 | 3.25E-03 | 4.8E+02 | 3.1E+02 | |
| sb129 | : 4.31 uur | 2.97E-01 | 5.08E-03 | 4.7E+00 | 4.6E+01 | |
| j133 | : 20.8 uur | 1.83E-01 | 3.19E-03 | 3.0E+01 | 9.4E+01 | |
| j135 | : 6.61 uur | 4.42E-01 | 7.17E-03 | 2.8E+01 | 9.1E+01 | |
| bal40 | : 12.74 dag | 5.61E-02 | 1.11E-03 | 2.6E+03 | 2.1E+03 | |
| cel43 | : 33.0 uur | 9.36E-02 | 1.82E-03 | 7.6E+01 | 9.6E+01 | |
| np239 | : 2.355 dag | 4.97E-02 | 1.27E-03 | 6.0E+00 | 6.2E+01 | |
| pu241 | : 14.4 jaar | 8.53E-10 | 7.11E-10 | 8.9E-02 | 4.2E-02 | |
| cm242 | : 162.8 dag | 3.89E-05 | 7.11E-06 | 3.1E+04 | 2.0E+02 | |
| cm244 | : 18.11 jaar | 2.81E-03 | 1.13E-04 | 3.2E+04 | 2.0E+02 | |
| co58 | : 70.8 dag | 2.40E-01 | 4.28E-03 | 8.0E+02 | 8.0E+02 | |
| co60 | : 5.271 jaar | 6.31E-01 | 1.03E-02 | 2.0E+03 | 2.0E+03 | |
| kr85 | : 10.52 jaar | 5.78E-04 | 1.03E-05 | 6.1E-01 | 6.1E-01 | |
| kr87 | : 76.3 minuut | 1.92E-01 | 2.97E-03 | 1.3E+00 | 1.3E+00 | |
| kr88 | : 2.84 uur | 4.83E-01 | 7.14E-03 | 3.1E+00 | 3.1E+00 | |
| rb86 | : 18.66 dag | 2.27E-02 | 3.81E-04 | 7.7E+03 | 3.3E+03 | |
| sr89 | : 50.5 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 7.8E+03 | 3.4E+03 | |
| y90 | : 64.0 uur | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 3.7E+01 | 4.7E+02 | |
| y91 | : 58.51 dag | 6.39E-04 | 1.05E-05 | 1.0E+02 | 1.4E+03 | |
| zr97 | : 16.9 uur | 4.72E-02 | 7.94E-04 | 2.4E+02 | 1.9E+02 | |
| nb95 | : 35.15 dag | 1.83E-01 | 3.19E-03 | 5.8E+02 | 5.8E+02 | |
| tc99m | : 6.02 uur | 5.42E-02 | 9.22E-04 | 6.2E+00 | 1.1E+01 | |
| ru103 | : 39.28 dag | 1.36E-01 | 2.48E-03 | 4.1E+02 | 4.1E+02 | |
| ru106 | : 368.2 dag | 5.22E-02 | 9.22E-04 | 4.1E+02 | 4.4E+02 | |
| rh105 | : 35.36 uur | 2.74E-02 | 4.81E-04 | 2.0E+01 | 2.3E+01 | |
| tel27 | : 9.35 uur | 1.16E-03 | 2.09E-05 | 8.0E+00 | 3.9E+00 | |
| tel29 | : 69.6 minuut | 1.81E-02 | 4.03E-04 | 7.7E-01 | 1.1E+00 | |
| j131 | : 8.04 dag | 1.08E-01 | 1.92E-03 | 9.5E+01 | 1.5E+02 | |
| j132 | : 2.3 uur | 5.89E-01 | 1.04E-02 | 1.6E+01 | 5.0E+01 | |
| j134 | : 52.6 minuut | 5.89E-01 | 1.00E-02 | 6.8E+01 | 2.0E+01 | |
| xel133 | : 5.245 dag | 1.59E-02 | 4.67E-04 | 1.6E+00 | 1.6E+00 | |
| xel135 | : 9.09 uur | 8.47E-02 | 1.46E-03 | 2.1E+00 | 2.1E+00 | |
| cel134 | : 2.062 jaar | 4.03E-01 | 7.06E-03 | 5.2E+03 | 5.0E+03 | |
| cel136 | : 13.1 dag | 5.42E-01 | 9.28E-03 | 3.8E+03 | 3.6E+03 | |
| cel137 | : 30.0 jaar | 1.49E-01 | 2.64E-03 | 3.2E+03 | 3.3E+03 | |
| lal40 | : 40.272 uur | 6.06E-01 | 9.72E-03 | 4.3E+02 | 6.7E+02 | |
| cel41 | : 32.501 dag | 3.22E-02 | 5.75E-04 | 1.1E+02 | 1.1E+02 | |
| cel44 | : 284.3 dag | 7.61E-03 | 1.58E-04 | 8.1E+01 | 2.4E+02 | |
| pr143 | : 13.56 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 2.6E+00 | 1.8E+01 | |
| nd147 | : 11.1 dag | 4.39E-02 | 8.69E-04 | 1.3E+02 | 1.4E+02 | |
| pu238 | : 87.74 jaar | 4.25E-05 | 8.31E-06 | 1.6E+03 | 1.7E+02 | |
| pu239 | : 24065.0 jaar | 2.17E-05 | 4.11E-06 | 1.5E+03 | 1.6E+02 | |
| pu240 | : 6537.0 jaar | 3.89E-05 | 7.56E-06 | 1.5E+03 | 1.6E+02 | |
| am241 | : 432.2 jaar | 9.33E-03 | 4.86E-04 | 3.0E+04 | 2.7E+02 | |

TABEL 6.6 Dosisfactoren (beenmerg), vroeg-somatisch dosis

Kolom 5: NRPB (1 week + ½ van 3 weken)

Kolom 6: WASH-1400 (referentiewaarde)

Het zou te ver voeren hier nader op de verschillen in te gaan. In tabel 6.6 zijn de door WASH-1400 en de door de NRPB gehanteerde dosisfactoren gegeven. Een vergelijking tussen beide verzamelingen leert dat voor de meeste radionucliden de verschillen een faktor 2 à 3 kunnen bedragen (zowel hoger als lager) met uitzondering van de dosisfactoren voor de aktiniden, die in de WASH-1400-lijst aanzienlijk lager zijn (factoren 10 à 100).

Het aandeel van de aktiniden in de vroeg-somatische stralingsbelasting is slechts gering. Zij dragen meer bij aan de stralingsdosis op lange termijn en zijn daarom van meer belang voor de laat-somatische effecten.

6.3.8 Windsnelheid

Onderstaande tabel geeft een overzicht van mogelijk optredende windsnelheden bij weerklassen F en D.

De windsnelheid beïnvloedt de concentratie van de radioactieve stoffen op een bepaalde plaats. Volgens het gaussisch pluimmodel is deze omgekeerd evenredig met de grootte van de windsnelheid.

De windsnelheid kan bij weerklasse F variëren van 0 m/s tot circa 4 m/s. Voor weerklasse D kan de windsnelheid variëren van circa 1 m/s tot circa 12 m/s. In appendix III zijn de statistisch waargenomen meteorologische gegevens van het Nederlands Duitse grensgebied gepresenteerd.

6.4 Gebruikte variaties in parameterwaarden

In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van de waarden die gebruikt zijn om de invloed te bepalen van de modelparameters op de eindresultaten.

| Modelparameter | Gebruikte waarden t.b.v. gevoeligheidsanalyse | | | | | | | |
|---|--|---|---|---------|---|--------------------------------------|----------------------|---------------------|
| bronterm | a) I en Cs-Rb groep faktor 10 lager b) vrijkomende fracties volgens WASH-1400 | | | | | | | |
| pluimstijging | Thermische energie voor pluimstijging 4.2 MW en 5.6 MW | | | | | | | |
| dispersiecoef | DRK III, Voght, McElroy, Pasquill (zie tabellen 6.4,6.5) | | | | | | | |
| depositiesnelheid v_g | <table border="1"> <thead> <tr> <th>I</th> <th>Aerosol</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>a) $2 \cdot 10^{-3}$ (ref.waarde 10^{-2})</td> <td>10^{-3} (ref.waarde 10^{-2})</td> </tr> <tr> <td>b) $5 \cdot 10^{-2}$</td> <td>$2,5 \cdot 10^{-2}$</td> </tr> </tbody> </table> | | I | Aerosol | a) $2 \cdot 10^{-3}$ (ref.waarde 10^{-2}) | 10^{-3} (ref.waarde 10^{-2}) | b) $5 \cdot 10^{-2}$ | $2,5 \cdot 10^{-2}$ |
| I | Aerosol | | | | | | | |
| a) $2 \cdot 10^{-3}$ (ref.waarde 10^{-2}) | 10^{-3} (ref.waarde 10^{-2}) | | | | | | | |
| b) $5 \cdot 10^{-2}$ | $2,5 \cdot 10^{-2}$ | | | | | | | |
| uitwascoef. | 10^{-4} (ref.waarde $5 \cdot 10^{-4}$) | | | | | | | |
| dosisconversiefactor | NRPB | | | | | | | |
| meniglaaghoogte | Weerklasse F 300 m (ref.waarde 150 m) | Weerklasse D 600 m (ref.waarde 300 m) | | | | | | |
| windsnelheid | Weerklasse F 1 m/s (ref.waarde 2 m/s) | Weerklasse D 2 m/s (ref. waarde 6 m/s) | | | | | | |

Tabel 6.7 Waarden van modelparameters voor de gevoeligheidsanalyse

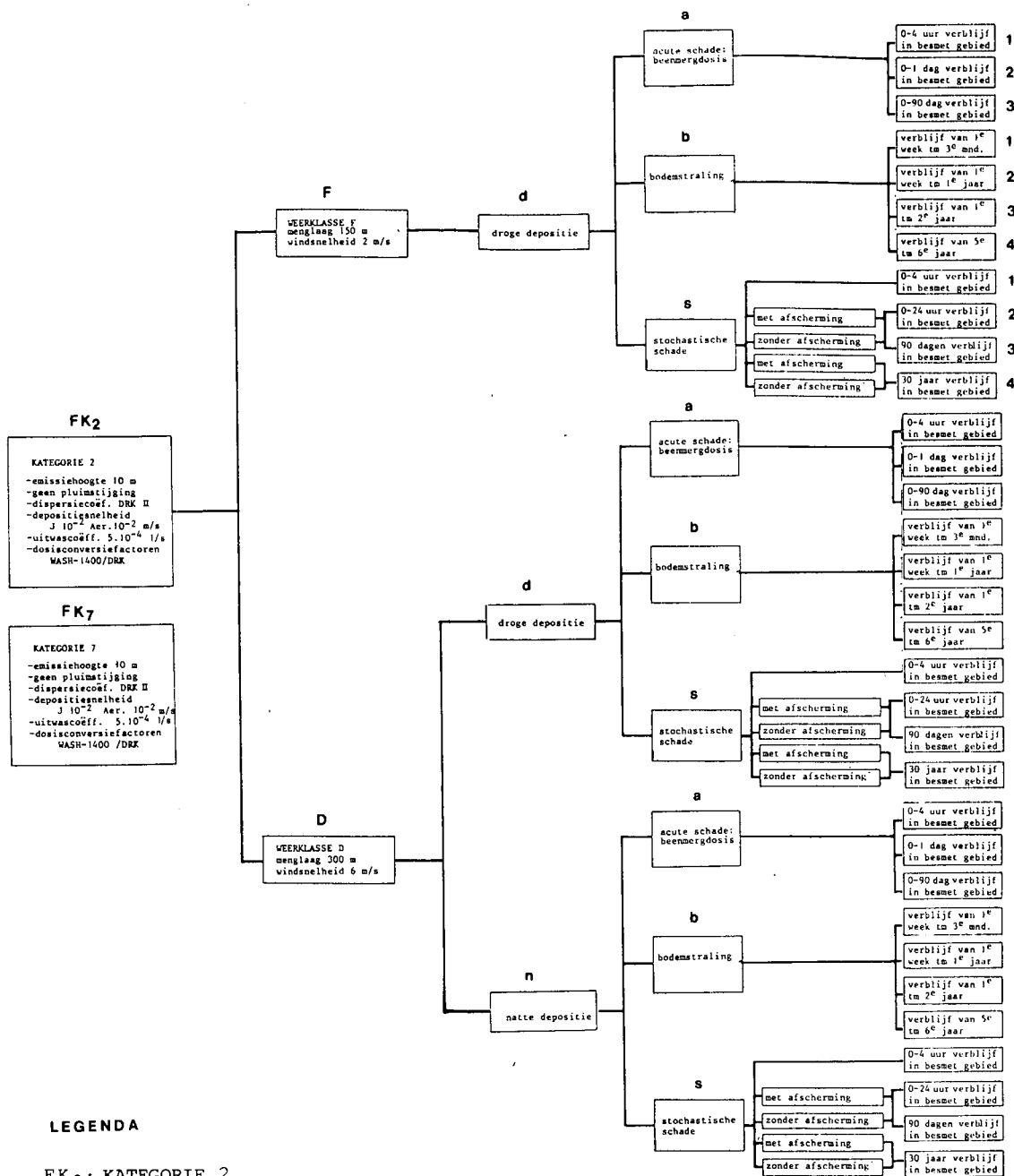
In deze paragraaf wordt een selectie gepresenteerd van de meest markante resultaten die uit de gevoeligheidsanalyse naar voren zijn gekomen. Voor een uitgebreid overzicht aan de hand van grafieken wordt verwezen naar appendix VII.6.

Nogmaals zij opgemerkt dat slechts is nagegaan wat de invloed is van de afzonderlijke modelparameters op de eindresultaten. De invloed van combinaties van modelparameters op de eindresultaten, is in deze gevoeligheidsanalyse niet onderzocht.

De spreiding in mogelijke uitkomsten (zowel korte termijn effecten als bodemstraling) zou door dergelijke combinaties nog groter worden.

Bij de resultaten wordt de invloed van de beschouwde modelparameters aangegeven zowel op de korte termijn effecten als op de stralingsbelasting ten gevolge van langdurig verblijf op de besmette bodem. Om de gevoeligheid van de modelparameters op de eindresultaten te beoordelen zijn de resultaten van een aantal ongevalsberekeningen uit hoofdstuk 4 gebruikt als vergelijkingsbasis (referentie waarden). De beschouwde scenario's zijn weergegeven in figuur 6.4.

De codering bij de beschouwde scenario's wordt gebruikt om in de tekst kort aan te geven welke scenario's als referentie zijn gebruikt bij de analyse van de parametergevoeligheid. De sleutel van de codering is bij het schema gegeven. De invloed van de parameters wordt op twee wijzen beschreven. In de eerste plaats kwalitatief, waarbij wordt aangegeven hoe het totaalbeeld van de gevolgen zich wijzigt. In de tweede plaats kwantitatief, waarbij wordt aangegeven welke veranderingen optreden ten aanzien van de afstanden waarop enkele relevante grensdosiswaarden, zoals de relevante dosis voor akute gevolgen en de dosis door bodembesmetting. Een belangrijke afstand is die tot de Nederlandse grens (minimaal ongeveer 20 kilometer). Ter vergelijking is in de figuren een zwaarder aangezette kromme getekend, die het resultaat geeft van het referentiescenario.



LEGENDA

- FK₂: KATEGORIE 2
- FK₇: KATEGORIE 7
- F : WEERKLASSE F
- D : WEERKLASSE D
- d : droge depositie
- n : natte depositie
- a : acute schade beenmergdosis
- b : bodemstraling
- s : stochastische schade

Figuur 6.4

VORBEELD: FK₂- D - n - b 3 GEEFT AAN:SCENARIO MET VRIJKOMENDE HOEEVELHEID VOLGENS FK₂, WEERKLASSE D, NATTE DEPOSITIE, DOSIS BEREKEND VOOR BODEMSTRALING DOOR VERBLIJF IN BESMET GEBIED GEDURENDE EEN JAAR BIJ TERUGKEER EEN JAAR NA HET ONGEVAL.

6.5.1 Bronterm

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-F-d-a2, FK2-D-d-a2, FK2-D-n-a2

De volgende variaties in bronterm zijn gebruikt:

- de vrijkomende frakties volgens WASH-1400, PWR2 categorie

| | | | | | | |
|-------|------|-------|-----|-------|------|-------------|
| Xe-Kr | I-Br | Cs-Rb | Te | Sr-Ba | Ru | La |
| 0.9 | 0.7 | 0.5 | 0.3 | 0.06 | 0.02 | 4.10^{-3} |

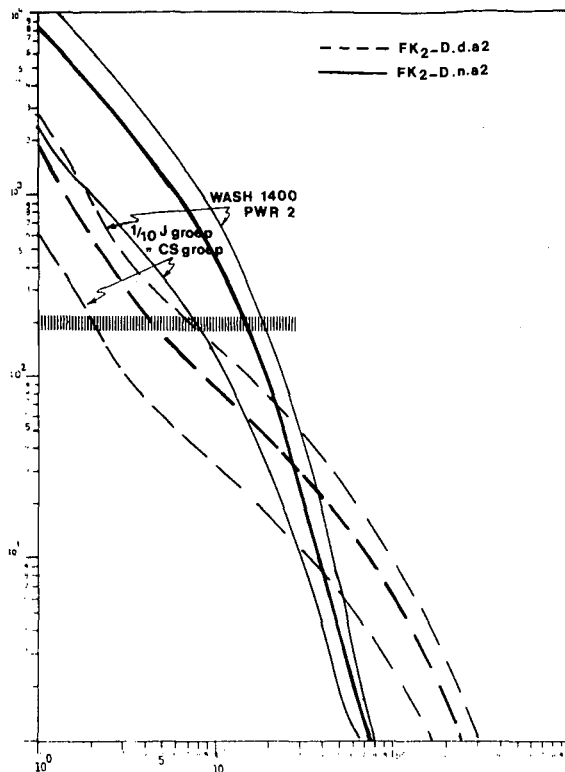
- een reductie met een faktor 10 voor de I-groep en Cs-Rb-groep van de volgens DRK vrijkomende frakties.

Kwalitatief beeld resultaten

De vrijkomende frakties hebben een significante invloed op de ontvangen stralingsdosis. Zoals te verwachten leveren de volgens WASH-1400 vrijkomende frakties een hogere stralingsbelasting. Bij weerklasse D zijn de verschillen verhoudingsgewijs wat groter dan bij weerklasse F. Een reductie van de jodium en Cs-Rb-groep met een faktor 10 geeft in vergelijking met het referentie scenario grotere verschillen te zien.

Kwantitatief beeld resultaten

De vrijkomende frakties volgens WASH-1400 leveren op ca. 20 km een akute beenmergdosis van 200 rem op (referentiescenario FK2-D-n-a2, op 15 km). Een stralingsbelasting van meer dan 1 rem t.g.v. bodemstraling vanaf de 1e week t/m het 1e jaar treedt op tot een afstand van 300 km i.p.v. de 240 km bij het referentiescenario. De reductie van de jodium-groep en Cs-Rb-groep levert een akute beenmergdosis van 200 rem op ca. 8 km. bij FK2-D-d-a2. Figuur 6.5 laat de resultaten zien voor de scenario's FK2-D-d-a2 en FK2-Dn-a2. Voor de resultaten van scenario FK2-F-d-a2 wordt verwezen naar appendix VII.6



Figuur 6.5 Variatie in de bronterm

6.5.2 Pluimstijging

Als referentiescenario's zijn genomen:

- FK2-F-d-a2, FK2-F-d-b2,
- FK2-D-d-a2, FK2-D-d-b2, FK2-D-n-a2,
- FK2-D-n-b2.

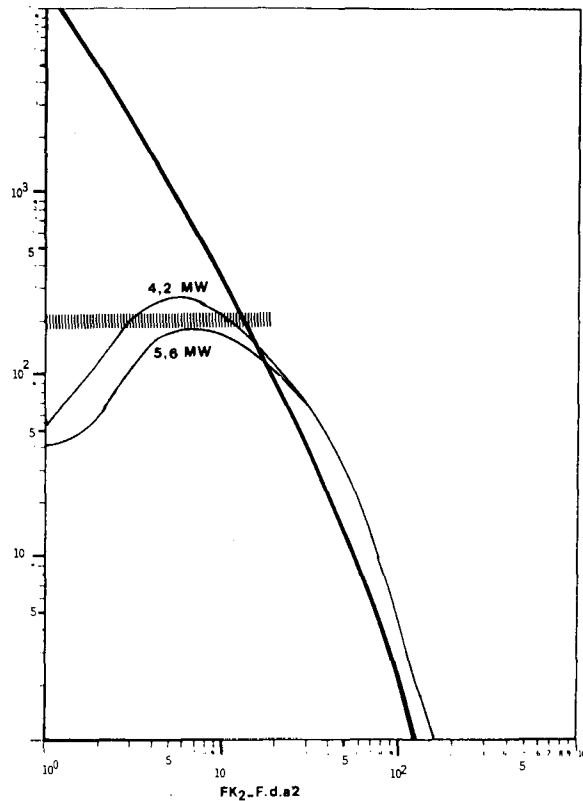
De volgende waarden zijn gebruikt voor de thermische energie van de 'pluim'

- 4,2MW (=thermische energie van 'pluim' bij
FK2 volgens DRK)
- 5,6MW.

Kwalitatief beeld resultaten

Bij de gebruikte waarden van de thermische energie voor de vrijkomende pluim blijkt dat voor weerscategorie F de pluimstijging aanzienlijke invloed heeft op de ontvangen akute beenmergdosis op relatief korte afstanden, tot ongeveer 30 km. De ontvangen stralingsdosis blijkt tot op ongeveer 30 km lager uit te vallen in vergelijking met het referentiescenario. Voor afstanden groter dan 30 km blijkt volgens de modellen de pluimstijging een sig-

nifikant grotere stralingsbelasting te veroorzaken in vergelijking met het referentiescenario. Dit beeld geldt zowel voor de akute beemerdosis als voor de stralingsbelasting ten gevolge van de bodemstraling (zoals door verblijf in besmet gebied vanaf 1e week t/m 1e jaar). Voor weerklasse D blijkt voor de gebruikte parameterwaarden de invloed van pluimstijging op de berekeningsresultaten verwaarloosbaar te zijn zowel voor de droge als de natte depositie. Pluimstijging kan, mits sprake is van gunstige specifieke demografische omstandigheden, het aantal akute slachtoffers sterk reduceren. Daar staat tegenover dat het besmette gebied waarin, t.g.v. verblijf na het ongeval, een stralingsbelasting van 1 rem wordt ontvangen, aanzienlijk groter wordt.



Figuur 6.6 Beenmergdosis bij pluimstijging

Kwantitatief beeld

Voor de parameterwaarde 4.2 MW blijkt dat in een gebied tussen de 3 en 8 km een akute beenmergdosis ontvangen wordt die groter is dan 200 rem. Voor het referentiescenario strekt dit

gebied zich vanaf de kerncentrale uit tot ongeveer 15 km.

Voor de parameterwaarde 5.6 MW blijkt de akute beenmergdosis onder de 200 rem grens te blijven. Hieruit blijkt dat het optreden van hoge waarden van de beenmergdosis voor weerklasse F sterk gevoelig is voor pluimstijging (zie figuur 6.6). Uit deze gevoeligheidsanalyse blijkt dat pluimstijging voor weerklasse D weinig invloed heeft op de hoogte van de akute beenmergdosis (zie appendix VII.6).

Hoewel pluimstijging onder bepaalde omstandigheden een gunstige invloed kan hebben op het aantal akute slachtoffers, heeft zij daarentegen een duidelijk ongunstige invloed op de grootte van het besmette gebied waarin (door verblijf gedurende een bepaalde periode) een bepaalde stralingsdosis wordt opgelopen en komplementair, op de opgelopen stralingsdosis op een gegeven afstand. Voor een stralingsdosis van 1 rem die men zou oplopen door verblijf in het besmette gebied gedurende 1 jaar (bij terugkeer na 1 week na het reaktorongeval), laat de gevoeligheidsanalyse zien dat de afstand waarop deze stralingsdosis wordt ontvangen ongeveer 145 km bedraagt. Het referentiescenario geeft voor dezelfde stralingsdosis een afstand van ongeveer 170 km.

6.5.3 Dispersiecoëfficiënten

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-F-d-a2, FK2-F-d-b2,
FK2-D-d-a2, FK2-D-d-b2, FKe-D-n-a2,
FK2-D-n-b2

De dispersiecoëfficiënten die gebruikt zijn voor de gevoeligheidsanalyse zijn gegeven in tabel 6.4 en 6.5. In appendix VII.2 zijn de dispersiecoëfficiënten grafisch weergegeven.

Kwalitatief beeld van de resultaten

De spreiding in de eindresultaten is in geval van droge depositie aanzienlijk. Bij natte depositie zijn de verschillen kleiner. Voor de afstand waarop een akute beenmergdosis van 200 rem wordt ontvangen geven Pasquill- en McElroy-coëfficiënten de ongunstigste resultaten bij weer-

Voor weerklasse D bij droge depositie, wordt de 200 rem grens bereikt op ongeveer 5 km bij gebruik van de Voght-waarden tot 10 km voor de Pasquill-waarden (zie appendix VII.6, figuur A.VI.11). De 1 rem grenswaarde voor bodemstraling wordt bij gebruik van de McElroy-waarden bereikt op ongeveer 210 km voor weerklasse F en voor weerklasse D op afstanden groter dan 500 km, bij alle gebruikte dispersiecoëfficiënten (uitgezonderd de referentieparameterwaarden).

6.5.4 Depositiesnelheid

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-F-d-a2, FK2-F-d-b2
 FK2-D-d-a2, FK2-D-d-b2, FK2-D-n-a2,
 FK2-D-n-b2

Voor de gevoeligheidsanalyse zijn de depositiesnelheden uit tabel 6.9 gebruikt.

| | depositiesnelheid v_g in m/s | referentiescenario v_g in m/s |
|---------|--|------------------------------------|
| Jodium | $2 \cdot 10^{-3}$ en $5 \cdot 10^{-2}$ | 10^{-2} |
| Aerosol | 10^{-3} en $2,5 \cdot 10^{-2}$ | 10^{-2} |

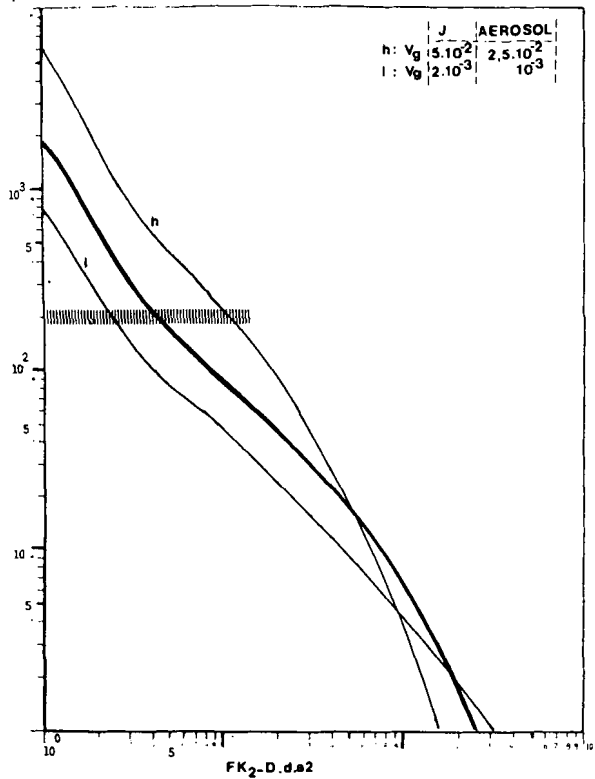
Tabel 6.9. Depositiesnelheden.

Kwalitatief beeld resultaten

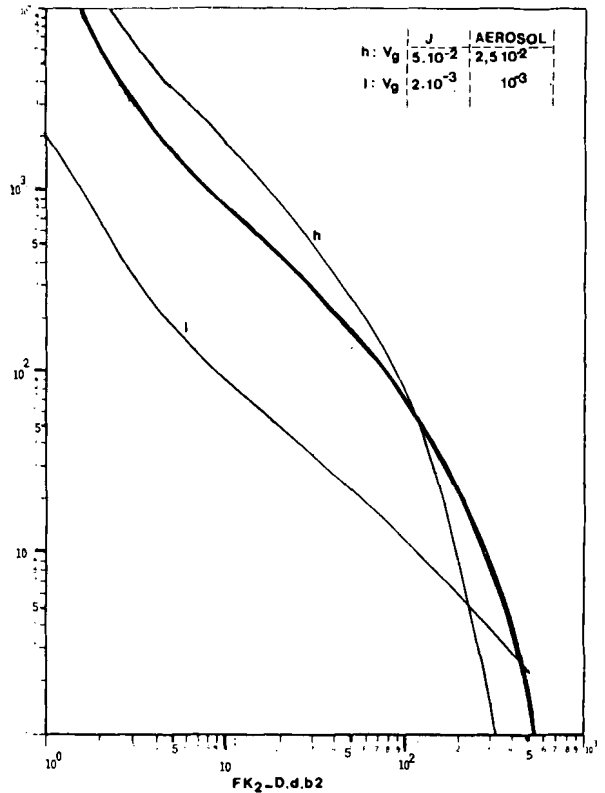
Bij droge depositie wijken de resultaten aanzienlijk af van de 'referentieresultaten'. De resultaten geven tevens onderling een grote spreiding te zien. Invoering van lagere depositiesnelheden zowel voor jodium als voor aerosol geeft als resultaat een duidelijk lagere akute beenmergdosis op relatief korte afstanden tot de centrale terwijl voor relatief grotere afstanden de akute beenmergkosis duidelijk hoger uitvalt. Voor de lange termijn bodemstraling geldt dit beeld in nog sterkere mate.

Invoering van hogere depositiesnelheden voor jodium en aerosol geeft het omge-

keerde beeld te zien. Op relatief korte afstanden ontstaat een hogere akute beenmergdosis terwijl op relatief grotere afstanden de beenmergdosis lager uitvalt. Zoals te verwachten, blijkt dat de invloed van de droge depositiesnelheid op de resultaten gering is, indien tevens sprake is van natte depositie.



Figuur 6.9 Akute beenmergdosis bij variatie van depositiesnelheid



Figuur 6.10 Lichaamsdosis (1e week - 1 jaar) bij variatie van depositiesnelheid

Kwantitatief beeld van de resultaten

De afstand waarop bij weerklassse F een acute beenmergdosis van 200 rem optreedt bedraagt voor de lagere depositiesnelheidswaarde ongeveer 12 km. Voor de hogere depositiesnelheden wordt deze grenswaarde bereikt op een afstand van ongeveer 8 kilometer.

De 1 rem dosis ten gevolge van bodemstraling treedt bij verblijf van 1 jaar na de eerste week bij lagere depositiesnelheden op bij een afstand van meer dan 500 km (scenario klasse FK₂-F-d-b2). Voor hogere depositiesnelheidswaarden is deze afstand ongeveer 70 km (scenario met weerklassse F).

6.5.5 Uitwascoëfficiënt

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-D-n-a2, FK2-D-n-b2.

Voor de gevoeligheidsanalyse is voor λ de waarde 10^{-4} 1/s gekozen.

Kwalitatief beeld van de resultaten

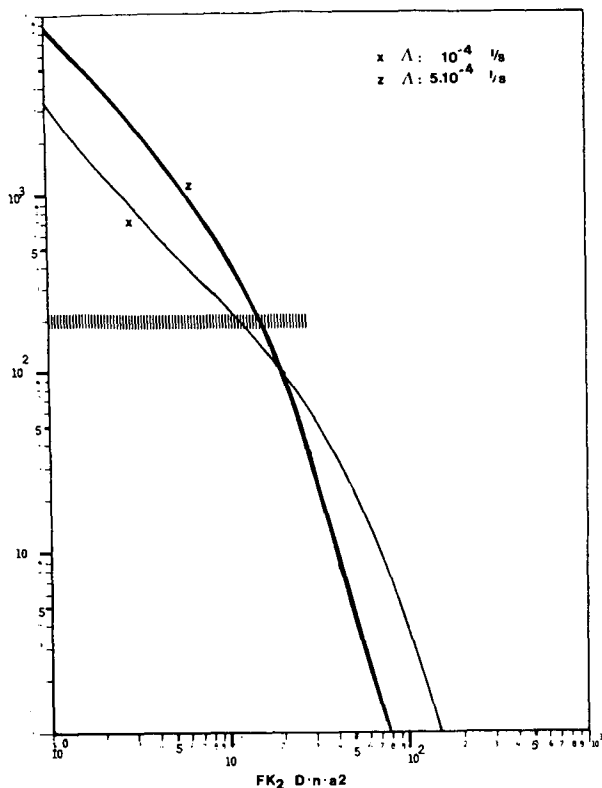
Evenals voor de depositiesnelheid zijn de resultaten sterk gevoelig voor de ingevoerde waarde van de uitwascoëfficiënt. Een lagere uitwascoëfficiënt geeft voor relatief kortere afstanden een lagere acute beenmergdosis, terwijl voor grotere afstanden het tegengestelde geldt.

Voor de ontvangen dosis door bodemstraling geldt hetzelfde. Een hogere uitwascoëfficiënt geeft het omgekeerde beeld te zien.

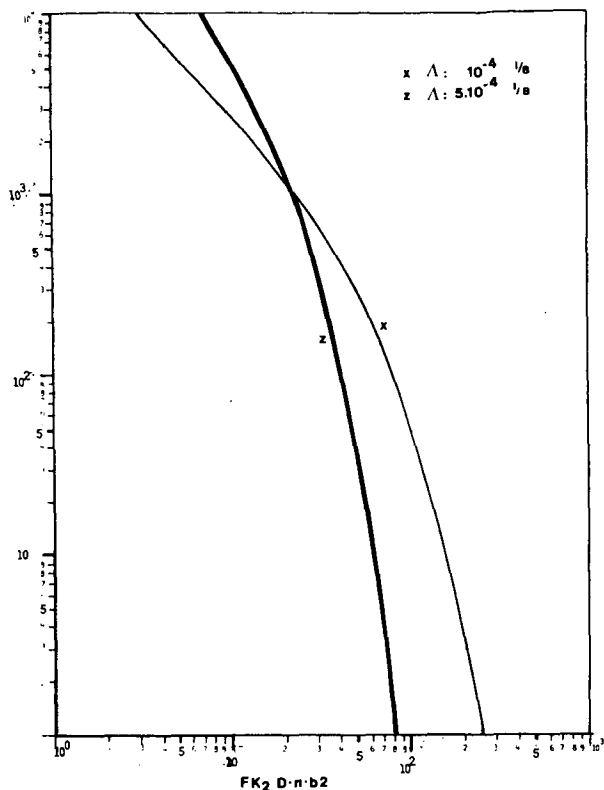
Kwantitatief beeld van de resultaten

De 200 rem acute beenmergdosis wordt bij een lagere waarde van de uitwascoëfficiënt bereikt op een afstand van circa 11 kilometer.

De 1 rem dosis ten gevolge van 1 jaar verblijf (vanaf de 1^e week na het ongeval) wordt bereikt op ongeveer 250 km afstand in plaats van de 80 km in het referentiescenario.



Figuur 6.11 Akute beenmerg-dosis bij variatie van de uitwaskoëfficiënt



Figuur 6.12 Lichaamsdosis (1 jaar vanaf 1ste week) bij variatie van de uitwaskoëfficiënt

6.5.6 Menglaaghoogte

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-F-d-a2, FK2-F-d-b2,
 FK2-D-d-a2, FK2-D-d-b2,
 FK2-D-n-a2, FK2-D-n-b2

Voor de menglaaghoogte zijn de volgende parameterwaarden gebruikt:

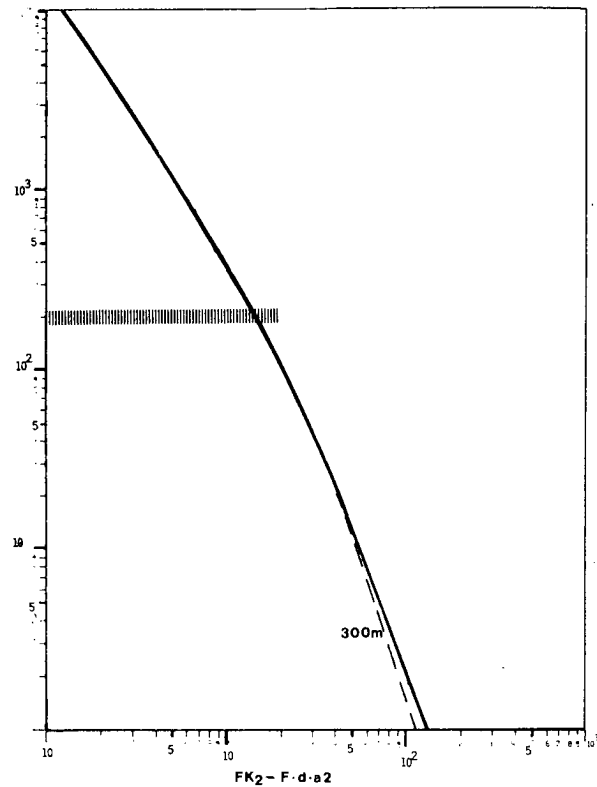
weerklassen F : 300 meter
 weerklassen D : 600 meter.

Kwalitatief beeld resultaten

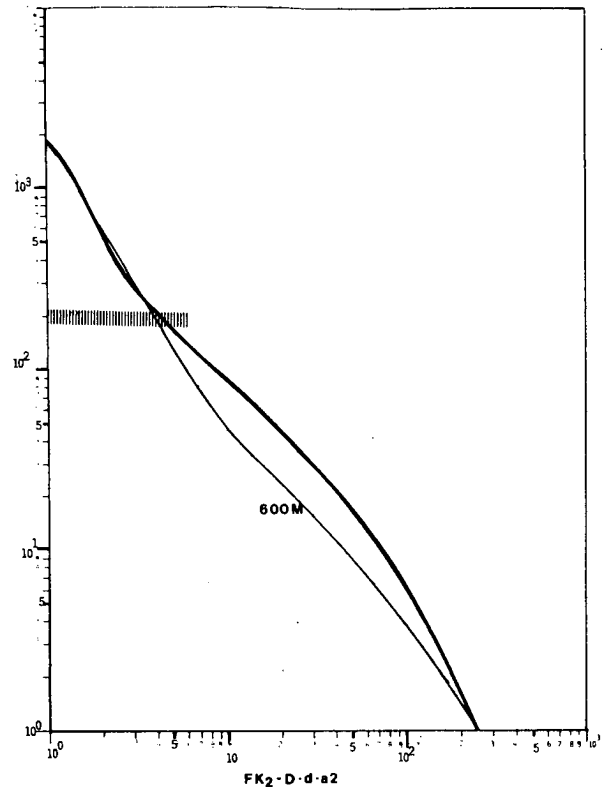
Het blijkt dat voor de gekozen variatie in de menglaaghoogte de invloed van deze parameter op de resultaten voor weerklassen F en voor weerklassen D met natte depositie, miniem is. Pas op relatief grote afstanden ontstaat een significante invloed op de eindresultaten. Dit geldt

zowel voor de akute beenmergdosis als voor de dosis door langdurige bodemstraling.

Voor weerklasse D met droge depositie bestaat een merkbaarder invloed van de parameter op de resultaten, zij het dat deze zich uitstrekt over een gebied van middellange afstand.



Figuur 6.13 Akute beenmergdosis bij variatie van men-
laaghoogte



Figuur 6.14 Akute beenmergdosis bij variatie van
menlaaghoogte

Kwantitatief beeld resultaten

Andere menlaaghoogten leveren een nauwelijks merkbare verandering op t.a.v. de afstand waarop een akute beenmergdosis van 200 rem wordt bereikt. Voor de 1 rem dosis ten gevolge van 1 jaar verblijf (vanaf de 1e week na het ongeval) levert de gevoeligheidsanalyse een variatie van 0 tot een twintigtal kilometers in afstand op ten opzichte van de "referentieafstand".

6.5.7 Dosiskonversiefactoren

Als referentiescenario's zijn genomen:

FK2-F-d-a1, FK2-F-d-a2
FK2-D-d-a2

Voor de gevoeligheidsanalyse in gebruik gemaakt van de in de NRPB-studie vermelde dosis konversiefactoren (zie tabel 6.10).

| rem | | --- | |
|---------|---------|-------|---------|
| ci | | | |
| kt85f | 3,9E+01 | y90 | 3,7E+01 |
| sr96 | 1,3E+04 | y91 | 1,0E+02 |
| sr91 | 2,9E+02 | zr97 | 2,4E+02 |
| sr95 | 7,0E+02 | nb95 | 3,8E+02 |
| no95 | 1,5E+02 | tc99e | 6,2E+00 |
| ru15 | 1,8E+01 | ru13 | 4,1E+02 |
| tel7L | 7,8E+02 | ru16 | 4,1E+02 |
| tel9... | 9,3E+02 | ru15 | 2,0E+01 |
| tel11L | 3,5E+02 | tg127 | 8,0E+00 |
| tel12 | 1,6E+02 | te129 | 7,5E+01 |
| sl127 | 4,8E+02 | ji31 | 9,5E+01 |
| sg129 | 4,7E+00 | ji32 | 1,6E+01 |
| ji33 | 3,0E+01 | ji34 | 6,8E+03 |
| ji35 | 2,8E+01 | xe133 | 1,6E+00 |
| bal4d | 2,6E+03 | xe135 | 2,1E+00 |
| ce143 | 7,6E+01 | cs134 | 5,2E+03 |
| np239 | 6,0E+00 | ce136 | 3,8E+03 |
| pu241 | 8,9E+02 | cs137 | 3,2E+03 |
| cm242 | 3,1E+04 | la14e | 4,3E+02 |
| ca244 | 3,2E+04 | ce141 | 1,1E+02 |
| co35a | 8,0E+03 | ce144 | 8,1E+01 |
| co6c | 2,0E+03 | pr143 | 2,6E+00 |
| xf95 | 6,1E+01 | nd147 | 1,3E+02 |
| kr87 | 1,3E+00 | pu238 | 1,0E+03 |
| kr83 | 3,1E+00 | pu239 | 1,5E+03 |
| rb8e | 7,7E+03 | pu241 | 1,5E+03 |
| sr89 | 7,8E+03 | ca241 | 3,0E+04 |

Tabel 6.10

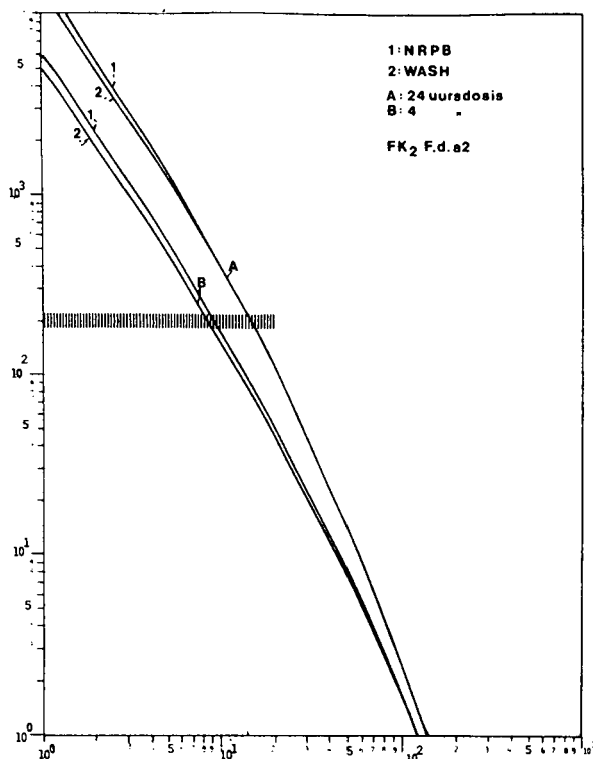
Kwalitatief beeld van de resultaten

Doordat de akute beenmergdosis berekend wordt als de som van de doses door wolkstraling, bodemstraling en interne bestraling door geïnhaleerde radionucliden, komt de variatie in de inhalatiedosis bij gebruik van een andere set dosiskonversiefactoren in figuur 6.15 niet zo duidelijk naar voren. De variatie in de inhalatiedosis is groot en bedraagt zeker ongeveer 20%.

Dit laat de berekening zien van de beenmergdosis bij 4-uur verblijf in besmet gebied op 1 km. van de centrale (zie figuur 6.15). De dosiskonversiefactoren volgens de NRPB-studie blijken voor alle beschouwde scenario's slechts een marginale invloed te hebben op de afstand waarbinnen de akute beenmergdosis groter is dan 200 rem. De variatie bedraagt slechts enkele procenten (zie figuur 6.15).

Kwantitatief beeld van de resultaten.

Figuur 6.15 geeft de variatie in uitkomsten bij gebruik van NRPB-dosis konversiefactoren.



Figuur 6.15 Beenmergdosis bij variatie van de dosiskonversiefactoren voor inhalatie

6.5.8 Windsnelheid

Als referentiescenario's zijn genomen:

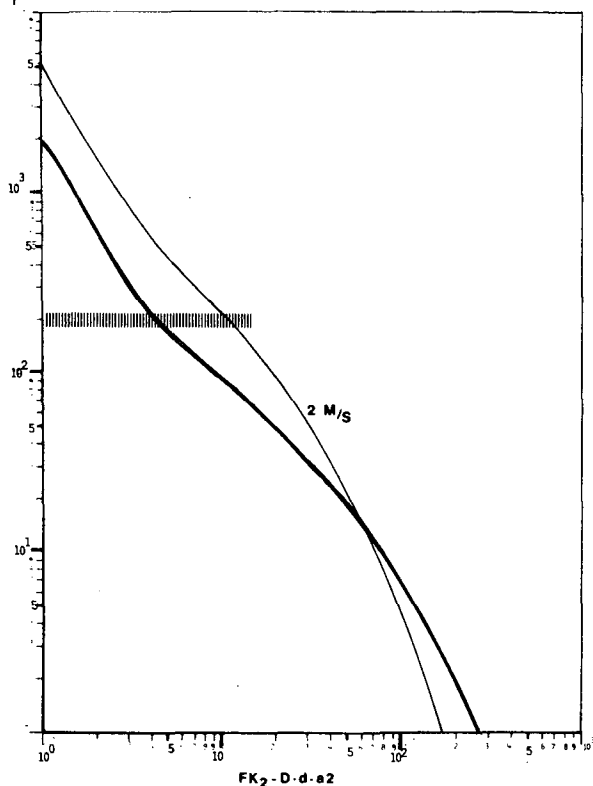
FK2-F-d-a2, FK2-F-d-b2
FK2-D-d-a2, FK2-D-d-b2
FK2-D-n-a2, FK2-D-n-b2.

Voor de gevoeligheidsanalyse is gebruik gemaakt van de volgende waarden:

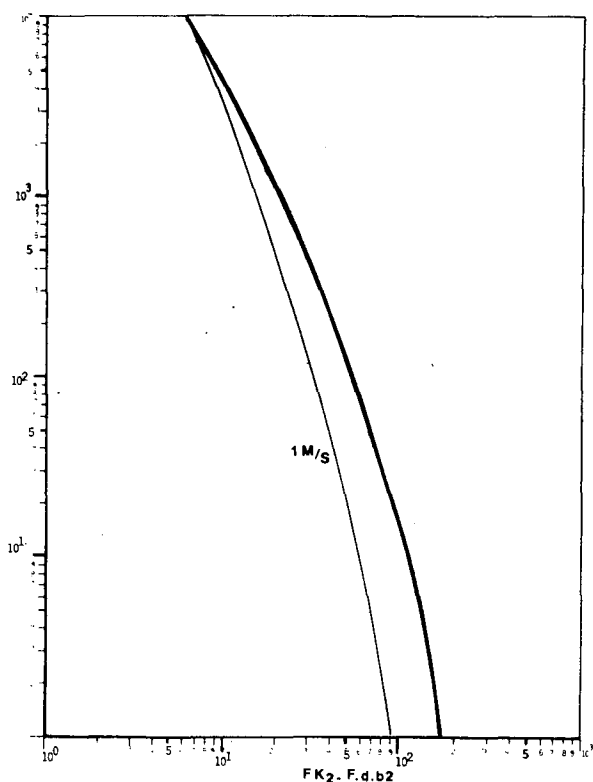
weerklassse F : 1 m/s
weerklassse D : 2 m/s

Kwalitatief beeld resultaten

De windsnelheid heeft voor de beschouwde scenario's een duidelijk merkbare invloed op de resultaten. Een lagere windsnelheidswaarde veroorzaakt voor relatief kortere afstanden een hogere stralingsdosis (zowel voor de akute beenmergdosis als voor de dosis t.g.v. bodemstraling). Figuur 6.17 laat zien dat bij lagere windsnelheden de ontvangen dosis door bodemstraling als gevolg van verblijf in besmet gebied (1e week t/m 1e jaar) op relatief grotere afstanden merkbaar lager uitvalt dan bij hogere windsnelheden. Voor de op grotere afstanden ontvangen akute beenmergdosis blijkt dat een lagere windsnelheid eveneens lagere waarden opleverd, zij het dat de verschillen globaal gezien wat kleiner uitvallen.



Figuur 6.16 Akute beenmergdosis bij variatie van de windsnelheid



Figuur 6.17 Lichaamsdosis (1ste week t/m 1e jaar) bij variatie van de windsnelheid

Kwantitatief beeld resultaten

Een akute beenmergdosis van meer dan 200 rem komt bij weerklasse F met $u=1$ m/s voor tot op een afstand van ongeveer 11 km. Voor weerklasse D met $u=2$ m/s bedraagt deze afstand eveneens 11 km. Voor de 1 rem dosis t.g.v. 1 jaar verblijf (vanaf de 1e week na het ongeval) levert de gevoeligheidsanalyse het volgende resultaat op: Voor weerklasse F wordt deze bereikt op een afstand van ongeveer 90 km, weerklasse D met droge depositie op ongeveer 290 km en met natte depositie op ongeveer 30 km.

6.6 Samenvatting en konklusies

Tabel 6.11 geeft een overzicht van een selectie van de markantste resultaten van de gevoeligheidsanalyse.

De gevoeligheidsanalyse laat zien dat de keuze van verschillende parameters een duidelijke invloed heeft op de resultaten.

Bepaalde keuzen van parameterwaarden zijn van essentieel belang voor de resultaten van de akute beenmergdosis, andere voor de resultaten van dosis door bodemstraling. Tabel 6.11 geeft hiervan een kwantitatief overzicht; tabel 6.12 geeft een kwalitatief overzicht.

Met uitzondering van menglaaghoogte, dosiskonversiefactoren voor inhalatie en pluimstijging (bij neutrale en/of onstabiele atmosfeer) hebben de overige parameters een duidelijke invloed op zowel akute beenmergdosis als dosis door lange termijn bodemstraling.

De gevoeligheidsanalyse laat zien dat de afstand waarop een relatief hoge stralingsdosis van 1 rem door bodemstraling over een langere periode (1 jaar verblijf, na 1e week van het ongeval) wordt ontvangen, het sterkst wordt beïnvloed door de depositiesnelheid, uitwaskoëfficiënt en in mindere mate door de windsnelheid (zie tabel 6.11).

GEVARIEERDE PARAMETERS
AFSTAND WAAROP
ACUTE BEENMERG-
DOSIS 200 REM

AFSTAND WAAROP
DOSIS DOOR BO-
DEMSTRALING
1 REM (1^eweek-1^ejaar)

| | KM | scenario codering | KM | scenario codering |
|-------------------------------|-----|----------------------|------|----------------------|
| BRONTERM | | | | |
| . PWR 2 (WASH-1400) | 20 | ...-D-n-a2* | 300 | ...-D-a-a2* |
| . I-groep & Cs-Rb-groep | 8 | ...-D-n-a2* | 160 | ...-D-d-a2* |
| . ref.scenario | 15 | FK2-D-n-a2 | 240 | FK2-D-d-a2 |
| PLUIMSTIJGING | | | | |
| . Q:4,2 MW | 11 | FK2-F-d-a2 | 245 | FK2-F-d-b2 |
| . Q:5,6 MW | 0 | FK2-F-d-a2 | 245 | FK2-F-d-b2 |
| . ref.scenario | 15 | FK2-F-d-a2 | 170 | FK2-F-d-b2 |
| DISPERSIECOEFFICIENTEN | | | | |
| . DRK III | 14 | FK2-F-d-a2 | 470 | FK2-D-d-b2 |
| . Pasquill | 20 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| . Voght | 10 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| . McElroy | 25 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| . ref.scenario | 15 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| DEPOSITIESNELHEID | | | | |
| . I: 2.10^{-3} m/s | 12 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| . Aerosol: 10^{-3} m/2 | | | | |
| . I: 5.10^{-2} m/s | 8 | FK2-F-d-a2 | 310 | FK2-D-d-b2 |
| . Aerosol: $2,5.10^{-2}$ | | | | |
| . ref.scenario | 15 | FK2-F-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| UITWASCOEFFICIENT | | | | |
| . 10^{-4} l/s | 11 | FK2-D-n-a2 | 250 | FK2-D-n-b2 |
| . ref.scenario | 20 | FK2-D-n-a2 | 80 | FK2-D-n-b2 |
| MENGLAAGHOOGTE | | | | |
| . weerklasse F 300 m | 15 | FK2-F-d-a2 | 200 | FK2-F-d-b2 |
| . ref.scenario | 15 | FK2-F-d-a2 | 170 | FK2-F-d-b2 |
| . weerklasse D 600 m | 10 | FK2-D-n-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| . ref.scenario | 15 | FK2-D-n-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |
| DOSISCONVERSIEFAKTOR | | | | |
| . NRPB | 9 | FK2-F-d-a1 | | |
| . WASH-1400 | 8 | FK2-F-d-a1 | | |
| . ref.scenario | 9 | FK2-F-d-a1 | | |
| WINDSNELHEID | | | | |
| . weerklasse F 1 m/s | 11 | FK2-F-d-a2 | 90 | FK2-F-d-b2 |
| . ref.scenario | 15 | FK2-F-d-a2 | 170 | FK2-F-d-b2 |
| . weerklasse D 2 m/s | 11 | FK2-D-d-a2 | 290 | FK2-D-d-b2 |
| | 22 | FK2-D-n-a2 | 36 | FK2-D-n-b2 |
| . ref.scenario | 4.2 | FK2-D-d-a2 | >500 | FK2-D-d-b2 |

Tabel 6.11 RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE;
* andere bronterm!

| parameter | | invloed op: | |
|--------------------------------|--------------------|--|--|
| | | acute beenmerg- dosis (200 rem) | bodenstraling (1e week t/m 1e jaar) |
| Bronterm | hogere waarde. | - | - |
| | lagere waarde | + | + |
| Pluimstijging | ja/hogere waarde | (F): + ¹⁾ D: 0 | F: - |
| | nee/ lagere waarde | (F): - D: 0 | D/ 0 |
| Dispersiecoëfficiënt | | (F): + ²⁾ - ³⁾ (D): - ⁶⁾ | (F): 0 ⁴⁾ - ⁵⁾ (D): + ⁷⁾ - ⁸⁾ |
| Depositiesnelheid | hogere waarde | - | + |
| | lagere waarde | + | - |
| Uitwascoëfficiënt | hogere waarde | - | + |
| | lagere waarde | + | - |
| Menglaaghoogte | hogere waarde | 0 | 0 |
| Dosisconversiefactor (NRPB) | | 0 | 0 |
| Windsnelheid | lagere waarde | - | + |

TABEL 6.12 Kwalitatieve invloed van parametervariëaties op de resultaten.

++: lagere dosis (gunstige invloed)

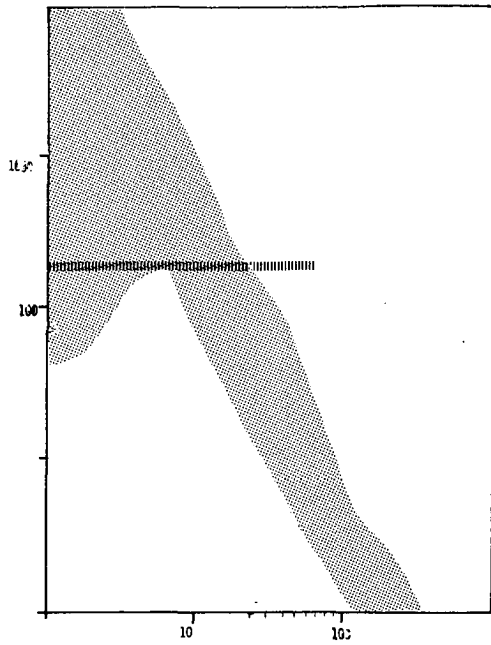
--: hogere dosis (ongunstige invloed)

0: kleine afwijking.

- 1) Voor weerklasse F kan een gunstige invloed optreden op het aantal acute slachtoffers afhankelijk van de demografische kenmerken van de omgeving.
- 2) DRK III en Voght-coëfficiënten
- 3) Pasquill- en McElroy-coëfficiënten
- 4) Kleine verschillen m.u.v. McElroy
- 5) McElroy-coëfficiënten
- 6) Alle coëfficiënten
- 7) DRK III coëfficiënten
- 8) Voght- en McElroy-coëfficiënten

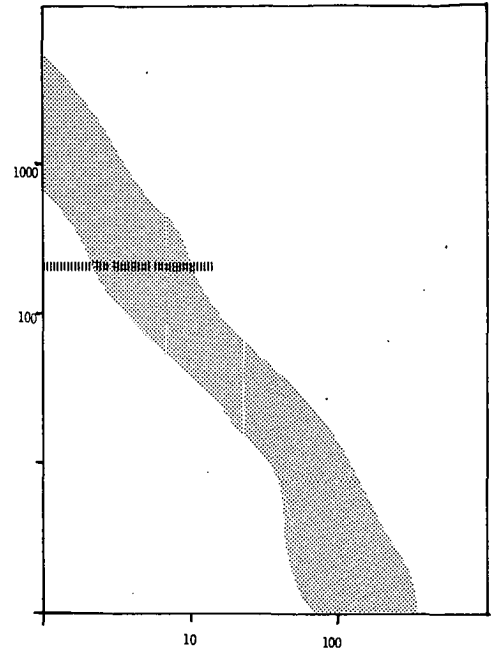
Nogmaals wordt benadrukt dat de variatie in de mogelijke eindresultaten slechts het resultaat is van de afzonderlijke variatie van modelparameters. Een combinatie van variaties in modelparameterwaarden, kan tot gevolg hebben dat voor bepaalde combinaties, de gunstige en/of ongunstige invloed op de eindresultaten versterkt wordt.

FK2-F-d-a2



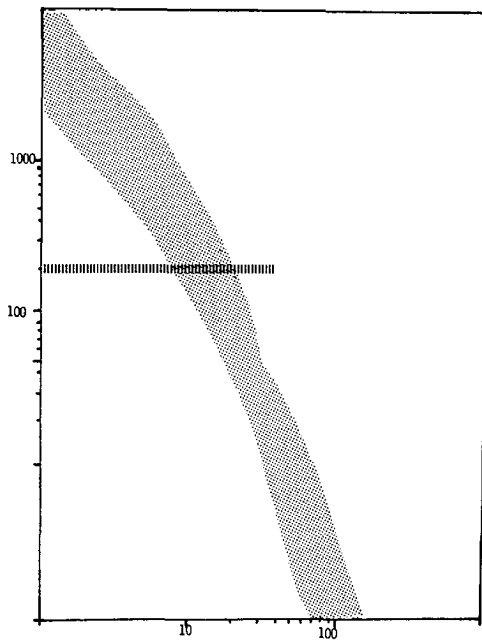
Figuur 6.18

FK2-D-d-a2



Figuur 6.19

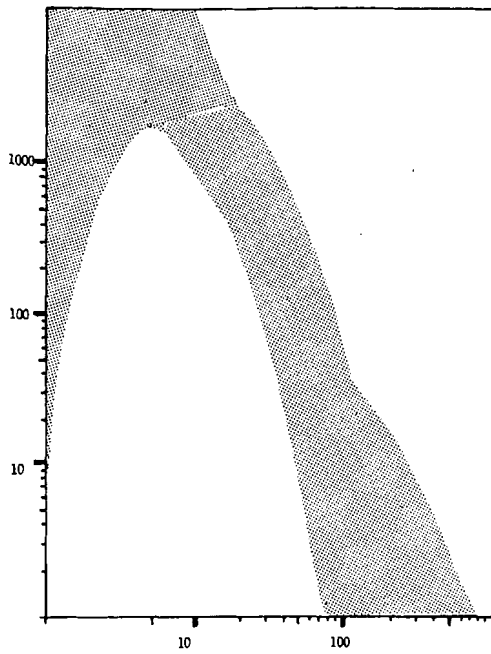
FK2-D-n-a2



Figuur 6.20

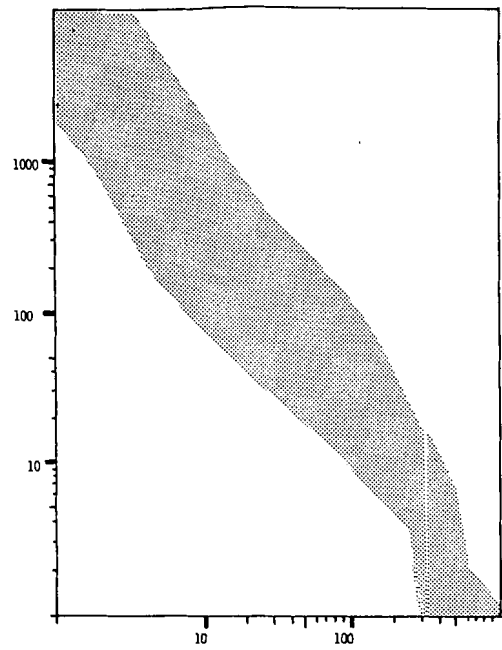
De figuren 6.18 tot en met 6.20 geven de mogelijke spreiding in de acute 24-uurs beenmergdoses en afstanden, door de resultaten van de gevoeligheidsanalyse per beschouwd ongevalsscenario samen te voegen. Elk punt in het gearceerde gebied stelt een mogelijke uitkomst voor van een schatting van de potentieel te ontvangen beenmergdosis op een bepaalde afstand bij het optreden van een zwaar ongeval met een kerncentrale.

FK2-F-d-b2



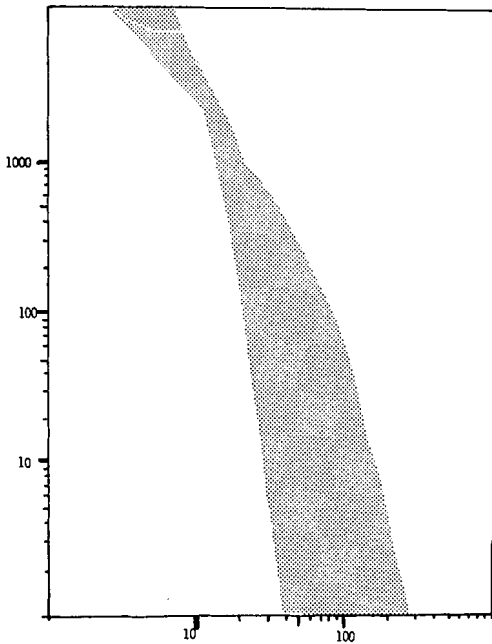
Figuur 6.21

FK2-D-d-b2



Figuur 6.22

FK2-D-n-b2



Figuur 6.23

De figuren 6.21 tot en met 6.23 geven de mogelijke spreiding van de dosis door bodemstraling verkregen in een jaar, bij terugkeer in het besmette gebied 1 week na het ongeval. Elk punt in het gearceerde gebied stelt een mogelijke uitkomst voor van een schatting van de potentieel te ontvangen lichaamsdosis op een bepaalde afstand bij het optreden van een zwaar ongeval met een kerncentrale.

Bij combinaties van theoretische veronderstellingen en aannamen (modellen en mogelijke modelparameterwaarden) geven de berekeningen de indicatie dat akute sterfte ook op Nederlands gebied zou kunnen optreden.

6.7 Vergelijking met andere gevoeligheidsanalyses

Een vergelijking met de in de DRK verrichte gevoeligheidsanalyse levert het volgende resultaat. In tabel 6.13 zijn de relatieve veranderingen in de verwachtingswaarde van zowel het aantal slachtoffers op lange termijn aangegeven bij variatie van een aantal modelparameter t.o.v. de referentiewaarden. De grootte van de variatie is eveneens in de tabel aangegeven. De referentiewaarde is 1.

| parameter | variatie | verwachtingswaarde acuut | aantal slachtoffers lange termijn |
|-------------------------|--|--------------------------|-----------------------------------|
| Menglaaghoogte | 0.5 x referentiewaarde per categorie | 0.95 - 1.05 | 0.98 - 1.02 |
| Droge depositiesnelheid | 0.5-5 x ref. waarde (10^{-2} m/s) 0.5-10 x ref. waarde (10^{-2} m/s) aeros. | 0.25 - 1.05 | 0.95 - 1.05 |
| Uitwaskoëfficiënt | 10 x ref. waarde (10^{-4} 1/s) | 0.05 - 3.00 | 0.50 - 1.25 |
| Pluinstijging | 0.5-1.75 x berekende ref.-waarde | 0.1 - 2.0 | 0.95 - 1.05 |

Tabel 6.13 Relatieve verandering in de verwachtingswaarde van het aantal slachtoffers (akuut en lange termijn)

Uit de tabel blijkt dat het aantal slachtoffers op lange termijn vrijwel ongevoelig is voor een variatie in de genoemde parameters (met uitzondering van de uitwaskoëfficiënt voor natte depositie).

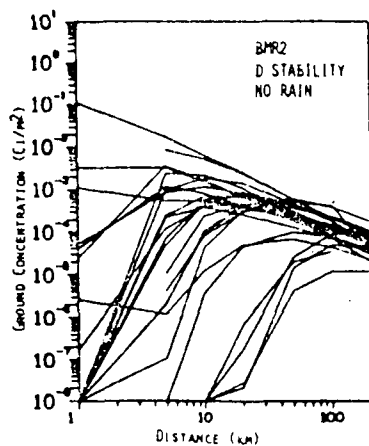
Dit kan verklaard worden uit de aanname van een lineaire dosis-effekt relatie zonder drempelwaarde. Bij deze aanname is in eerste benadering slechts de hoeveelheid vrijgekomen radioactiviteit bepalend voor het aantal slachtoffers en niet de verdeling van de radioactiviteit over een groter of kleiner gebied (bij gelijke bevolkingsdichtheid).

De verdeling van radioactiviteit over een bepaald gebied wordt daarentegen wel degelijk beïnvloed

door de keuze van bepaalde parameters (zie bijv. tabel 6.11) waarin de variatie in de afstand waarop de dosis t.g.v. bodemstraling (meer dan) 1 rem bedraagt, is aangegeven.

Dit blijkt ook uit een studie (14), waarbij verschillende computerprogramma's voor de berekening van de gevolgen van nukleaire ongevallen met elkaar vergeleken zijn voor één standaardprobleem. Zo bedragen de verschillen tussen de uitkomsten van de berekeningen met de diverse programma's voor de radioactieve besmettingsgraad van het land een faktor 10 of meer (zie figuur 6.18). Deze verschillen werden voornamelijk verklaard door de keuze van (droge) depositiesnelheden, uitwascoëfficiënten voor natte depositie en dispersieparameters, en niet zozeer door verschillen in de gebruikte berekeningsmethodieken.

Uit tabel 6.13 blijkt dat variaties in pluimstijging en natte depositieparameters een grote invloed hebben op de verwachtingswaarde van het aantal akute slachtoffers terwijl variatie in droge depositie en variatie in de menglaaghoogte hierop een geringe invloed heeft. Dit beeld is consistent met de resultaten van de gevoeligheidsanalyse in deze studie (zie bijvoorbeeld tabel 6.11 waarin de verschillen in afstand waarop de akute beenmergdosis meer dan 200 rem bedraagt, is aangegeven bij variatie van bovengenoemde parameters).



Figuur 6.18 Variatie in concentratie op grondniveau voor weerklasse D zonder neerslag, als functie van de afstand (ref.14)

Referenties bij hoofdstuk 6

1. "Risk Assessment Review Group Report to the U.S. Nuclear Regulatory Commission", Sept. '78. NTIS PB-286 859/NUREG/cr-0400.
2. "Realistic Estimates of the consequences of Nuclear Accidents", Levenson, M. and Rahn, F., The Electric Power Research Institute Palo Alto, California 94303, Nov. 1980.
3. "Impact of Secondary Effects on the Reduction of Fission Product Source Terms in Class IX Reactor Accidents", Parker, G.W. & Creek, G.E., Nuclear Technology, Vol. 53, May 1981, p. 135 e.v.
4. "The Role of Aerosol Behavior in Light Water Reactor Core Melt Accidents", Bunz, H., Schikarski, W., Nuclear Technology, Vol. 53, May 1981, p. 141 e.v.
5. Zie ref. 4, p. 145.
6. "Technical Bases for Estimating Fission Product Behavior during LWR Accidents", NUREG-0772, June 1981, Nuclear Regulatory Commission, Washington D.C.
7. " Een Nucleaire Ramp in Nederland", Eendebak, B.Th., Energiespectrum, oktober 1981, p. 257 e.v.
8. "Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke", Fachband 8, p 69 e.v., Verlag TÜV, Rheinland 1981.
9. "The importance of plume rise in risk calculations", Fryer, L.S. & Kaiser, G.D. SRD, Warrington, U.K., 1980.
10. "Dynamics of the well-mixed atmospheric boundary layer", Driedonks, A.G.M., KNMI-De Bilt, 1981.
11. "Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation", International Committee on Radiation Protection (ICRP), New York, 1959.
12. "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers", ICRP-30, 1979, 1980.

13. "An Estimate of the Radiological Consequences of National Accidental Releases of Radioactivity from a Fast Breeder Reactor", National Radiological Protection Board, NRPB-R53, G.N. Kelly, J.A. Jones, B.W. Hunt, 1977.
14. "International Standard Problem for Consequence Modelling", Blond, R. e.a., International ANS/ENS Topical meeting on Probabilistic Risk Assessment, September 1981, New York.

7.1 Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken werd de radioactieve besmetting ten gevolge van mogelijke nucleaire ongevallen berekend. Hiervoor werd als maatstaf de "potentiële stralingsbelasting" gebruikt, dat wil zeggen de stralingsdosis, uitgedrukt in rem, die men kan oplopen indien geen tegenmaatregelen getroffen (kunnen) worden. Bij de bepaling van deze stralingsdosis is de bijdrage hieraan door het nuttigen van agrarische producten afkomstig van radioactief besmet land buiten beschouwing gebleven. Met behulp van geschikte transfer- en konversiefactoren kan men in principe de besmettingsgraad omrekenen tot een stralingsbelasting voor de mensen die voedingsproducten uit een besmette regio gebruiken. Bij een te hoge besmettingsgraad zullen gebieden onbruikbaar verklaard moeten worden voor agrarische doeleinden (zie ook paragraaf 7.3.4). Zoals in hoofdstuk 4 reeds vermeld was een onderzoek naar de omvang van deze voor landbouw en/of veeteelt onbruikbare gebieden binnen het bestek van deze studie niet mogelijk.

Op basis van de berekende stralingsdoses zou men met behulp van dosiseffekt relaties (zie hoofdstuk 2) een schatting kunnen maken van de diverse gezondheidseffekten, die het gevolg zijn van verschillende typen nucleaire ongevallen. Men zou daarnaast kunnen proberen een indruk te krijgen van de aangebrachte milieu- en ecologische schade. De kanttekening moet hierbij echter worden gemaakt dat zowel betreffende de konversiefactoren als de dosiseffekt relaties en de ecologische effecten soms grote marges van onzekerheid bestaan of benodigde kennis ontbreekt. In dit rapport worden dergelijke schattingen niet gemaakt. De resultaten van deze schattingen zouden op verschillende punten, vanwege de onzekerheden in wetenschappelijke kennis, een ruime spreiding vertonen. De grootte van deze spreiding zou zeker onderzocht moeten worden. Daarnaast hangen de gevolgen in hoge mate af van de tegenmaatregelen die genomen (kunnen) worden en van de effectiviteit van deze tegenmaatregelen.

Ook daarin zijn grote variaties mogelijk. Een onderzoek van de gevolgen zou met deze beide aspecten rekening moeten houden. Het zou ver uitgaan boven de beperkte omvang van deze studie.

Deze studie is beperkt tot het bepalen van de "potentiële stralingsbelasting". Zij geeft daarmee een indicatie van de omvang van de gebieden waar en in welke mate tegenmaatregelen (evakuatie, dekontaminatie enz.) nodig zijn indien men wil trachten de gevolgen te reduceren.

De studie doet echter geen definitieve uitspraak over de effectiviteit van eventuele tegenmaatregelen. Niettemin zullen in dit hoofdstuk een aantal opmerkingen van meer kwalitatieve aard, over deze problematiek worden gemaakt. Voor zover het ter illustratie wenselijk lijkt te verwijzen naar een concrete situatie beperken we ons tot de, in hoofdstuk 4 behandelde, ongevallen met de geplande kerncentrale te Lingen. Interpretaties voor de kweekreaktor te Kalkar (hoofdstuk 5) zijn gemakkelijk met behulp van de resultaten in dat hoofdstuk te maken.

7.2 Noodzaak van tegenmaatregelen van een ongeval

De in hoofdstuk 4 beschouwde twee ongevalstypen van de kerncentrale te Lingen betreffen een "licht" en een "zwaar" ongeval.

Het zijn twee typen uit een breed spectrum van mogelijke ongevallen, waarbij zich velerlei tussenliggende situaties kunnen voordoen.

Op de mogelijkheid van het ontstaan van een groot reaktor ongeluk wordt verder ingegaan in hoofdstuk 8. Hier volstaan we met op te merken dat sinds het Three Mile Island ongeval in 1979, ook diverse beleidsvormende organen steeds meer gaan beseffen dat "Klasse-9 ongevallen" (waarbij de reaktorkern smelt of ernstig beschadigd raakt en radioactiviteit in de omgeving wordt verspreid) daadwerkelijk mogelijk zijn en serieus genomen moeten worden.

In haar rapport "Emergency Planning around US Nuclear Powerplants" (1) bijvoorbeeld, stelt een Amerikaanse congrescommissie bij haar aanbevelingen dat de Nuclear Regulatory Commission (NRC) "should make clear (...) that it considers severe nuclear accidents possible, not hypothetical, occurrences for which emergency planning is appropriate" (2).

De gevolgen van een ongeval waartegen maatregelen getroffen moeten worden zijn niet alleen afhankelijk van het type ongeval, maar zullen ook afhangen van de meteorologische omstandigheden. In de eerste plaats zullen ongevallen met de Duitse nukleaire installaties alleen als de wind uit oostelijke richting waait, leiden tot een radioactieve besmetting op en van Nederlands grondgebied.

In de tweede plaats zal de spreiding en mate van besmetting, bij een gegeven ongevals-kategorie, afhankelijk zijn van de heersende weerklasse.

Indien geen tegenmaatregelen zouden worden genomen tijdens of na een reaktor ongeval zouden vele mensen in hun gezondheid aangetast worden, op korte of op lange termijn (zie hoofdstuk 2 voor het soort van gevolgen), door straling vanuit overdrijvende radioactiviteit, door ingeademde radioactieve stoffen, door bodemstraling en door het nuttigen van besmet voedsel.

Bij een "licht" ongeval strekken deze gevolgen zich natuurlijk over een kortere (maar nog steeds aanzienlijke) afstand uit.

Ernstige "stralingsziekten" en sterfte door een, reeds gedurende de eerste dag ontvangen stralingsdosis (meer dan 200 rem) kunnen zich alleen voordoen bij het beschouwde 'zware' reaktorongeval, en niet bij het 'lichte' ongeval. Deze gevolgen strekken zich, volgens de gebruikte rekenmodellen, niet uit tot Nederlands grondgebied. Ook lichte "stralingsziekten" als gevolg van deze vroeg-somatische dosis (meer dan 100 rem) zullen zich daar nauwelijks voordoen. Berekeningen met andere dispersiecoëfficiënten leiden overigens wel tot een één-dagstralingsbelasting van meer dan 100 rem op Nederlands grondgebied tot op ruim 30 km afstand van de centrale, (zie hoofdstuk 6).

Vroeg-somatische stralingsdoses tot 100 rem, waarbij het bloed tijdelijk wordt aangetast (zie hoofdstuk 2) kunnen wel op Nederlands grondgebied optreden.

Dat zijn doses die ver uitgaan boven de door de Gezondheidsraad genoemde noodreferentienivo's (voor een eenmalige blootstelling) van 5 rem voor kinderen en zwangere vrouwen en 15 rem voor overige personen.

Als de getroffen Nederlandse bevolking na de eerste dag nog steeds aan straling vanaf de bodem blijft blootgesteld, zullen zich echter wel

"stralingsziekten" bij deze bevolkingsgroep kunnen voordoen. Deze summere beschouwing moge voldoende zijn om de noodzaak van het treffen van tegenmaatregelen en van de voorbereiding daarvoor, ook in Nederland, aan te geven.

7.2.1 Stilering en werkelijkheid

Bij het bekijken van de berekeningsresultaten van de ongevalsscenario's, in voorgaande hoofdstukken, dient men te bedenken dat gebruik gemaakt is van modellen die enerzijds zo realistisch mogelijk zijn, maar anderzijds onontkomelijk een aantal "idealiserings" van verschijnselen bevatten (bijv. een konstante windrichting en windsnelheid, onveranderlijke weerssituatie, geïdealiseerd terrein en "standaardmensen" wat betreft radiologisch effecten). Dit heeft in de eerste plaats tot gevolg dat het verkregen beeld in hoge mate gestileerd is. Het werkelijk beeld zal in de regel veel grilliger zijn. Een dergelijke stilering is op zich niet bezwaarlijk als men zich hiervan bewust blijft. Het levert in elk geval een kwalitatief juist beeld van de omvang van en mate waarin gebieden worden bedreigd door radioactieve besmetting in geval van reaktorongelukken. Althans als de aannemen voor de diverse parameters in de gebruikte modellen korrekt zijn. En daar ligt een belangrijk tweede punt dat men in gedachten moet houden. Ten aanzien van diverse van de gebruikte parameters bestaat een ruime marge van onzekerheid, die een aanzienlijke invloed op de resultaten kan uitoefenen. Daarom zijn voor een aantal belangrijke parameters, in hoofdstuk 6, gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Voor de verandering van sommige parameters leidt dit tot hogere stralingsdoses, bij andere tot lagere doses (zie hoofdstuk 6). Bij de beoordeling van de gebieden die zodanig bedreigd of getroffen worden dat daarin eventuele tegenmaatregelen noodzakelijk zijn, kan men daarom zeker niet volstaan met de figuren en grafieken uit hoofdstuk 3 t/m 5 maar zullen tenminste de variaties in de beschouwing betrokken moeten worden, die mogelijk zijn op grond van de gevoeligheidsanalyse (hoofdstuk 6).

Het vervolg van dit hoofdstuk geeft een kort overzicht van de diverse soorten van tegenmaatregelen met de bijbehorende situaties waarin zij bescherming trachten te bieden. Tevens worden enkele factoren genoemd die een effectieve realisatie kunnen verhinderen of minder waarschijnlijk maken.

7.3 Tegenmaatregelen

7.3.1 Radioactieve wolk; vroeg-somatische dosis

7.3.1.1 Evakuatie

Door blootstelling aan straling uit een (onzichtbare) overdrijvende radioactieve wolk kan men een aanzienlijke stralingsdosis oplopen, in sommige gebieden bij ongunstige weersomstandigheden zelfs een dodelijke dosis.

De enige werkelijke effectieve methode om een dodelijke dosis of anderszins hoge vroeg-somatische dosis te vermijden is een tijdige evacuatie van ernstig bedreigde gebieden voordat de radioactieve wolk voorbijtrekt.

Als men hiervoor het criterium zou hanteren van de door de Gezondheidsraad voorgestelde noodreferentienivo's, geeft dit voor het beschouwde "lichte" ongeval geen aanleiding tot onmiddellijke evacuatie. Voor het beschouwde "zware" ongeluk zou dit criterium bij alle weerklassen onmiddellijke evacuatie, tot ver op Nederlands grondgebied (vele tientallen kilometers) vereisen. Dit geldt natuurlijk alleen voor een oostelijke windrichting. Dit voorbehoud dient men voortdurend in gedachten te houden.

Vanwege het onvoorspelbare grillige verloop, door windfluctuaties, zal bij een ongeval in feite een breder gebied geëvacueerd dienen te worden dan zou blijken uit de "gestileerde" ongevalsplaatjes van de voorgaande hoofdstukken.

De evacuatie van omvangrijke gebieden zal, met name bij hoge bevolkingsconcentraties, zelfs in geval van een goede organisatie veel tijd in beslag nemen (vele uren tot een dag). Noodzakelijke voorwaarden voor het tijdig en effectief laten verlopen van een evacuatie zijn:

- a. het tijdig nemen van de beslissing tot evacuatie;
- b. het duidelijk vaststellen van het te evacueren gebied;
- c. een goede organisatie en voorbereiding.

Ad a. Bij het optreden van een ongeluk zullen betrokken operators en ander personeel in de centrale onder grote stress staan en zal, vanaf het eerste alarm, bij officiële instanties veelal verwarring bestaan over het te verwachten verdere verloop van de storings- of ongevalssituatie. Beslissingen tot evacuatie zullen juist in dergelijke chaotische situaties, vol onzekerheden, genomen moeten worden. De gevoerde "diskussies" tijdens het Three Mile Island ongeluk illustreren dit duidelijk (3, 4). De konklusie van de Nederlandse minister van Volksgezondheid en Milieuhygiëne dat het advies tot evacuatie van zwangere vrouwen en kinderen binnen een straal van 8 km (door de Gouverneur gegeven, twee dagen na de aanvang van het Three Mile Island ongeval) "achteraf niet gerechtvaardigd bleek te zijn", is daarom niet erg op zijn plaats omdat beslissingen tot evacuatie niet achteraf genomen moeten worden, maar juist temidden van verwarrende omstandigheden. De konklusie die Rogovin, voorzitter van de door de NRC ingestelde onderzoeksgroep naar het Three Mile Island ongeval, trok uit de gebeurtenissen van Three Mile Island, lijkt meer to the point: "The accident also demonstrated that evacuation may have to be considered or ordered in a variety of situations where the evacuation situation is far from clearcut. In the future, one of the more likely bases for evacuation may be fear or uncertainty about the course an accident will take"(6).

In het algemeen zullen de betrokken instanties, in geval van twijfel, huiverig zijn voor een al te snelle evacuatie, die immers mogelijk "achteraf niet gerechtvaardigd bleek te zijn", en vervolgens een permanente ongerustheid onder de bevolking zou kunnen veroorzaken (7). Een te lange aarzeling aangaande evacuatie kan er echter toe leiden dat de bedreigde bevolking niet meer vóór het overdrijven van de radioactieve wolk kan worden geëvakueerd.

Dan zal tenminste een deel van de bevolking in de ernstig bedreigde gebieden een 'vroeg-somatische dosis' ontvangen. In het geval van het TMI-ongeluk wachtten veel burgers een eventueel evacuatiebevel niet af maar vertrokken op eigen initiatief tijdens het onzekere verloop van het ongeval (8).

Ad b. Ten aanzien van de omvang van de te evakueren gebieden zal eveneens onzekerheid bestaan. Tijdens het TMI-ongeluk varieerde de lengte van de gebieden waarvan de evacuatie overwogen werd van 5 à 10 tot zelfs 20 mijl (9,10a).

Ook ten aanzien van deze kwestie zullen de betrokken autoriteiten er toe neigen vooral niet te grote gebieden te evakueren. Er doet zich daarbij nog een extra komplikatie voor.

Radioactiviteit vormt een voor de bevolking, zonder gebruik van speciale apparatuur niet detekteerbare bedreiging. Daardoor ontstaat de situatie dat enerzijds een deel van de bevolking er door de autoriteiten van overtuigd moet worden, dat zij in gevaar is en dat pijnlijke maatregelen (bijv. evacuatie) noodzakelijk zijn, terwijl een ander deel van de bevolking in daaraan grenzende gebieden er juist van overtuigd moet worden dat zij niet in gevaar is, en op haar plaats moet blijven. De grens van de gebieden is bovendien nogal arbitrair en onkontroleerbaar. De dubbelzinnigheid van deze situatie zal een geordende evacuatie zeker bemoeilijken. De TMI-situatie illustreerde bijvoorbeeld dat een afgekondigde evacuatie tot 10 mijl ongetwijfeld effecten zou hebben tot op 20 mijl en meer (11).

Ook bij de TCDD-ramp van juli 1976 in Seveso, Italië, traden bovengenoemde problemen op. Nadat uit een chemische fabriek naar schatting 2 kg van het uiterst giftige TCDD zich in de omgeving had verspreid werden vele honderden bewoners in de eerste plaats te laat, geëvakueerd. Vervolgens werd wel een groot maar toch nog te klein gebied "afgegrensd" (12)..

Ad c. Wanneer de laatste veiligheidsvoorzieningen van een kernreaktor falen en lekkage van radioaktiviteit optreedt, biedt, zoals gezegd, evacuatie in principe nog een mogelijkheid de bevolking tegen een overdrijvende radioactieve wolk te beschermen. Maar, voor het welslagen van een tijdige evacuatie is tenminste een goede voorbereiding noodzakelijk en zijn goede coördinatie en communicatievoorzieningen onontbeerlijk. Met andere woorden er zullen gedetailleerde plannen klaar dienen te liggen en er zullen regelmatig oefeningen moeten worden gehouden om tenminste enige

waarborg te hebben dat een evacuatiepoging niet op een chaos uitloopt.

Tot nu toe heeft het aksent bij de veiligheidsmaatregelen van kerncentrales gelegen op de (technische) veiligheidsvoorzieningen van de centrale zelf, veel meer dan op maatregelen als evacuatie waaraan de bevolking zal moeten deelnemen. Zo werd bijvoorbeeld in de praktijk in het algemeen een belangrijker gewicht toegekent aan veiligheidsvoorzieningen in de centrale zelf dan aan situering van de centrale op grote afstand van bevolkingscentra. Doordat juist de onwaarschijnlijkheid van reaktor-ongevallen sterk werd benadrukt, werd de noodzaak van serieuze evacuatievoorbereidingen voornamelijk slechts met de mond beleden (13). De eerder aangehaalde voorzitter van de door de NRC ingestelde TMI-onderzoekscommissie Rogovin konkludeert, dat "this philosophy is simply not valid" op grond van de door zijn kommissie gemaakte analyse hoe dicht het TMI-ongeluk bij een situatie kwam waarin evacuatie, tenminste als voorzorgsmaatregel vereist zou zijn geweest. Vandaar: "Evacuation must be considered as an independent means of protection for citizens living near a nuclear plant over and above the engineered safety systems designed to mitigate an accident and to prevent releases" (14). Daarom dienen kerncentrales, volgens het Rogovin-rapport, zeker niet op een afstand van minder dan 10 mijl (16 km) van aanzienlijke bevolkingscentra te worden gebouwd (15).

Als men evacuatie werkelijk als een onafhankelijke veiligheidsvoorziening serieus neemt, heeft dit volgens Rogovin als konsekwentie dat "workable evacuation plans are a prerequisite to continued operation of existing and future reactors" (16). Dit betekent dat "the emergency plan should not be just an abstract document". Voor een voldoende hoog realiteitsgehalte is vereist dat "It should make realistic provisions for such seasonal or other variations as snowstorms, large summer populations, and so on" (17).

Als illustratie moge nog het volgende citaat dienen "Thus, if a 5-foot blizzard makes roads in the area of the plant impassable, the utility should be required to notify the NRC immediately. The NRC will then, after consultation with FEMA and State

authorities make the decision whether the plant should be shut down (or some other measure instituted, such as a decrease in power level) until the evacuation plan once again becomes workable (18).

De genoemde onzekerheden betreffende tijdstip van evacuatie, omvang van te evacueren gebieden en realiteitsgehalte van evacuatieplannen kunnen bij een evacuatiepoging tot chaotische tafereelen leiden. Dat geldt met name voor dichtbevolkte gebieden, zoals steden. In plattelandstreken, met veel verspreide woonkernen kan een efficiënte en tijdige berichtgeving een probleem vormen.

De afstand van Lingen tot de Duitse stad Nordhorn (20 km) zal bij een windsnelheid van 5 m/sec. respektievelijk 2 m/sec. in één respektievelijk drie uur door vrijkomende radioactiviteit overbrugd worden. Vrijkomende radioactiviteit kan plaatsen als Oldenzaal (35 km) in 2 respektievelijk 5 uur bereiken en Hengelo, Enschede, Emmen en Almelo (40 à 50 km) in ruim 2.5 respektievelijk 6 uur. Hieruit blijkt dat er hoogstens slechts enkele uren beschikbaar zijn vanaf het moment dat radioactiviteit in de atmosfeer komt.

Bij nadere bestudering van de problemen die zich kunnen voordoen bij evacuatie kan blijken dat de tijd te beperkt is om steden succesvol te kunnen evacueren. Of en welke plaatsen bij een ongeval getroffen worden zal natuurlijk afhangen van de windrichting.

Het slagen van een evacuatiepoging zal in zo'n situatie bovendien belemmerd kunnen worden door niet precies voorspelbaar gedrag van de bevolking. Er kunnen panieksituaties ontstaan, misverstanden zullen optreden betreffende omgeroepen berichten en richtlijnen, een aantal van de te evacueren mensen zullen hun woning niet willen verlaten (19), een deel van de mensen in aangrenzende gebieden die niet geëvacueerd zullen worden, zal juist wel vluchten enzovoort. Dit alles zal de organisatie kunnen ontwrichten.

7.3.1.2 Binnenblijven, schuilen

Indien geen evacuatie heeft plaatsgevonden vóórdat de radioactiviteit arriveert of bij falen van de evacuatiepogingen zouden personen zich nog enigszins tegen de overdrijvende radio-

aktieve wolk kunnen afschermen door binnen, in gebouwen te blijven. De mate van afscherming tegen de uitwendige straling (uit de wolk en van de besmette bodem en muren) zal sterk afhangen van het materiaal van de muren, de grootte van het gebouw en de plaats waar men zich in het gebouw bevindt. In een kelder zal men veel sterker afgeschermd worden dan dichtbij ramen en deuren.

De afschermingsfactor is voor vele huizen voor de uitwendige straling van de radioaktieve wolk ongeveer 0.4 à 0.7, en vanaf de bodem respectievelijk 0.04 à 0.5. Tabel 7.1, 7.2 en 7.3 geven een overzicht van mogelijke afschermingsfactoren voor verschillende omstandigheden (20).

De afscherming tegen inademing van radioactief materiaal en daarmee tegen inwendige bestaling, door verblijf binnenshuis zal sterk afhangen van de omvang en wijze van ventilatie in huis en de tijdsduur van overdrijven van de radioaktieve wolk. Bij redelijk sterke ventilatie en een passagetijd van meer dan een half uur zou deze afschermingsfactor 0.5 à 0.9 bedragen (21).

De afscherming kan echter weer teniet gedaan worden doordat in een huis de radioaktieve atmosfeer langer blijft hangen dan buiten, zodat men bij verblijf in huis radioactieve stoffen langduriger inademt. Hierdoor kan een inwendige dosis zelfs groter worden dan bij verblijf buitenshuis.

Een effectieve afscherming tegen een inwendige dosis kan slechts verkregen worden indien vlak voor het overdrijven van de radioaktieve wolk ramen en deuren goed gesloten worden en er juist weer sterk geventileerd wordt na passage van deze wolk (22). Op een dergelijk gedrag van mensen mag echter, zeker onder de te verwachten chaotische omstandigheden, niet gerekend worden.

Een afscherming tegen inademing van radioactief materiaal is dan ook niet aannemelijk.

7.3.1.3 Jodiumtabletten

Van het radioactieve jodium kan een relatief grote hoeveelheid vrij komen. Dit jodium draagt niet alleen aanzienlijk bij aan de totale stralingsbelasting via uitwendige bestra-

ling, maar levert bij inademing ook een relatief hoge inwendige stralingsdosis. De schildklier kan met name een zeer hoge dosis krijgen doordat het ingeademde jodium zich in dit orgaan zal ophopen. Deze stralingsbelasting van de schildklier zou aanzienlijk (met een faktor 10 tot 100) gereduceerd kunnen worden door het blokkeren van de opname van het radioactieve jodium in de schildklier (23). Zo'n blokkade zou bewerkstelligd kunnen worden door het van te voren innemen van kaliumjodium-tabletten. Door diverse personen wordt het ter beschikking stellen van jodiumtabletten aan bedreigde bevolkingsgroepen bepleit (24).

Er bestaat daarbij echter verschil van mening over de noodzaak deze tabletten reeds ver van te voren onder de bevolking te distribueren.

Een dergelijke onderneming zou namelijk de indruk kunnen vestigen dat kernenergie toch niet zo'n veilige, schone energiebron is als de kernenergie-industrie gedurende lange tijd heeft beweerd (25).

7.3.2 Middellange-termijn bodemstraling - Evakuatie

Eén van de meest karakteristieke kenmerken van een reaktorongeluk is de door zo'n ongeval veroorzaakte langdurige radioactieve besmetting. Zo zal radioactiviteit in uitgestrekte gebieden neerslaan op bodem, planten en bebouwing, waardoor men bij verblijf in deze gebieden een toenemende stralingsdosis zal oplopen.

Met andere woorden, na het voorbijtrekken van de radioactieve wolk is het gevaar niet geweken en doet zich wederom de vraag voor van de noodzaak van tegenmaatregelen en van de mogelijkheden hier toe. In een volgende paragraaf zal blijken dat het geheel verwijderen van de radioactiviteit praktisch onmogelijk is en zeker niet op korte termijn.

Dit heeft tot gevolg dat de noodzaak tot evakuatie, ook na het overdrijven van de radioactiviteit, nog steeds aanwezig is, als men althans de bevolking niet aan hoge stralingsdoses zal blootstellen. Deze evakuatie die zich gedurende de eerste dagen na een ongeval moet voltrekken is niet beperkt tot die gebieden waar een snelle evakuatie is mislukt of door autoriteiten overbo-

dig werd bevonden, maar strekt zich over een veel groter gebied uit (zie hoofdstuk 4, bijvoorbeeld de gebieden waar in 90 dagen, door verblijf in besmet gebied ontvangen stralingdosis de noodreferentienivo's van de Gezondheidsraad overschrijdt). Een dergelijk evacuatieprogramma zal voor de op groter afstand gelegen gebieden in een "rustiger" tempo kunnen geschieden dan voor de dichtbij gelegen gebieden. Ongetwijfeld zullen zich hierbij ook problemen voordoen van mensen die niet willen vertrekken, omdat ze hun bedrijf of huis niet in de steek willen laten. Ook hier zullen autoriteiten zich voor het probleem geplaatst zien dat zij mensen die niet willen vertrekken moeten overtuigen van de noodzaak hiervan, terwijl zij een aantal mensen in aangrenzende gebieden die wel willen vertrekken juist moeten vragen vooral in hun woonplaats te blijven.

Voor de te evakueren mensen zal het in veel gevallen bovendien niet duidelijk zijn voor hoelang zij dienen te vertrekken. Terwijl het onderbrengen van een groot aantal evacuees in niet getroffen gebieden op zich al een probleem is, zal bovendien het verschijnsel zich kunnen voordoen dat de evacuees gestigmatiseerd worden als "besmette mensen". Zij zouden daarmee tot "sociale outcasts" in de samenleving worden. Een analoog verschijnsel deed zich in 1980 voor in Canada ten aanzien van de mensen die van de chemische gifbelt te Love Canal geëvacueerd werden (26).

7.3.3 Lange-termijn bodemstraling

7.3.3.1 Ontruiming

De langlevende radioactieve isotopen zullen een zeer langdurige bodembesmetting veroorzaken die slechts langzaam in de tijd afneemt. Het isotoop Cs-137 dat een aanzienlijke bijdrage aan de gamma-straling in besmet gebied levert, heeft bijvoorbeeld een halveringstijd van 30 jaar! Het blijkt bovendien een element te zijn dat zich sterk hecht aan bodem, muren enzovoort. Het spoelt daardoor nauwelijks uit in de bodem, en is ook verder moeilijk te verwijderen.

Hoofdstuk 4 liet zien dat, zeer omvangrijke gebieden hierdoor, op grond van de huidige door de ICRP opgestelde stralingsnormen (50 millirem per jaar dit is een maximum waarde en geen "aanbevolen" grenswaarde) (27, 28) onbewoonbaar zouden zijn. Dat geldt in nog sterkere mate als de door de Gezondheidsraad, als bovengrens voor omwonenden van een kerncentrale genoemde jaardosis van 30 millirem als grenswaarde voor bewoonbaarheid wordt gehanteerd (29). Deze gebieden zouden voor vele, deels zelfs voor tientallen jaren onbewoonbaar zijn. Dat is niet alleen het geval bij een "zwaar" ongeval, maar ook reeds bij een "licht" ongeval, zij het dat de gebieden natuurlijk aanzienlijk kleiner zijn (zie hoofdstuk 4).

Het onbewoonbaar verklaren van zulke grote gebieden van Nederland, gedurende zo lange tijd zal een aanzienlijke maatschappelijke ontwrichting veroorzaken en door velen als onhaalbaar of ongewenst worden gezien. Het gevolg hiervan is dat bij het daadwerkelijk plaatsvinden van een reaktorongeval de stralingsnormen zeer waarschijnlijk verhoogd zullen worden en grote bevolkingsgroepen aan een hogere dosis worden blootgesteld (30). Dat betekent dan een soort verschuiving van "schade" naar latere tijden (in andere vorm), want hogere stralingsdoses zullen leiden tot een verhoging van kankersterfte in latere jaren en een toename van erfelijke schade (zie hoofdstuk 2).

7.3.3.2 Dekontaminatie

De stralingsnormen zullen echter niet onbeperkt opgevoerd kunnen worden. Er blijven dan ook, zelfs bij verhoging van de stralingsnormen, grote gebieden over die vanwege hun hoge besmettingsgraad (bijv. resulterend in een stralingsbelasting van meer dan 1 rem per jaar) onbewoonbaar zullen zijn of waarvan onderzocht zou moeten worden of de stralingsbelasting ten gevolge van verblijf in deze gebieden niet kan worden gereduceerd. Opties voor dat laatste zijn, omploegen van het land en afgraven van woonpercelen, dekontaminatie van harde oppervlakken (afspoelen, "stofzuigen", asfalteren) (31, 32).

Weliswaar zou op deze wijze het stralingsnivo ter plaatse misschien verminderd kunnen worden, maar reducties zullen, gemiddeld over grote gebieden veelal hoogstens een faktor 10 à 20 bedragen en veelal variëren tussen een faktor 2 à 20 (33). Veel dekontaminatiemaatregelen resulteren uiteindelijk niet zozeer in een verwijdering als wel in een verplaatsing van de radioaktiviteit, waardoor, elders weer (hogere) concentraties optreden.

Een grondige evaluatie van de effectiviteit van dekontaminatiemaatregelen zal hier niet worden gegeven. Het valt overigens te betwijfelen of die momenteel wel gegeven kan worden gezien de betrekkelijk geringe hoeveelheid empirische kennis over dit bijzonder omvangrijke probleem.

Wel kan men de volgende algemene konklusie trekken. De gebieden die als "licht" besmet bestempeld zullen worden zijn zeer omvangrijk. Daar zullen waarschijnlijk geen uitgebrade pogingen in het werk gesteld worden om de radioactieve stralingsbelasting in deze gebieden door dekontaminatiemaatregelen te verminderen. In "zwaar" besmette gebieden zouden dekontaminatiemaatregelen resulteren in een stralingsnivo dat nog steeds als te hoog voor bewoning wordt gezien. Ook in deze gebieden zullen daarom voorshands waarschijnlijk geen dekontaminatiepogingen worden ondernomen. Deze zullen vermoedelijk alleen slechts in het "middel-zwaar" besmette gebied, na enige tijd ter hand genomen worden, met een onduidelijk perspectief op het "sukses" hiervan.

7.3.4 Lange-termijn radioactieve gevolgen voor agrarisch gebruik van het land

7.3.4.1 "Vernietigen" van de oogst

Bij het overdrijven van een radioactieve wolk zal zich ook radioactief materiaal afzetten op gewassen op het land, zoals koren en gras. Bovendien zullen etenswaren hierbij besmet worden. Of de oogst na verloop van tijd weer bruikbaar is, zal afhangen van de mate van besmetting en van de halveringstijden van de radioactieve isotopen. Door de lange halveringstijden van vele isotopen zal het er echter op neerkomen dat de gehele oogst die ten tijde van het ongeval op het land stond, vernietigd moet worden bij overschrijding van een bepaalde besmettingsgraad.

Een bijzondere positie neemt nog het grasland in. Via de keten gras-koe-melk-mens, kunnen belangrijke concentraties van radioactieve stoffen in verschillende organen komen. Bekend is bijvoorbeeld dat radioactief jodium langs deze weg hoge concentraties in de schildklier kan bereiken. Het isotoop Jodium-131 is van de jodium-isotopen het meest overwegend bij deze besmetting vanwege de grote hoeveelheid hiervan in de reaktor en zijn betrekkelijk lange halveringstijd van 8 dagen. De radioactiviteit van Jodium-131 is na enkele maanden, door radioactief verval goeddeels verdwenen. Maar ook Jodium-129 is op zich een belangrijk isotoop, ondanks de kleine hoeveelheid (slechts 2 Curie) in de reaktor. Het heeft echter een lange halveringstijd van 17 miljoen jaar. Het wordt echter vaak buiten beschouwing gelaten, vermoedelijk vanwege de, ten opzichte van de gevolgen van Jodium-131, relatief kleine korte-termijn effecten.

7.3.4.2 Ploegen

Op lange termijn wordt de bruikbaarheid van de grond voor agrarische doeleinden bepaald door de besmettingsgraad van het gewas, veroorzaakt door opname via de wortels van radioactieve isotopen uit de grond. De besmettingsgraad zal in de loop der tijd verminderen zowel door radioactief verval als door uitspoeling in de grond. Het radioactief verval is voor langlevende isotopen natuurlijk een zeer langdurige zaak. Over de snelheid waarmee het uitspoelen geschiedt, bestaat weinig kennis. Deze uitspoeling zal sterk bepaald worden door grondsoort, regenval en chemische eigenschappen van de radioactieve stoffen. Het UNSCEAR-rapport van 1972 geeft voor Sr-90 een exponentiële afname, door dit proces, met een halveringstijd van 6 tot 10 jaar. Voor Cesium-137 worden halveringstijden voor het uitspoelproces genoemd van 5 en 23 jaar (34). Dit zijn dus langdurige processen. De opname van radioactieve isotopen via wortels zou enigermate verminderd kunnen worden door diep omploegen van het land.

De meest rigoureuze maatregel om de bevolking niet bloot te stellen aan gewassen die

op deze wijze radioactief besmet worden, is een verbod voor landbouw en veeteelt in deze gebieden. De economische schade die door de radioactieve besmetting van agrarische gebied wordt veroorzaakt zal waarschijnlijk veel groter zijn dan alleen het verlies van produktievermogen in de "verboden" gebieden. Immers de kans is groot dat het buitenland uit vrees voor radioactief besmette produkten in het geheel geen landbouwprodukten meer uit Nederland zal willen importeren. Zulke "psychologische" factoren zullen onder andere ook als economische schade tot uitdrukking komen (35).

Noten hoofdstuk 7

1. "Emergency Planning around US Nuclear Power-plants: Nuclear Regulatory Commission Oversight", Fourth Report by the Committee on Government Operations (8 augustus 1979).
2. Ref. 1, blz. 51. Eerder in haar rapport (blz. 13) stelt zij "(The NRC) has the unfortunate habit of referring to major accidents as "hypothetical accidents" or "postulated accidents" even though the severe accident at Three Miles Island has made it abundantly clear to the public - if not the NRC - that accidents cannot be considered merely "hypothetical".
3. "NRC Commissioners", "TMI Meetings Transcript". Nucleonics Week. Segment 1 (26 april 1979), blz. 1 - 10, Segment 2 (30 april 1979), blz. 1 - 8, Segment 3 (3 mei 1979), blz. 1 - 8.
4. C.B. Marrett, "The accident at Three Mile Island and the problem of uncertainty in "The Three Mile Island Nuclear Accident: Lessons and Implications", (editor T.H. Moss and D.L. Sills), The New York Academy of Sciences (1981), blz. 280 - 291.
5. "Kernongeval nabij Harrisburg", Kamerstuk 15580, nummers 1-2, (11 mei 1979), blz. 12.
6. "Nuclear Regulatory Commission - The Rogovin Report", Hearing before a Subcommittee of the Committee on Government Operations, House of Representatives, (13 februari 1980), blz. 22.
7. Bij het TMI-ongeval kwam de kwestie van evacuatie reeds in de eerste uren na de aanvang van de storing aan de orde (zie ref. 10, blz. 99) De eerste daadwerkelijke richtlijn, voor evacuatie van kinderen en zwangere vrouwen, werd echter pas twee dagen later op vrijdag 30 maart gegeven. De meningen om een verdere evacuatie te gelasten liepen tijdens de discussies in het weekend sterk uiteen. Geen instructies tot verdere evacuatie werden uitgevaardigd (zie ref. 6).
8. Zie ref. 5.

9. Zie bijvoorbeeld ref.6, blz. 23.
10. "Civil Defenses Aspects of the TMI Nuclear Accident", Hearings before the Military Installations and Facilities Subcommittee of the Committee on Armed Services, House of Representatives (May 16, 17, 23 and June 14, 1979), blz. 99.
11. Ref.6, blz 27.
12. T. Whiteside 'The Pendulum and the Toxic Cloud: the course of dioxin contamination' Yale University Press, New Haven 1979.
13. In Nederland komt de houding om de mogelijkheid van het optreden van reaktorongelukken niet serieus te nemen onder andere naar voren in uitdrukkingen als: "Menselijk gesproken betekent dat dat een dergelijk ongeval nooit zal plaatsvinden" (in Risiko-analyse van de Spleijtstofcyclus in Nederland - (Rasin studie), samenvatting blz. 31 van de N.V. Samenwerkende Elektriciteits Productiebedrijven, juni 1975). En: "Een extreem ongeval dat naar menselijke maatstaven nooit plaats zal vinden" (in "Een nucleaire ramp in Nederland", B.Th. Eendebak, Energiespectrum 5e jaargang, nummer 10, oktober 1981).
Het is een opvatting die men vaker bij vertegenwoordigers van elektriciteitsproducenten, betrokken bij de kernenergie aantreft:
"Emergencies that require evacuation will not occur" stelt S. Boyer, senior vice-president van de Philadelphia Electric Co., ("Nuclear Siting and Licensing Process", Oversight Hearing before the Subcommittee on Energy and the Environment of the Committee on Interior and Insular Affairs, House of Representatives (27 mei 1980).
14. Ref. 6, pag. 23.
15. Ref. 6, pag. 27.
16. Ref. 6, pag. 25.
17. Ref. 6, pag. 25.
18. Ref. 6, pag. 26.

19. Dergelijke verschijnselen hebben zich voorheen bij evacuaties in meer of mindere mate voorgedaan volgens meldingen van onder andere E.L. Quarantelli en R.R. Dynes, 'Images of disaster' (Ohio State University, Disaster Research Center, 1972), van J.H. Hans Jr. en T.C. Sell, 'Evacuation risks - an evaluation' (EPA-520/6-74-002, Las Vegas Nevada, U.S. Environmental Protection Agency, June 1974) en van H.E. Moore et al, 'Before the Wind' (National Academy of Sciences, National Research Council, Washington D.C., 1963). Zie hiervoor 'Bewertung der Effizienz von Warnsystemen in Kerntechnischen Notfall' van G. Reinartz en W. Guilleaume (Technischer Überwachungsverein Rheinland e.V., Keulen, 1977).
20. Reactor Safety Study, Nuclear Regulatory Commission (oktober 1975), Appendix 6, blz. 11 - 22 en 11 - 25. Voor berekening van de dosis afkomstig van de bodemstraling is in dit rapport in alle gevallen reeds met een afschermingsfaktor 0.5 gerekend.
21. Ref. 20, blz. 11-9.
22. Ref. 20, blz. 11-8.
23. J. Beya, "Emergency Planning for reactor accidents", Bulletin of the atomic Scientists, Vol. 36, nr. 10 (december 1980), blz. 40-45.
24. L.J. Carter, "Nationwide Protection from Jodine-131 Urged", Science Vol. 206 (12 oktober 1979), blz. 201-204.
25. Zie ref. 24.
26. "Chemische afval verjaagt inwoners van Love Canal", Volkskrant 21 mei 1980.
27. ICRP-26, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford (1979).
28. Gezondheidsraad, Tweede Interim-advies inzake ICRP-26 (december 1979).
29. Gezondheidsraad, "Kerncentrales en Volksgezondheid", deel I (1975).
30. S. Kjeldsen-Kragh en P.E. Stryg " De Økonomiske Virkninger af en stort Barsebäckuheld",

Udgivet af Mikjøsturelsen, København (Concept 1981). In dit rapport wordt met behulp van een economische model (input-output model) een schatting gemaakt van de economische schade die het gevolg is van de onbruikbaarheid van industriële vestingen en agrarische gebieden. Voor het weer kunnen verrichten van arbeid in de industriële gebieden worden drie gevallen beschouwd: een toegestane stralingsbelasting van 10 rem, van 3 rem en van 0.5 rem per week! De omvang van de berekende economische schade blijkt zeer snel te stijgen als scherpere normen zouden worden gesteld.

31. Risø, "Konsekvenser af en landforurening med radioaktive stoffer på Sjaelland efter et hypotetsk kernenedsmeltningsuheld på Barsebäck (Concept, 1981).
32. Ref. 20, appendix K.
33. Ref. 20, appendix K.
34. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), "Ionizing Radiation: Levels and Effects", 1972, Vol. 1, blz. 50 en 92.
35. Zie ref. 30.

Tabel 7.1 Representative shielding factors from gamma cloud source

| Structure or Location | Shielding Factor ^(a) | Representative Range |
|--|---------------------------------|-----------------------------|
| Outside | 1.0 | - |
| Vehicles | 1.0 | - |
| Wood-frame house ^(b) (no basement) | 0.9 | - |
| Basement of wood house | 0.6 | 0.1 to 0.7 ^(c) |
| Masonry house (no basement) | 0.6 | 0.4 to 0.7 ^(c) |
| Basement of masonry house | 0.4 | 0.1 to 0.5 ^(c) |
| Large office or industrial building | 0.2 | 0.1 to 0.3 ^(c,d) |

(a) The ratio of the interior dose to the exterior dose.

(b) A wood frame house with brick or stone veneer is approximately equivalent to a masonry house for shielding purpose.

(c) This range is mainly due to different wall materials and different geometries.

(d) The reduction factor depends on where the personnel are located within the building (e.g., the basement or an inside room).

Tabel 7.2 Representative shielding factors for surface deposition

| Structure or Location | Representative Shielding Factor ^(a) | Representative Range |
|---|--|----------------------|
| 1 m above an infinite smooth surface | 1.00 | - |
| 1 m above ordinary ground | 0.70 | 0.47-0.85 |
| 1 m above center of 50-foot roadways, half contaminated | 0.55 | 0.4 -0.6 |
| Cars on 50-foot road: | | |
| Road fully contaminated | 0.5 | 0.4 -0.7 |
| Road 50% decontaminated | 0.5 | 0.4 -0.6 |
| Road fully decontaminated | 0.25 | 0.2 -0.5 |
| Trains | 0.40 | 0.3 -0.5 |
| One- and two-story wood-frame house (no basement) | 0.4 ^(b) | 0.2 -0.5 |
| One- and two-story block and brick house (no basement) | 0.2 ^(b) | 0.04-0.40 |
| House basement, one or two walls fully exposed | 0.1 ^(b) | 0.03-0.15 |
| One story, less than 2 feet of basement, walls exposed | 0.05 ^(b) | 0.03-0.07 |
| Two stories, less than 2 feet of basement, walls exposed | 0.03 ^(b) | 0.02-0.05 |
| Three- or four-story structures, 5000 to 10,000 ² feet ² per floor: | | |
| First and second floors | 0.05 ^(b) | 0.01-0.08 |
| Basement | 0.01 ^(b) | 0.00a-0.07 |
| Multistory structures, > 10,000 feet ² per floor: | | |
| Upper floors | 0.01 ^(b) | 0.001-0.02 |
| Basement | 0.005 ^(b) | 0.001-0.015 |

(a) The ratio of the interior dose to the exterior dose.

(b) Away from doors and windows.

Tabel 7.3 Selected shielding factors from surface contamination used in the consequence model

| Structure or Location | Representative Shielding Factor ^(a) | Representative Range |
|---|--|----------------------|
| 1 m above an infinite smooth surface | 1.0 | - |
| 1 m above ordinary ground | 0.7 | 0.5-0.8 |
| One- and two-story frame house | 0.4 | 0.2-0.5 |
| One- and two-story block or brick house | 0.2 | 0.04-0.4 |
| Office or large apartment building | 0.02 | 0.001-0.08 |
| Cars on roadways | 0.5 | 0.2-0.7 |

(a) The ratio of the interior dose to the exterior dose.

8.1 Erkende mogelijkheid van ongelukken

In hoofdstuk 4 en 5 zijn de radio-
logische gevolgen van ongelukken met de kerncentra-
les te Lingen en Kalkar geanalyseerd.
Daarbij is nauwelijks ingegaan op de mogelijkheden
tot het ontstaan van dergelijke ongevallen, de rol
van getroffen veiligheidsvoorzieningen en de bete-
kenis van kansberekeningen voor de veiligheidspro-
blematiek. Deze kwesties worden in dit hoofdstuk
behandeld.

Onder veiligheidsvoorzieningen (26)
worden in het algemeen verstaan: (a) de technische
veiligheidssystemen die in werking dienen te treden
bij ongewenste gebeurtenissen (in de centrale) die
zouden kunnen leiden tot beschadiging of smelten
van de reaktorkern (aktieve veiligheidsvoorzienin-
gen), (b) de procedurele veiligheidsmaatregelen voor
de permanente en/of periodieke bewaking van de toe-
stand waarin de essentiële componenten en delen van
de centrale zich bevinden (zoals röntgendetectie
van het reaktorvat) en (c) de passieve veiligheids-
systemen die de gevolgen voor de omgeving, in het
geval van een reaktorsmelt, beperken (zoals de vei-
ligheidsomhulling en kompartmentalisering van de
installatieruimte).

Hierbij dient te worden vermeld dat, vanwege de
zeer strenge veiligheidseisen die voor het verkrij-
gen van vergunningen worden gesteld én het onder-
kende grote potentiële gevaar van een kerncentrale
bij falen van cruciale systeemcomponenten, een
strenge kwaliteitscontrole tijdens de ontwerp- en
bouwphase van een centrale plaatsvindt.

Desondanks leert de ervaring dat volledige perfek-
tie in technologie onbereikbaar is. In elk systeem
schuilen onvolkomenheden, sommige onschuldig, som-
mige echter fataal voor het functioneren van het
systeem.

De kansberekening (met behulp van
reliability technieken) van het faalgedrag van een
systeem en/of componenten daarvan, berust princi-
pieel op de onvermijdelijkheid van onvolkomenheden

in zo'n systeem. Hierop wordt echter in dit hoofdstuk uitgebreider ingegaan.

De drie genoemde typen veiligheidsvoorzieningen vervullen elk op specifieke wijze een functie bij het tot een minimum beperken (en opsporen) van deze imperfecties of bij het beperken van de gevolgen van faalgedrag in het systeem:

De actieve veiligheidsvoorzieningen werken repressief: zij dienen in werking te treden ingeval van storingen en van falen van componenten of subsystemen in de centrale en hebben als oogmerk het beheersbaar houden van de gevolgen (waaronder het voorkomen van een kernsmelt of/en onbeheerste lozingen van radioactiviteit). De procedurele veiligheidsvoorzieningen (inklusief de kwaliteitskontrolle op ontwerp en konstruktie) werken preventief: zij moeten onvolkomenheden tot een minimum beperken dan wel tijdig signaleren opdat deze verholpen kunnen worden. De passieve veiligheidssystemen werken reducerend: zij dienen de gevolgen van het falen van de hier eerst genoemde veiligheidsvoorzieningen te beperken. Zij kunnen het optreden van ongelukken dus niet voorkomen zoals de andere voorzieningen.

Sommige veiligheidsvoorzieningen kunnen, gegeven deze kategorisering, ingedeeld worden bij zowel de actieve als de passieve veiligheidsvoorzieningen. Deze indeling is dan afhankelijk van de gebeurtenis die tot een ongeluk kan leiden en waartegen de voorziening bescherming moet bieden. De veiligheidssomhulling bijvoorbeeld, kan worden opgevat als een passief veiligheidssysteem bij een kernsmelt door een 'interne' oorzaak, zoals een pijpleidingbreuk: zij reduceert de mogelijke hoeveelheid radioactiviteit die vrijkomt. De veiligheidssomhulling is echter ook bedoeld om bescherming te bieden tegen mogelijke 'externe' gebeurtenissen, zoals een neerstortend vliegtuig. Zij moet bijvoorbeeld verhinderen dat het koelsysteem beschadigd wordt waardoor een kernsmelt zou kunnen optreden. Ten aanzien van zo'n gebeurtenis kan men de veiligheidssomhulling als een actief veiligheidssysteem bestempelen.

Elk der genoemde typen veiligheidsvoorzieningen draagt er toe bij de kans of/en de gevolgen van een katastrofaal falen van een component of subsysteem van de centrale te beperken. Maar ook voor de veiligheidsvoorzieningen geldt

dat zij onvolkomenheden of imperfecties kunnen vertonen waardoor de mogelijkheid van het smelten van de reaktorkern en het vrijkomen van radioactiviteit blijft bestaan.

Op basis hiervan laten zich twee typen van ongeval-
len met kerncentrales onderscheiden:

- a. storingen en/of falen van cruciale systeemonderdelen waarbij de actieve veiligheidsvoorzieningen en procedurele veiligheidsmaatregelen (zoals een instruktieschema voor het handelen van de operator in dergelijke gevallen) functioneren zoals in het ontwerp is voorzien. Er is dan sprake van een beheersbare situatie, waarbij geen radioactieve stoffen vrijkomen of waarbij deze op meer of minder gecontroleerde wijze worden geloosd.
- b. storingen en/of falen van cruciale systeemonderdelen waarbij de actieve veiligheidsvoorzieningen en procedurele veiligheidsmaatregelen niet functioneren zoals in het ontwerp voorzien is. Er is dan sprake van een niet-beheersbare situatie, waarbij radioactieve stoffen op ongecontroleerde wijze kunnen vrijkomen. De passieve veiligheidssystemen kunnen de vrijkomende hoeveelheden dan nog eventueel beperken.

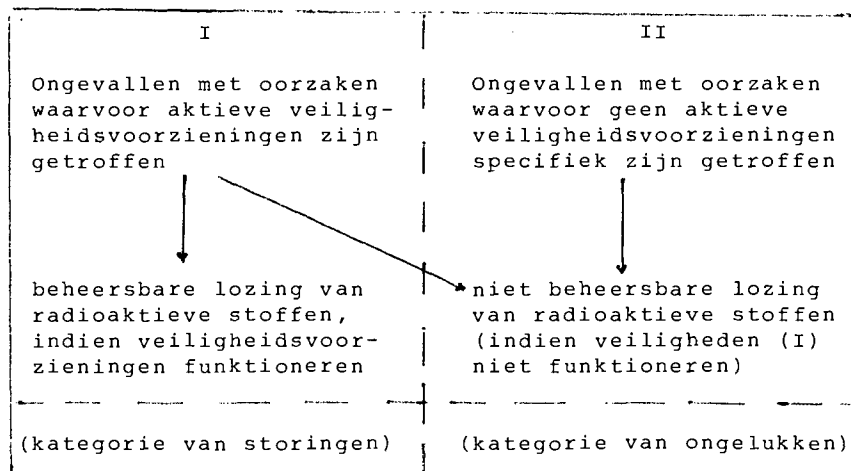
Naast deze beide is echter nog een ongevalstype bij een kerncentrale mogelijk. Deze doet zich voor bij gebeurtenissen die misschien wel onderkend zijn (en die een katastrofaal falen van het systeem kunnen veroorzaken) maar die als zo extreem of onwaarschijnlijk door de ontwerpers en konstruktors worden beoordeeld, dat hier geen actieve of passieve veiligheidsvoorzieningen speciaal voor zijn getroffen of zelfs zijn te treffen.

Zo zal de konstruktie van een kerncentrale, als deze wordt gebouwd in een gebied waar aardbevingen kunnen optreden, zodanig zijn dat deze bestand is tegen bepaalde grondversnellingen en schokbelastingen. Evenwel niet onbeperkt, maar tot zekere grenzen. De kerncentrale te Lingen is bijvoorbeeld ontworpen om aardbevingen te kunnen weerstaan die de maximale sterkte van vroegere aardbevingen in dit gebied niet te boven gaan. Mochten zich in de toekomst onverhoopt aanzienlijk krachtiger aardbevingen voordoen dan zouden deze schade aan de reaktor kunnen veroorzaken. Een ander voorbeeld van een mogelijke ongevalsoorzaak waartegen geen specifieke

veiligheidsmaatregelen zijn getroffen wordt gevormd door de elektromagnetische puls (zie paragraaf 8.3). De apparatuur die de elektronische besturing van de centrale regelt is hier niet specifiek tegen beveiligd. Zo geldt ook dat de veiligheidsonmhulling ontworpen is tegen slechts een beperkte overdruk binnen de omhulling. In het geval van een grote reaktorvatbreuk (hetgeen, als een zeer onwaarschijnlijke gebeurtenis wordt gezien) zal de kern zeer snel droog komen te liggen want de actieve veiligheidsvoorzieningen, ook al zouden zij functioneren, zijn niet in staat smelten te voorkomen.

Voor deze situatie is niet specifiek een veiligheidsvoorziening getroffen. Bovendien wordt het bij een grote breuk niet uitgesloten geacht dat projectielen het containment doorbreken waardoor radioactiviteit onmiddellijk buiten de veiligheidsonmhulling kan treden en zich via de atmosfeer verspreiden.

Uiteraard zullen een aantal aangebrachte veiligheidsvoorzieningen in de hier bedoelde situaties mogelijk nog wel functioneren en daardoor de schade kunnen beperken, maar zij zijn niet primair ontworpen om onder deze extreme situaties te functioneren. De indeling van ongevallen kan op grond van het voorgaande als volgt in schema worden weergegeven.



Deze paragraaf gaat op beide typen ongevallen nader in. De feitelijke mogelijkheid dat grote ongelukken kunnen optreden door het niet of niet voldoende functioneren van veiligheidsvoorzieningen in noodsituaties is reeds vanaf de aanvang van de kernener-

gieontwikkeling onderkend door de kernenergie-industrie. Het treffen van afdoende actieve veiligheidsmaatregelen werd voor sommige ongevalstypen, zoals reaktorvatbreuk, in het verleden zelfs ondoenlijk geacht (1).

De kans op dergelijke extreme ongevallen beschouwde men weliswaar als klein, maar de mogelijkheid werd toch zo reëel geacht, dat deze gezien werd als een belemmering voor de toepassing van kernenergie door elektriciteitsbedrijven en kernenergieindustrie. Deze zouden immers aansprakelijk zijn voor de extreme gevolgen van de door hun ondernomen kernenergie-activiteiten. Pas toen deze belemmering werd weggenomen door een nieuwe wettelijke regeling voor de aansprakelijkheid, was de weg vrij voor de introductie van kernenergie. In de memorie van toelichting op de Wettelijke Regeling inzake Aansprakelijkheid Kernenergie van 1965, werd expliciet aangegeven dat een regeling aangaande de aansprakelijkheid een van de voorwaarden was voor de invoering van kernenergie. Gesteld werd (2): "Een van de omstandigheden waardoor deze ontwikkeling kan worden belemmerd, is gelegen in het uitzonderlijke risico dat bij de toepassing van de kernenergie kan optreden als gevolg van mogelijke radioactieve besmetting. De omvang van de schade welke bijvoorbeeld bij een ongeval in een kerncentrale daardoor aan derden kan ontstaan is niet bij benadering te bepalen" en "De kans op ernstige kernongevallen kan echter niet geheel worden uitgesloten, aangezien niet vermeden kan worden dat factoren als menselijke vergissingen en tekortkomingen of mechanische gebreken een rol spelen. Gezien de mogelijkheid dat zeer grote schade ontstaat, zou het geldende recht, , de bouw en exploitatie van kerncentrales ongetwijfeld belemmeren".

Nadat deze aansprakelijkheid voor kernenergie en elektriciteitsbedrijven was geregeld door een bovengrens vast te stellen voor het maximaal te vergoeden schadebedrag, werd naar de samenleving toe vervolgens de aanvaardbaarheid van de mogelijkheid op een groot ongeluk met een kerncentrale gerechtvaardigd door verwijzing naar de zeer kleine kans van een dergelijk ongeluk(3).

Ook in andere landen geldt een dergelijke regeling. In de Verenigde Staten bijvoorbeeld, werd de aan-

sprakelijkheid voor kernongevallen in de Price-Anderson wet van 1957 geregeld. De omvang van de economische schade van een extreem kernongeval zou volgens een studie (4) uit die periode kunnen lopen tot 17 miljard dollar.

De konsekventie van deze wettelijke regelingen is o.a. dat de getroffen bevolkingsgroepen de kosten zelf grotendeels zullen moeten dragen, doordat de aangebrachte schade in onvoldoende mate kan worden gekompenseerd. Ook getroffen bedrijven zullen t.a.v. radioactieve besmetting ernstige schade kunnen lijden of ten onder gaan doordat ze geen voldoende compensatie kunnen ontvangen.

Opmerkelijk is dat de akseptatie van de toepassing van kernenergie blijkbaar niet afhankelijk wordt gesteld van een evaluatie van mogelijke economische konsekventies, i.h.b. van de vraag in welke mate een ernstig kernongeval tot een economische ontwrichting kan leiden van de samenleving.

Ook in de zeventiger jaren wordt de mogelijkheid van een zwaar ongeval met een kerncentrale nog steeds erkend en zijn een aantal officiële studies uitgevoerd om de mogelijke konsekventies na te gaan. De meest bekende zijn de Amerikaanse Reactor Safety Studie (5) (1975), de Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (6) (1979) en in Nederland de RASIN-studie (1975), de studies van de Commissie Reactorveiligheid en van de Gezondheidsraad.

In de eerste drie studies wordt bij de beschrijving van de gevolgen tevens sterk benadrukt dat de kans op dergelijke ongelukken bijzonder klein is.

Het veiligheidsrapport van de kerncentrale Emsland te Lingen beperkt zich tot de zogenaamde storingen, waarbij een beheerste lozing van radioactieve stoffen plaatsvindt, en analyseert geen grotere ongelukken. De DRK en RSS houden zich daarentegen juist bezig met de niet beheerste lozingen van radioactieve stoffen. Het gaat daarbij om ongevallen in kerncentrales als gevolg van het falen van een enkele veiligheidsvoorziening of van meerdere veiligheidsvoorzieningen. Alleen indien sprake is van het niet-smelten van de reaktorkern bestaat in principe de mogelijkheid om de vrijkomende radioactieve stoffen uit de splijtstofstaven op beheersbare wijze te lozen. Elk ongeval dat gepaard gaat met het smelten van de reaktorkern brengt met zich

mee dat een niet beheersbare emissie van radioactieve stoffen naar de omgeving plaatsvindt.

In hoofdstuk 4 is een schema gegeven van de (beheerste) behandeling van vrijkomende radioactieve stoffen tijdens normaal bedrijf, waarin ook de beheersbare storingen zijn begrepen. In dat hoofdstuk zijn ook de mogelijke radiologische gevolgen van routinelozingen en beheerste storingen behandeld. Daarom wordt hier niet verder ingegaan op de categorie van storingen met beheerste lozingen van radioactieve stoffen, maar beperkt dit hoofdstuk zich tot de ongelukken die een niet beheersbare emissie van radioactieve stoffen tot gevolg hebben.

8.2 Ongevalskategorieën

Zoals in het voorgaande gesteld, is het optreden van ongelukken waarbij bepaalde hoeveelheden radioactiviteit in de omgeving worden verspreid, doordat een aantal veiligheidssystemen niet of onvoldoende functioneren, niet uit te sluiten. Het is praktisch nauwelijks doenlijk om alle mogelijke ongevallen afzonderlijk te beschrijven. Daarom is in de DRK en de RSS terwille van de eenvoud een beperkt aantal ongevalsscenario's die leiden tot het vrijkomen van radioactiviteit in de atmosfeer gedefinieerd. Deze laten zich onderverdelen in acht categorieën. Er wordt in de genoemde risico-analyses vanuit gegaan dat elk mogelijk niet beheerst ongeval dat zich in realiteit kan voordoen, wat betreft zijn konsekventies zal vallen binnen één der acht gedefinieerde categorieën. De hoeveelheid radioactiviteit die vrijkomt, hangt sterk af van het functioneren van de veiligheidsvoorzieningen bij een optredend ongeval. Het al of niet functioneren van de veiligheidsvoorzieningen bepaalt immers of een kernsmelt zal optreden. Daarnaast wordt de hoeveelheid vrijkomende radioactiviteit bepaald door veronderstellingen die gemaakt worden over de wijze van bezwijken van de veiligheidssomhulling van de reaktor. In de DRK worden drie wijzen van bezwijken van de veiligheidssomhulling verondersteld:

- a) lekkages, verdeeld in grote, middelgrote en kleine;

- b) bezwijken door overdruk van de omhulling met of zonder afzuiging van de ringruimte;
- c) stoomexplosies in het reaktorvat leidend tot beschadiging van de veiligheidsomhulling.

Storingen of ongelukken die geen kernsmelt tot gevolg hebben kunnen alleen gepaard gaan met een lekkage van de veiligheidsomhulling.

De op deze wijze gedefinieerde acht categorieën voor het vrijkomen van radioactieve elementen zijn in tabel 8.1 gegeven.

| kategorie van vrijkomende hoeveelheid | beschrijving |
|---------------------------------------|--|
| 1 | kernsmelt met stoomexplosie |
| 2 | kernsmelt, groot lek in veiligheidsomhulling (diameter gat 300 mm) |
| 3 | kernsmelt, middelgroot gat in veiligheidsomhulling (diameter 80 mm) |
| 4 | kernsmelt, klein gat in veiligheidsomhulling (diameter gat 25 mm) |
| 5 | kernsmelt, uitval van de afzuiging van de ringruimte; bezwijken door overdruk van veiligheidsomhulling |
| 6 | kernsmelt, bezwijken door overdruk van veiligheidsomhulling |
| 7 | beheerste koelmiddelverliesstoring, groot lek in de veiligheidsomhulling (300 mm) |
| 8 | beheerste storing van koelmiddelverlies |

Met behulp van gebeurtenissen boom analyses zijn in de DRK tal van ongeluks- en storingsverlopen geanalyseerd. Hieruit blijkt dat de acht gedefinieerde categorieën ten aanzien van vrijkomende radioactiviteit de geanalyseerde ongeluks- en storingsverlopen volledig omvatten. Dit betekent dat in concrete gevallen de vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit bij benadering binnen één der acht categorieën zal vallen, afhankelijk van het verloop van het kernsmeltproces. De categorieën geven in feite het spektrum weer van de hoeveelheden die kunnen vrijkomen, waarbij elke tussenwaarde mogelijk

is. De onderlinge verhouding van vrijkomende frakties of curies tussen de onderscheiden isotopengroepen ligt min of meer vast. Het wordt dus niet mogelijk geacht dat bij een bepaald konkreet ongeval de verhouding van de vrijkomende fraktie van isotopengroepen onderling sterk afwijkt van die welke bepaald is voor een zekere ongevalskategorie. De mogelijk vrijkomende hoeveelheden activiteit van de acht onderscheiden ongevalskategorieën zijn in tabel 8.2 gegeven. De waarden in de tabel zijn ontleend aan de DRK studie en gelden voor een 1300 MW centrale zoals de centrale Emsland te Lingen.

| categorie van vrijkomende hoeveelheid | curies uit de kern, per isotopengroep 1) | | | | | | | |
|---------------------------------------|--|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| | Xe-Kr | J _{org} | J ₂ -Br | Cs-Rb | Te-Sb | Ba-Sr | Ru | La |
| 1 | 3,7.10 ⁸ | 6,1.10 ⁶ | 6,9.10 ⁸ | 3,8.10 ⁷ | 3,6.10 ⁸ | 3,8.10 ⁷ | 2,7.10 ⁸ | 1,9.10 ⁷ |
| 2 | 3,7.10 ⁸ | 6,1.10 ⁶ | 3,5.10 ⁸ | 7,3.10 ⁶ | 5,6.10 ⁷ | 1,4.10 ⁷ | 1,2.10 ⁷ | 1,9.10 ⁷ |
| 3 | 3,7.10 ⁸ | 6,1.10 ⁶ | 5,5.10 ⁷ | 1,1.10 ⁶ | 1,1.10 ⁷ | 2,1.10 ⁶ | 2,3.10 ⁶ | 1,9.10 ⁶ |
| 4 | 3,7.10 ⁸ | 6,1.10 ⁶ | 1,3.10 ⁷ | 1,3.10 ⁵ | 1,3.10 ⁶ | 2,4.10 ⁵ | 2,8.10 ⁵ | 2,4.10 ⁵ |
| 5 | 3,6.10 ⁸ | 5,9.10 ⁶ | 8,3.10 ⁶ | 1,1.10 ⁴ | 2,0.10 ⁵ | 2,0.10 ⁴ | 3,7.10 ⁴ | 3,5.10 ⁴ |
| 6 | 3,6.10 ⁸ | 5,9.10 ⁶ | 8,3.10 ⁶ | 1,1.10 ⁴ | 2,0.10 ⁵ | 2,0.10 ⁴ | 5,7.10 ⁴ | 3,5.10 ⁴ |
| 7 | 6,3.10 ⁶ | 3,2.10 ⁴ | 4,6.10 ⁶ | 3,3.10 ⁵ | 6,6.10 ³ | 1,1.10 ² | 0 | 0 |
| 8 | 1,7.10 ⁵ | 8,7.10 ⁰ | 1,0.10 ¹ | 5,3.10 ⁻¹ | 1,1.10 ⁻² | 1,7.10 ⁻⁴ | 0 | 0 |

Tabel 8.2 Vrijkomende radioactiviteit in diverse ongevalskategorieën

1) In de tabel is de totale vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit gegeven die na 24 uur in de atmosfeer vrijgekomen is.

8.3 Ongelukken waarvoor geen speciale voorzieningen zijn ontworpen

Naast de mogelijkheid van het niet of onvoldoende functioneren van veiligheidsvoorzieningen kunnen zich situaties voordoen waarvoor geen speciale veiligheidsvoorzieningen zijn ontworpen. Uiteraard zullen de actieve en passieve veiligheidsvoorzieningen, indien zij functioneren, de effecten van bedoelde situaties kunnen reduceren, zij kunnen deze echter niet ongedaan maken, zoals bij die storingen waarvoor zij primair ontworpen zijn (bijv. een leidingbreuk via het primair koelcircuit).

Een dergelijke situatie betreft de mogelijkheid van het bezwijken van het reaktorvat anders dan door het doorsmelten van een gesmolten kernmassa. De discussie over de mogelijkheid van zo'n gebeurtenis duurt tot op heden voort. Een van de vragen is bijvoorbeeld of thermische schokken een reaktorvat kunnen doen bezwijken bij toenemende ouderdom. Een thermische schok ontstaat indien een vat een overkoelingstransient ondergaat. Een transient is een storing die zonder verlies van koelmiddel een onevenwichtigheid veroorzaakt tussen de warmteproductie en warmteafvoer in een reaktorvat. Zeer recent (7) is dit probleem weer aan de orde geweest tussen de NRC en de kernenergieindustrie. Hoewel de meningen uiteenlopen zijn de overheids-experts en de experts van de kernenergieindustrie het er over eens dat indien een dergelijke gebeurtenis mogelijk is, de kans hierop buitengewoon klein is.

De DRK besteedt enige aandacht aan de mogelijkheid van het bezwijken van het reaktorvat in bovengenoemde zin. De gebeurtenis van het bezwijken van een onder druk staand reaktorvat wordt echter niet of slechts gedeeltelijk gedekt door een leidingbreuk in het koelsysteemcircuit. Men veronderstelt, evenals in de RSS dat, indien het een lek betreft in het vat, dit type ongevallen 'gedekt' wordt door de kernsmeltscenario's van een groot lek in het primaire koelcircuit. Het barsten van het vat kan gevolgen hebben die niet meer door de veiligheidssystemen beheerst kunnen worden, ook al zouden zij functioneren (8). Deze gevolgen worden niet gedekt door de beschouwde kernsmeltscenario's en in de DRK ook niet nader geanalyseerd.

Derhalve dient de opmerking in de vorige paragraaf, ontleend aan de DRK, dat de acht gedefinieerde ongevals-kategorieën alle mogelijke konkrete ongevallen omvatten, beperkt te blijven tot die ongevallen waarvoor actieve of passieve veiligheidsvoorzieningen speciaal zijn ontworpen.

De DRK geeft als reden waarom de konsekventies van het barsten van het reaktorvat niet zijn geanalyseerd, dat de bijdrage hiervan aan de kans op een kernsmelt verwaarloosbaar is ten opzichte van andere oorzaken (zoals het niet functioneren

van een aantal veiligheidsvoorzieningen na een leidingbreuk in de hoofdkoelleiding) (9).

Of de gevolgen van een andere orde grootte kunnen zijn wordt echter niet aangegeven. Tevens is niet duidelijk of dit wel onderzocht is in de DRK.

De schatting van de kans op het barsten van een reaktorvat door mechanische en/of thermische oorzaken is in de DRK gebaseerd op statistisch onderzoek van in de niet-nukleaire industrie gebruikte drukvaten. In de nukleaire industrie heeft zich tijdens de ruim 1500 reaktorbedrijfsjaren tot dusver nog niet een ongeval van het scheuren of barsten van een reaktorvat voorgedaan (10).

Het probleem of de populatie van konventionele drukvaten waarover wel statistische gegevens bestaan, die het mogelijk maken tot een schatting van de kans te komen wel representatief is voor nukleaire reaktorvaten wordt in de DRK onderkend. Men acht reaktordrukvaten in kerncentrales niet vergelijkbaar met andere drukvaten door de strenge en hoge kwaliteitseisen, controles, procedures op ontwerp, fabricage en installering van de reaktordrukvaten en stelt dat: "Bij een integrale waardering van alle maatregelen, die voor de bepaling en het zekerstellen van belastingen en voor het verkrijgen en aantonen van de kwaliteit worden uitgevoerd, is de mogelijkheid voor een katastrofale breuk van het reaktorvat op grond van 'inherente oorzaken' (primair falen) niet te onderkennen. Eisen en kwaliteit staan bij een reaktordrukvat in zo een verhouding tot elkaar dat een bezwijken als gevolg van ontoereikend ontwerp, ontoereikend materiaal en niet volgens de specificaties voldane fabricage onder deze vooronderstellingen praktisch uit te sluiten is" (11).

De aangenomen kans op een reaktorvatbreuk van 10^{-7} per bedrijfsjaar, als gevolg van de hiervoor genoemde deterministische factoren, wordt in de DRK-studie beschouwd als een bovengrens. Het getal zegt volgens de DRK betrekkelijk weinig over de werkelijke waarde daar de genoemde deterministische factoren (kwaliteitseisen en garanties) voor reaktorvaten hierin niet tot uitdrukking zijn gebracht. In de DRK-studie worden niet te kwantificeren deterministische factoren die oorzaak kunnen zijn voor

het bezwijken van een reaktordrukvat (zoals fouten door menselijk falen) desondanks gebruikt om tot een kansschatting te komen.

Daar men een groot vertrouwen stelt in de beheersing van de mogelijke deterministische oorzaken van bezwijken van het reaktorvat is men van mening dat deze oorzakenbron minimaal zal bijdragen aan de bezwijkkans. De geldigheid van de opvatting in de DRK dat de faalkans 10^{-7} jaar een bovengrens is voor kernreaktor-drukvat, impliceert dat de faaloorzaken van de niet-representatieve populatie drukvaten eveneens voornamelijk in deterministische factoren (menselijke fouten in beoordeling, fabricage en kwaliteitsbeheersing van het ontwerp) zijn gelegen. Hoe deze oorzaken zich verhouden tot de probabilistische oorzaken (d.w.z. die oorzaken waarvoor niet duidelijk is aan te geven dat er sprake is van een onvolkomenheid in ontwerp, fabricage, onderhoud, kwaliteitsbeheersing e.d.) is echter niet aangegeven. (Zie voor het onderscheid tussen 'probabilistische' en 'deterministische' faalfactoren ook paragraaf 5).

In de DRK wordt klaarblijkelijk aangenomen dat deze laatste categorie van oorzaken een zeer geringe bijdrage levert aan faaloorzaken van drukvaten, daar anders de kansschatting weinig betekenis heeft, maar een inzicht hierin wordt niet verschaft door de DRK.

Overigens dient men zich te realiseren dat ook door de niet-nukleaire industrie gebruikte drukvaten aan strenge voorschriften en procedures voor ontwerp, fabricage en testen onderworpen zijn.

Over de betekenis en het beperkte nut van kansschattingen op kernongevallen waarbij (grote) hoeveelheden radioactiviteit op niet beheersbare wijze vrijkomen, wordt in de volgende paragrafen uitgebreid ingegaan.

Een andere gebeurtenis die de veiligheid van kerncentrales in het geding brengt is het gedrag van de computergestuurde veiligheidsvoorzieningen bij een elektromagnetische puls die ontstaat bij een kernexplosie. De gammastraling die bij een nukleaire explosie direkt wordt geproduceerd zal een deel van de lucht ioniseren, waarbij de losgeslagen elektronen een snelheid krijgen t.o.v. de positief geladen kernen. Deze ladings-

scheiding veroorzaakt een zich ruimtelijk uitbreidende elektro-magnetische puls (EMP). Karakteristiek voor deze EMP zijn de hoge veldsterkten en in het bijzonder de zeer hoge frequenties van deze elektromagnetische straling (12). Deze EMP kan ongewenste stromen en spanningen veroorzaken in elektronische circuits, die daardoor kunnen uitvallen of zich anders kunnen gedragen dan bedoeld. De moderne elektronische systemen worden in toenemende mate kwetsbaar door gebruik van halfgeleiders en in het bijzonder van mikro-elektronika (chips). Komputers kunnen bijvoorbeeld ontregeld worden door een koppeling met het veld van een EMP.

Door toepassing van halfgeleiders en mikro-elektronika bij de besturing en procesbeveiliging in elektriciteitscentrales, zullen deze centrales als gevolg van een EMP kunnen uitvallen.

Terwijl bij konventionele elektriciteitscentrales het belangrijkste gevolg hiervan het uitvallen van de elektriciteitsvoorziening is, levert dit voor kernenergiecentrales een extra probleem op.

Nadat het kernsplijtingsproces in de kernreaktor is gestopt treedt namelijk nog steeds een grote warmteproduktie in de kern op (de 'vervalwarmte') die voldoende is om de kern te doen smelten. In verband hiermee dient de reaktor ook na het stoppen van de kettingreaktie nog zeer lang (in de orde van maanden) aktief gekoeld te worden. Zouden de beveiligings- en controlesystemen in een kernreaktor daarbij uitvallen of ontregeld zijn door de EMP dan bestaat het gevaar van een kernsmelt.

Een nukleaire explosie op grote hoogte, bijvoorbeeld op enkele honderden kilometers, veroorzaakt een EMP die zich over een zeer groot oppervlak uitbreidt. Eén nukleaire explosie buiten de atmosfeer, boven Berlijn, zou in vrijwel geheel West-Europa mogelijk een (groot) deel van de kommunikatievoorzieningen (telefoon, radio, t.v.) de procesindustrie, komputeralinstallaties en elektriciteitsvoorziening doen uitvallen of ontregelen. Dit zou in het bijzonder voor de in dat gebied aanwezige kerncentrales een groot probleem kunnen vormen vanwege de vereiste nakoeling na het uitvallen van de kettingreaktie. Kerncentrales zijn niet specifiek beveiligd tegen de invloed van een dergelijke

lijk EMP. Daartoe zouden deze onder andere met een niet-elektrisch koelsysteem moeten worden uitgerust. Bovendien zouden procedurele veiligheidsmaatregelen moeten worden getroffen, (zoals bedieningsprocedures en trainingsschema's voor operators), voor het bedienen van dit systeem in het geval alle stroomvoorziening, inclusief die voor controle en instrumentatie, is uitgevallen of de van de stroomvoorziening afhankelijke instrumenten en veiligheidsvoorzieningen onbetrouwbaar zijn gevonden (13). Het gedrag van een kerncentrale onder invloed van een EMP is in de DRK niet nader geanalyseerd. Ook het veiligheidsrapport van de kerncentrale te Lingen maakt geen melding van speciale veiligheidsvoorzieningen hiertegen. Het is bovendien twijfelachtig of een afdoende afscherming tegen de EMP mogelijk is.

De meeste beschouwingen over de mogelijkheid van reaktorongelukken hebben betrekking op situaties waarbij het veroorzaken daarvan niet bewust wordt nagestreefd. In maatschappelijke instabiele situaties echter kunnen kerncentrales doelwit worden van sabotageacties of van oorlogshandelingen.

Het uitschakelen of vernietigen van de reaktor wordt dan door bepaalde groepen juist beoogd. Hoewel een aantal veiligheidsvoorzieningen zijn getroffen tegen sabotage lijkt een effectieve beveiliging tegen goed getrainde terroristische groepen, uitgerust met moderne wapens vrijwel niet mogelijk. Hetzelfde geldt voor aanvallen op kerncentrales in een oorlogssituatie.

8.4 Veiligheid en aanvaardbaarheid van risico's

De beoordeling van de veiligheid van kerncentrales staat niet los van de meer algemene vraag naar de aanvaardbaarheid van risico's, of precieser gesteld, van riskante activiteiten. Niettemin zijn de vragen van de veiligheid van een systeem enerzijds en van de aanvaardbaarheid van het daaraan verboden risico anderzijds wel van elkaar te onderscheiden kwesties.

Met de veiligheid van systemen wordt bedoeld de mate waarin veiligheidsvoorzieningen zijn getroffen om ongelukken met desastreuze gevolgen te voorkomen

of te beperken. Veiligheid is dus een relatief begrip. De vragen: "Hoe veilig is veilig genoeg?" en "is elk systeem veilig genoeg te maken?" zijn gekoppeld aan de vraag van de aanvaardbaarheid van activiteiten in verband met de daaraan verbonden risico's. Echter: de laatste vraag omvat de eerste beide vragen en niet omgekeerd. De beoordeling van de (mate van) veiligheid is in dit opzicht een andere dan de beoordeling van de aanvaardbaarheid. De eerste komt met name in dit hoofdstuk aan de orde; de laatste in het volgende.

Eerst wordt ingegaan op de vraag welke rol de berekening van faalkansen speelt bij de technische veiligheidsbeoordeling. Daarbij wordt aangegeven hoe kansrekeningsmodellen en resultaten daarvan gebruikt worden en welke opvattingen bestaan ten aanzien van de beperkingen van kansrekeningen als beoordelingsinstrument voor de veiligheid van complexe systemen. Vervolgens wordt kort ingegaan op het gebruik van kansrekeningmodellen en van de maatstaf kans als deze vanuit de technische veiligheidsbeoordeling overgeheveld worden naar de risico-aanvaardbaarheidsbeoordeling.

8.5 Veiligheidsbeoordeling en de rol van kansrekeningsmodellen

Bij de technische veiligheidsbeoordeling gaat het primair om de afweging van het nut en de effectiviteit van ingebouwde veiligheidsvoorzieningen in systemen ter voorkoming van ongelukken met grote gevolgen voor het systeem zelf of voor de omgeving van het systeem.

In het algemeen bepalen ekonomische criteria in sterke mate de veiligheidsvoorzieningen die getroffen worden. Het inbouwen van extra of redundante veiligheidsvoorzieningen wordt afgewogen tegen nut en noodzaak. Het nut kan gezien worden als de 'marginale meeropbrengst in veiligheid' die wordt bereikt. Het bouwen van een veiligheidsomhulling rond het reaktorvat heeft tot doel vrijkomende radioactiviteit bij een reaktorongeval niet direkt onbeheerst in de vrije omgeving te laten verspreiden. De veiligheidsomhulling reduceert in sterke mate de hoeveelheid radioactiviteit die na een reaktorongeval in de omgeving terecht komt.

Het bouwen van een tweede veiligheidsomhulling als redundante veiligheidsvoorziening is natuurlijk mogelijk en verkleint de mogelijkheid op het vrijkomen van radioactieve stoffen na een reaktorongeval in nog sterkere mate. Faalt de eerste omhulling dan kan de tweede nog intact blijven. Vanuit bepaalde beoordelingskaders (bijvoorbeeld zoals gehanteerd door de elektriciteitsbedrijven) zal de 'marginale meeropbrengst in veiligheid' van een tweede veiligheidsomhulling als te verwaarlozen worden bestempeld. Immers de situatie dat een veiligheidsomhulling als veiligheid dienst zal moeten doen in het geval van een zwaar reaktorongeval is zeer uitzonderlijk en de kans dat deze faalt wordt bovendien als zeer klein beoordeeld. In de afweging van de bereikte toename van de veiligheid en de daaraan verbonden kosten, in dit geval extreem hoog, zal een tweede veiligheidsomhulling als een overbodige investering worden beoordeeld (afgezien van de economische haalbaarheid).

De veiligheid van systemen, bijvoorbeeld de reaktorveiligheid, wordt bepaald door probabilistische factoren en door zogenaamde deterministische factoren. Het onverwacht falen van componenten van een systeem, door onverwacht snelle slijtage, veroudering, breuken, e.d., waarvoor geen duidelijk causaal verband is aan te geven (volgens de huidige stand van wetenschap) wordt de probabilistische faktor genoemd.

Hier geldt het toeval. Dit faalgedrag is met stochastische modellen mathematisch en daarmee kwantitatief te beschrijven. De deterministische factoren onderscheiden zich van de probabilistische factoren doordat zij niet van het toeval afhangen en in principe zijn te voorkomen. Het 'deterministisch' uitvallen van componenten in een kerncentrale is causaal tot deterministische fouten terug te voeren; er zijn aanwijsbare oorzaken aan te geven, zoals planningsfouten, berekeningsfouten, konstruktiefouten, fabriekgefouten, bedieningsfouten, sabotage, enzovoort. In principe zijn deze factoren, omdat ze causaal bepaald zijn, door (gedachten-)experimenten te ontdekken en te voorkomen. In principe echter, daar de praktijk in het algemeen veelvuldig laat zien dat zij onontdekt blijven tot het moment

waarop zij aan het licht komen in situaties die tot ongevallen kunnen leiden of hebben geleid.

Het Three Mile Island en het Brown Ferry ongeval zijn hiervan duidelijke voorbeelden(14).

De deterministische factoren hebben een leereffekt. Uit het verleden opgedane ervaringen dragen er toe bij dat een herhaling van dezelfde fouten vermeden kan worden. Door hun aard zijn de deterministische factoren niet in alle gevallen goed door stochastische modellen te beschrijven. Zij blijven daarmee voor een belangrijk deel buiten het kansrekeningsmodel. Soms is het mogelijk, indien een voldoende uitgebreide empirische basis aanwezig is, met statistische schattingsprocedures een indruk te krijgen van de kans dat een deterministische factor oorzaak zal zijn van het falen van een komponent of een systeem, waardoor ongelukken kunnen ontstaan zoals in het eerder genoemde voorbeeld van het falen van drukvaten in de procesindustrie. Voor veel deterministische factoren is dit echter nauwelijks mogelijk.

In paragraaf 3 is het bezwijken van het reaktor-drukvat, anders dan door een kernsmelt, ter sprake gekomen. De waarde en nauwkeurigheid van de geschatte kans hierop, gebaseerd op een niet direct representatieve populatie, wordt sterk gerelativeerd vanwege de deterministische factoren die naar de opvatting van de DRK in die mate beheerst worden, dat deze kans niet representatief is voor kerndruk-vaten. Hoe groot de kans dan wel is kan echter niet aangegeven worden. Zij is volgens de DRK in elk geval kleiner dan die voor drukvaten die in de niet-nukleaire industrie worden gebruikt, omdat de 'kwaliteitskontrolle en garantie' in de kernenergieindustrie beter is.

Het is moeilijk aan te geven in hoeverre deze mening over de bezwijkkans wel of niet opportuun is.

Uit door diverse auteurs (15) verzamelde gegevens omtrent oorzaken van zware ongevallen bij industriële activiteiten, krijgt men de indruk dat de deterministische factoren de overhand hebben als primaire oorzakenbron. Vaak is ook niet één fout in of met het systeem aanleiding tot een kalamiteit, maar een combinatie van factoren en fouten die gelijktijdig of in een aaneenschakeling ontstaan. Uiteraard heeft men bij het aangeven van de 'oorzaak' van plaatsge-

vonden kalamiteiten te maken met definitie problemen betreffende wat moet worden aangemerkt als menselijk falen in de omgang met het systeem en wat als technisch falen. De absolute cijfers van een dergelijk onderzoek naar ongevalsoorzaken moeten daarom met de nodige voorzichtigheid worden gekeken.

Het beeld blijft echter overeind dat de categorie van deterministische factoren (met name foutief menselijk handelen) een belangrijke bijdrage vormt voor het ontstaan van kalamiteiten.

Voor kerncentrales geldt dat zich weinig ernstige ongevallen hebben voorgedaan, waardoor zich moeilijk een beeld laat vormen in hoeverre deterministische factoren geëlimineerd zijn. De enkele gevallen die zich hebben voorgedaan zijn juist te wijten aan deterministische factoren (Brown Ferry, TMI II, Braunsbüttel).

De vraag is in hoeverre deterministische factoren verborgen fouten in een systeem in kasu een kerncentrale kunnen introduceren en wat dit betekent voor de wijze waarop met kansrekeningmodellen omgegaan kan worden ten behoeve van de veiligheidsbeoordeling. Hiervoor is het nuttig om een saillant voorbeeld aan te halen uit de Apolloprojecten.

Een van de belangrijkste onderdelen van de Apollo-raket was de SPS-motor. Hiervoor werd een hoge graad van betrouwbaarheid van het functioneren van de motor geëist. Met andere woorden: gedurende de periode waarin de motor zijn taak moet vervullen zou de kans dat hij faalt zeer klein moeten zijn.

Om de betrouwbaarheid van het motor-systeem te bepalen werd op basis van het ontwerp, een stochastisch model opgezet waarmee de kans op falen berekend kon worden. De omvangrijke testen en experimenten die met de motor uitgevoerd werden gaven als resultaat dat de theoretische, met het rekenmodel berekende betrouwbaarheid een faktor 400 te hoog was geschat in vergelijking met de statistisch vastgestelde (16).

Men dient zich te realiseren dat de hierbij gebruikte stochastische rekenmodellen en analysetechnieken in geavanceerdheid niet onderdoen voor de modellen en analysetechnieken die gebruikt worden om de kans te berekenen op smelten van een reaktorkern t.g.v. onvoldoende koeling. Zoekende naar de oorzaken van de discrepantie kwam men tot de konklusie dat deze

te wijten was aan onvolkomenheden in het ontwerp en de konstruktie van het motorsysteem, o.a. door foutieve assemblage en menselijke factoren bij de fabrikage, die optraden ondanks de extreem hoge kwaliteitseisen en toegepaste controles.

Nadat de ontdekte fouten in een langurig testproces geëlimineerd werden bleek dat de met de rekenmodellen berekende betrouwbaarheid nog altijd een faktor 40 te hoog was.

Deze ervaring heeft de opvatting versterkt dat kansrekeningsmodellen als instrument om de betrouwbaarheid of veiligheid van complexe systemen te beoordelen en te voorspellen beperkt zijn.

De konklusie hiervan is drieërlei:

1. De voorspellingskracht voor het werkelijke faalgedrag van een komplex systeem is gering.
2. Als instrument zijn kansrekeningsmodellen en de gebruikte analysetechnieken daarentegen wel geschikt om de zwakke elementen in een ontwerp of een systeem bloot te leggen.
3. Daarnaast blijkt het kansrekeningmodel als instrument in de praktijk geschikt om de relatieve verhoging van de betrouwbaarheid of veiligheid van een systeem bij het aanbrengen van wijzigingen te beoordelen (inbouwen van redundante systemen of extra veiligheidsvoorzieningen).

De kracht van kansrekeningmodellen als beoordelingsinstrument van de veiligheid en betrouwbaarheid van complexe installaties ligt dus op het terrein van het vergelijken van alternatieve ontwerpen binnen eenzelfde systeem. De eigen ervaring van enkele auteurs met onderzoeken betreffende de betrouwbaarheid van complexe installaties in de procesindustrie (17) hebben tot hetzelfde inzicht geleid. Daarbij bleek dat kansrekeningmodellen zelfs voor deze vergelijking hun beperkingen hebben. Zodra men bovendien een absolute betekenis aan de resultaten van de kansberekeningen gaat toekennen overschrijdt men vrijwel altijd de grenzen van het domein van de bruikbaarheid van dit beoordelingsinstrument.

Toch wordt deze opvatting niet algemeen gedeeld door de 'betrouwbaarheidsspecialisten'.

Er bestaat een verschil in vertrouwen in de validiteit van de kansrekeningmodellen om extreem laag frequent faalgedrag van complexe systemen te

beschrijven. Het verschil in opvatting over de adequaatheid en betrouwbaarheid van kansrekeningmodellen in risico-analyses om het mogelijke optreden van katastrofale gebeurtenissen met een systeem te beschrijven (we laten het interpretatieprobleem van het resultaat en begrip kans hier rusten) is terug te voeren tot een aantal factoren.

- i) De diskrepantie tussen theoretische voorspelling en empirische resultaten binnen het domein waar toetsing van kansberekeningen nog (enigszins) mogelijk is.
- ii) Het ontbreken van de mogelijkheid tot empirische toetsing van de berekende kleine kansen van laag-frekvent optredende kalamiteiten.
- iii) De invloed van niet kwantitatief in het stochastische model te verdiskontereren deterministische factoren op het eindresultaat en de altijd aanwezige mogelijkheid dat faaloorzaken en faalmechanismen over het hoofd worden gezien.

ten aanzien van i)

Overeenkomstig één opvatting kan de diskrepantie gebruikt worden om tot een schatting van een onder- of bovengrens te komen van het berekende resultaat. Men geeft daarmee de onzekerheidsmarge aan van het resultaat en extrapoleert deze naar de kansrekeningmodellen die in het domein liggen waarbij verificatie niet meer mogelijk is en waar de empirische basis ontbreekt.

Op deze wijze kan volgens genoemde opvatting de kansberekening van het extreem laag-frekvent faalgedrag van complexe systemen toch, dankzij de op deze wijze gekwantificeerde onzekerheidsmarges, het resultaat in absolute zin worden gebruikt. Volgens een andere opvatting is deze benadering een kwestie van subjectieve beoordeling en kan over de onzekerheid van het extreem laag-frekvent faalgedrag geen betrouwbaar inzicht verkregen worden. Daarmee blijft gelden dat de resultaten in absolute zin niet gebruikt kunnen worden (18).

ten aanzien van ii)

Volgens één opvatting is het ontbreken van de mogelijkheid voor empirische toetsing niet relevant voor het vertrouwen in de juistheid

(binnen zekere marges) van de resultaten van het gebruikte kansrekeningsmodel.

De redenering die tot deze opvatting leidt is als volgt: indien het stochastisch model juist is opgezet, d.w.z. alle componenten van het systeem bevat die meespelen in de oorzaken van het falen van het systeem, hetgeen mogelijk wordt verondersteld, dan hangt de juistheid van het resultaat slechts af van een juiste invoer van stochastisch te bepalen parameters in het model.

Zou men van een dobbelsteen stochastisch bepalen met welke kans een bepaald vlak boven komt te liggen bij een worp dan zal bij het gebruik van de juiste formule niemand twijfelen aan de juistheid van de berekende kans op bijvoorbeeld de gebeurtenis dat in 100 maal een drie wordt geworpen. Met andere woorden, empirische toetsing is niet noodzakelijk omdat de formule (het 'kansmodel') het stochastische gedrag van het objekt juist beschrijft. Een analoge redenering wordt dan gehouden voor het kansrekening model van het complexe systeem (19).

Volgens een andere opvatting moet men de juistheid van het resultaat van het kansrekeningmodel in twijfel trekken zolang geen empirische verifikatie mogelijk is omdat het niet altijd mogelijk is om te komen tot een objektief vastgestelde juiste waarde van de grootte van de invoerparameters in het model. Daarnaast wordt het argument naar voren gehaald dat een belangrijke premisse van de modellen, (n.l. onderling onafhankelijk faalgedrag van de componenten) niet in alle gevallen geldt en dat de beoordeling van mogelijk common-mode faalgedrag van componenten sterk subjektief bepaald is (20). Daarmee staat de adekwaatheid van het model ter discussie.

ten aanzien van iii)

Volgens de optimistische opvatting kunnen de niet in een stochastisch model te verdisconteren deterministische factoren buiten de modelbeschrijving blijven als sprake is van beheersing van deze factoren. Zij zullen dan een te verwaarlozen bijdrage hebben aan de faalkans van een systeem die berekend wordt door in het model opgenomen probabilistische (en enkele deterministische) factoren.

Gezien echter de ervaring met industriële calamiteiten stoelt deze opvatting eerder op de wens die de vader van de gedachte is (zie DRK).

Daarnaast hoort in de optimistische opvatting de mening thuis dat de deduktieve analyse methodieken voor het opsporen van de oorzakenbronnen voor eventueel falen van het systeem zodanig uitgevoerd kunnen worden dat daarmee de meeste fouten inderdaad worden opgespoord. De enkele die over het hoofd gezien kunnen worden zullen dan een restgroep vormen die, indien zij verdiskonteerd zouden zijn in de kansschatting het resultaat niet noemenswaardig zouden beïnvloeden.

Volgens de pessimistische opvatting ondermijnen de niet in stochastische model te verdiskonterende deterministische factoren in belangrijke mate de betrouwbaarheid van de resultaten en de adequaatheid van de kansrekeningmodellen voor het extreem laag frekvent faalgedrag.

Bij studies naar de oorzaken van calamiteiten blijkt veelvuldig dat een complex van factoren een rol speelde waarvan niet verwacht kan worden dat zij alle vooraf door de deduktieve analysemethodieken onderkend zouden worden. De calamiteit van Flixborough is bijvoorbeeld een markant geval (21). Hier blijken de oorzaken direkt terug te voeren te zijn op management-beheersing van de veiligheid.

Een belangrijke faktor betreffende het optreden en de beheersing van ongewenste gebeurtenissen is de kwaliteit van het management.

Het vormt een element waarvan het belang voor de veiligheid vrijwel onmogelijk adequaat in kanscijfers is uit te drukken. De veiligheid is niet alleen technisch bepaald maar evenzeer ook door de 'menselijke faktor', op velerlei nivo's in de bedrijfsvoering die niet (volledig) in het mathematisch kansmodel is op te nemen. Deze menselijke faktor omvat mogelijk te maken fouten in voorschriften en procedures waardoor gevaarlijke situaties gekreëerd kunnen worden. Daarbij is van belang dat deze foutieve handelingen en verkeerde beoordelingen juist in zogenaamde 'stress-situaties' kunnen ontstaan. Overigens kunnen tot de menselijke faktor ook de deterministische factoren als foutieve of onveilige ontwerpen en foutief gefabriceerde componenten worden gerekend. Dat de veiligheid van

kerncentrales niet volledig 'technisch' bepaald is maar vooral ook door management en beleid, kan men eveneens konkluderen uit een officiëel rapport betreffende het ongeval van de Tree Mile Island II kerncentrale (22).

Het rapport bevat negentien pagina's zogeheten commissieadviezen waarvan zeventien gewijd zijn aan die aspecten van beheersbaarheid die voornamelijk de organisatie en opleiding aangaande veiligheid betreffen!

Resumé

Over de waarde van kansrekeningmodellen en kanscijfers als instrument voor de beoordeling van 'zwakke' plekken in een complex systeem en voor de beoordeling van de 'marginale meeropbrengst in veiligheid' bestaan geen fundamenteel verschillende opvattingen.

Kanscijfers worden hier vooral een relatieve betekenis toegekend, zoals voor het onderling vergelijken van de invloed op de veiligheid van alternatieve componenten binnen één technisch systeem.

Over de betrouwbaarheid van resultaten en de adequaatheid van modellen bestaan daarentegen wel fundamentele verschillen. Het toekennen van een absolute waarde aan de kanscijfers staat hier sterk ter discussie. In deze situatie is geen kansberekening uitgevoerd betreffende de beschouwde gevallen. De reden is gelegen in de opzet van de studie. Het gaat hierin namelijk niet om de evaluatie en verbetering van veiligheidssystemen.

De opstellers van deze studie staan op het standpunt dat kanscijfers en kansrekeningmodellen voor zeer laag frekwent faalgedrag slechts bruikbaar zijn als beoordelingsinstrument in relatieve zin, d.w.z. voor vergelijking van alternatieve ontwerpen binnen éénzelfde systeem.

De resultaten van een kansberekening zouden slechts een vooraf bekende verwachting bevestigen, namelijk dat het optreden van een kalamiteit, zoals in deze studie beschouwd, wel mogelijk is maar een geringe waarschijnlijkheid heeft. Of de grootte van het berekende getal dan de waarde 10^{-5} of 10^{-9} zou aannemen, is daarbij niet van belang, aangezien dit geen wezenlijk nieuwe informatie verschaft.

8.6 Risiko-aanvaardbaarheidsbeoordeling en het gebruik van kansrekeningmodellen

Hier wordt volstaan met enkele opmerkingen over de betekenis van berekende kanscijfers bij het beoordelen van reaktorongelukken. In het volgende hoofdstuk wordt uitgebreider ingegaan op de problematiek van veiligheidsstudies en risikobeoordeling in bredere zin. Een belangrijk aspect bij de risikobeoordeling is de genuanceerdheid van relevante wetenschappelijke kennis, het voorbehoud waaronder deze kennis geldig is en de manier waarop hiermee zowel in besluitvorming als in rapporten van deskundigen wordt omgegaan. Een door Fleck (23) onderkend verschijnsel, inhoudend dat in het 'centrum' van de kennisontwikkeling 'feiten' en uitkomsten van onderzoek worden omkleed met voorbehouden, die sterker naar de achtergrond verschuiven naarmate deze uitkomsten meer in de 'periferie' terecht komen, en daar gebruikt worden is ook in de risikoproblematiek te onderkennen. Nuances verdwijnen en aan de feiten en uitkomsten van onderzoek wordt door personen op 'grote afstand' van het onderzoek (bijvoorbeeld beleidmakers en bestuurders) een absoluut karakter toegekend dan door degenen die de kennis ontwikkelden vaak voor gerechtvaardigd wordt gehouden. Dat proces kan op verschillende manieren vorm krijgen.

De eerste bron voor verabsolutering ontstaat wanneer de onderzoekers hun onderzoekresultaten in een risicoanalyse rapport weergeven. Lichte twijfels bij de onderzoeker verdwijnen bij de rapportage, de kondities waaronder de resultaten geldig zijn worden ongenueeender weergegeven dan zij ervaren zijn door de onderzoeker enz. Het gevolg is dat de lezer de resultaten als 'harder' opvat dan de onderzoeker. Ook een interpretatie door de onderzoeker van een kanscijfer als een zekere indicatie voor de veiligheid, zal door een lezer al gauw opgevat worden alsof de veiligheid door het kanscijfer adequaat wordt uitgedrukt. Een tweede stap in het proces van verabsolutering kan optreden als besluitvormers gebruik maken van de resultaten en naar 'de periferie' hun beslissingen op grond van een wetenschappelijk onderzoek (de risico-analyse) willen onderbouwen of rechtvaar-

digen. De wijze waarop onderzoekers hun resultaten presenteren en al dan niet relativieren stuurt de verabsolutering van deze resultaten al in een bepaalde richting. Hanteert de onderzoeker bijvoorbeeld een frequentistische kansinterpretatie (24) en kent hij de kanscijfers een absolute waarde toe dan heeft dit voor de besluitvorming implicaties betreffende de wijze waarop in de besluitvorming hieraan betekenis wordt toegekend.

Op analoge wijze geldt dit voor de schattingen van de gevolgen van mogelijke ongevallen met kerncentrales.

In de voorgaande paragraaf is ingegaan op de verschillende opvattingen van reliability specialisten over te maken voorbehouden bij het gebruik van kansrekeningmodellen voor de veiligheidsbeoordeling van complexe systemen (de onzekerheden die hierin schuilen, de daaruit voortvloeiende beperkte betekenis en bruikbaarheid enzovoorts). Meestal komt deze opvatting impliciet naar voren door de wijze waarop de resultaten in een risicoanalyse rapport worden gepresenteerd. In de Rasin-studie bijvoorbeeld komt een tabel voor waarin verschillende sterftekansen voor individuen worden genoemd, waaronder die ten gevolge van een ongeval in een kerncentrale.

Hieruit spreekt een opvatting dat de kanscijfers in absolute zin opgevat zouden kunnen worden. Bovendien suggereert deze 'vergelijking' van kanscijfers dat de resultaten van kansrekeningmodellen op een andere wijze gebruikt kunnen worden dan voor de veiligheidsbeoordeling van het systeem. Zij worden in het genoemde voorbeeld eveneens gebruikt voor de risico-aanvaardbaarheidsbeoordeling. Op deze wijze worden de kanscijfers uit het domein van de veiligheidsbeoordeling gelicht en gebracht in het domein van de besluitvorming over de verdere introductie van kerncentrales. Zou men zich bovendien tot dit type vergelijking, van individuele sterftecijfers, beperken, dan vindt tegelijkertijd een individualisering van de risikoaanvaardbaarheidsproblematiek plaats. Het gaat dan slechts om een vanuit het individu gezien zeer onwaarschijnlijke doodsoorzaak. De vergelijking van de diverse overlijdenskansen is dan niet allen het leveren van het

'bewijs' hiervoor maar heeft tevens een specifieke structurering van de aanvaardbaarheidsproblematiek als effect (zie ook hoofdstuk 9).

Door de resultaten van kansrekeningmodellen, die primair ontwikkeld zijn (en hun betekenis hebben) voor de veiligheidsbeoordeling (zoals in dit rapport wordt bedoeld), in een andere kontekst te gebruiken vindt een verschuiving plaats van de betekenis van de onderzoeksresultaten. De vraag wordt daarbij niet gesteld of een wetenschappelijk instrument als een kansrekeningmodel, ook zijn relevantie heeft voor andere problemen dan die waarvoor het instrument ontwikkeld is. Het wordt als min of meer vanzelfsprekend aangenomen én overgenomen.

In het genoemde voorbeeld vindt een verabsolutering plaats, door het verdwijnen van de voorbehouden waaronder de resultaten geldigheid hebben.

Dat proces leidt tevens tot een nieuwe kontroverse. Naast die over de juistheid en nauwkeurigheid van kansrekeningmodellen voor een adekwate veiligheidsbeoordeling ontstaat de vraag van de relevantie van dit instrument voor het probleem van de risicoaanvaardbaarheidsbeoordeling (25).

De vraag dringt zich op en hoe kansrekeningmodellen (en meer algemeen: veiligheidsstudies) dan wel gebruikt kunnen worden bij de risicoaanvaardbaarheidsbeoordeling.

Het volgende hoofdstuk gaat in op een aantal aspecten daarvan.

Referenties hoofdstuk 8

- 1 a. "Containment and siting of nuclear power plants". Proceedings of a symposium on the containment and siting of nuclear power plants, held by the IAEA in Vienna, 3-7 April 1967, SM-89/51, p. 240.
- b. Proceedings of an IAEA symposium "Principles and standards of reactor safety", Jülich, 5-9 febr. 1973, p. 616.
Geciteerd in 'Kernenergie in Discussie' Hoofdst. VII, Boerderijcahier 7501, THTwente, 1975.
2. Nederlandse staatswetten no. 88, wet van 27 okt. 1965, p. 359.
3. W. A. Smit, 'Risicobeoordeling in de energieproblematiek', Cahier Biowetenschappen en Maatschappij jrg. 6, no. 2 (mei 1980).
4. WASH-750, Government Printing Office Washington D.C., 1957.
5. RSS Reactor Safety Study, WASH-1400 'An assessment of accident risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants', NUREG-75/014, okt. 1975, NTIS P.B. 248201.
6. DRK Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke, 'Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in kernkraftwerke verursachten Risiko', 1979, TÜV Rheinland.
7. Inside NRC, Nov. 30, 1981, p. 12.
8. DRK, Fachband 1, p. 122.
9. DRK, Fachband 1, p. 122.
10. DRK, Fachband 3, p. 26 e.v..
11. DRK, Fachband 3, p. 33.
12. S. Glasstone and L. J. Dolan, The Effects of Nuclear Weapons, Hfdst. XI, United States Department of Defense and United States Department of Energy, 1977.
13. P.R. Barnes, R.W. Manweiler, R.R. Davis, 'The effects of Nuclear Electromagnetic Pulse (EMP) on Nuclear Power Plants'. Oak Ridge National Laboratory (1977), (ORNL 5029).

- 14 a. Report of the Presidents Commission on the accident at Three Mile Island. The need for change: The legacy of TMI (Chairman John G. Kemeny) Washington D.C., oktober 1979.
- b. 'Browns Ferry Nuclear Plant Fire', Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, Washington D.C., 16 sept. 1975.
15. Zie o.a.
- E.H. Grimm in: Loss Prevention and Safety Promotion in the Process Industries Amsterdam 1974, p. 362-369.
- P. Volmann, Compte rendu du III-me Congrès Mondial de Prévention des risques professionnels, 1961, Paris p. 261-273.
- A. Spiegelman, Risk evaluation of chemical plants, Loss Prevention Vol.3 A.Inst. of Chem, Eng. 1969.
- K. van Gelder, De menselijke factor in Veiligheidsstudies, Enschede, 1978, afd. der Chemische Technologie, THTwente.
16. The risks of Nuclear Power Reactor "a review of the NRC Reactor Safety Study WASH-1400 (NUREG-75/014), ed. Hubbard and Minor Cambridge, aug. '77, p. 11-16.
17. Leveringszekerheid van Destiwater, AVIV-adviesgroep, mei '80, Enschede, persoonlijke medeling. Beschikbaarheid van de Nederlandse aardgasproductie, AVIV-adviesgroep, privé comm. mrt. '82, Enschede.
- 18 a.H.J. Groenewold, Strijd over kans, symposium "Problemen van het waarschijnlijkheidsbegrip in wetenschappen en praktijk", Utrecht, 1980.
- b.L. Sikkema, Kansaspekten in risico-analyses, AVIV-adviesgroep, mei '81, Enschede.
19. RASIN-studie, deel IV B, p441.
20. I. Yellin, The Nuclear Regulatory Commission's Reactor Safety Study, The Bell Journal of Economics, vol. 7, no. 1, 1976, p. 317 e.v.. Zie tevens ref. 18b.
21. R.J. Parker, The Flixborough Disaster, Report of the Court of Inquiry, Londen H.M. Stationary Office, 1975.

22. Zie ref. 14
23. L. Fleck, Die Entstehung einer wissenschaftlicher Tatsache, Suhrkamp.
24. Zie ref. 18.
25. Zie ref. 3.
26. De in deze paragraaf gemaakte driedeling is
aangebracht mede naar aanleiding van het kom-
mentaar van de KEMA op een konsept van dit
rapport.

9.1 Besluitvormingssituaties

Veiligheidsstudies beogen een systematische analyse te geven van de veiligheidsaspecten van bepaalde activiteiten of situaties.

Zij worden uitgevoerd ten behoeve van de beoordeling van de veiligheid van activiteiten waaraan gevaren zijn verbonden.

De beoordeling waar het hier om gaat heeft betrekking op het strukturele veiligheidsnivo in de samenleving. D.w.z. het gaat om veiligheidsvoorzieningen, die in de regel buiten de direkte beïnvloedingssfeer liggen van willekeurige individuen uit het publiek. Het gaat in eerste instantie dus niet om het individuele risico gedrag zoals zich dat, gegeven een bepaald algemeen risiconivo, voordoet. Wat centraal staat, zijn veranderingen in veiligheidskondities van strukturele aard in de samenleving waaronder zich individueel risico gedrag afspeelt. Dit betekent onder andere ook, zoals verder in dit hoofdstuk nog ter sprake komt, dat normen en criteria voor veiligheidsvoorzieningen en voor veranderingen in het strukturele veiligheidsnivo in de samenleving niet direkt ontleend kunnen worden aan individueel risico gedrag (1).

In de besluitvorming inzake risikosituaties waarvoor veiligheidsstudies worden uitgevoerd, kan men ruwweg drie typen van beslissingen onderscheiden. Zij verschillen onderling in agenda t.a.v. wat ter diskussie staat of wordt gesteld (2).

Bij het eerste beslissingstype staat de activiteit waarvoor een veiligheidsstudie wordt uitgevoerd, bijvoorbeeld de oprichting van een industriële installatie, niet ten principale ter diskussie. De besluitvorming beperkt zich tot de vraag wat voor soort veiligheidsvoorzieningen moeten worden getroffen, en in welke mate.

Dit veronderstelt een passende operationalisering van de vraag: Hoe veilig is veilig genoeg?

De strukturering van het veiligheidsprobleem (M.a.w. wat zijn relevante kwesties, waarom en hoe hangen deze met elkaar samen) die aan deze operationalisering, bijv. in de vorm van technische veiligheidsvoorzieningen, ten grondslag ligt, wordt in de be-

treffende veiligheidsrapporten meestal niet expliciet gemaakt. De veiligheidsrapporten van de kerncentrale te Lingen en van de opslagplaats voor radioactief afval te Ahaus, die beogen aan te tonen dat de voorgenomen veiligheidsvoorzieningen voldoende zijn, vormen voorbeelden van studies met dit uitgangspunt. (Men zou kunnen spreken van 'vergunningbesluiten').

Het tweede beslissingstype heeft eveneens betrekking op een concrete specifieke activiteit, zoals de oprichting van een industriële installatie op een bepaalde plaats. Zij verschilt echter daarin van het voorgaande beslissingstype dat het wel of niet ondernemen van deze concrete activiteit als zodanig, nog een open vraag is en op grond van veiligheidsoverwegingen kan worden afgewezen. M.a.w. het is hierbij mogelijk dat geen enkele van de (technisch en economisch)realiseerbare veiligheidsvoorzieningen voldoende wordt geacht om het potentiële gevaar van de installatie in te dammen. Het antwoordt op de vraag of de installatie al of niet op een bepaalde plaats kan worden gebouwd, zal dus afhangen zowel van de aard van het risico als van de realiseerbare veiligheidsvoorzieningen. Zo is het denkbaar dat de aanwezigheid van een grote opslagtank van het zeer giftige fosgeengas in het centrum van een grote stad, ten alle tijde als onaanvaardbaar wordt gezien, ongeacht wat voor technische veiligheidsvoorzieningen worden voorgesteld: bij falen van deze veiligheidsvoorzieningen zouden de omwonenden niet snel genoeg geëvacueerd kunnen worden. Hetzelfde kan gelden voor de bouw van een kerncentrale in een grote stad. Dit hoeft niet de bouw van deze installaties in andere, minder dicht bevolkte gebieden uit te sluiten. Tot dit beslissingstype kan men bijvoorbeeld ook rekenen de situering van industriën, bij het opstellen van bestemmingsplannen. (We noemen dit een 'beleidsbesluit').

Het derde beslissingstype is fundamenteeler van aard en heeft een veel bredere vraagstelling. Het gaat daarbij niet primair om afzonderlijke activiteiten maar betreft een principe beslissing of een bepaald type van activiteiten gehandhaafd dan wel ondernomen zal worden.

Het verbod op de produktie van (een bepaald soort) asbest is een voorbeeld van een principebeslissing om een bestaand type activiteit te staken.

De vraag van het al of niet introduceren van kern-energie op grote schaal, onderwerp van de Brede Maatschappelijke Diskussie over (kern-)energie, is een voorbeeld van een principebeslissing over het ondernemen van een nieuw soort activiteit.

De wijze van beoordeling van zo'n integrale activiteit zal anders zijn dan die van een individuele installatie. (We noemen dit 'principebeslissingen').

De hier onderscheiden typen van besluit staan in een onderling hiërarchische verhouding. 'Principebeslissingen' gaan uit boven 'beleidsbesluiten', die op hun beurt weer uitgaan boven de 'vergunningsbeslissingen'. De mate waarin deze besluiten ingrijpen in het structurele veiligheidsnivo neemt namelijk toe in de volgorde vergunnings-, beleids- en principebesluit.

Daarom ook representeren zij voor besluitvormers verschillende vraagstellingen. Het nivo waarop de diverse besluiten worden genomen zal hierdoor ook verschillen. (Overigens blijkt dat in de praktijk herhaaldelijk vergunningsbesluiten worden genomen zonder dat/of voor dat een principebeslissing is genomen. Een dergelijke partiële besluitvorming over projekten, kreëert ten aanzien van het nemen van principebeslissingen een situatie van voldongen feiten.).

Het zal duidelijk zijn dat aan veiligheidsstudies of risico-analyses verschillende eisen worden gesteld, afhankelijk van het type besluit dat aan de orde is. Paragraaf 3 gaat hierop nader in.

De vraagstellingen bij drie beslissingstypen onderscheiden zich enerzijds van elkaar in afbakening van kwesties die ter diskussie staan en van domein waarbinnen keuzen moeten worden gemaakt.

Dat werd reeds geïllustreerd. Anderzijds onderscheiden ze zich in de aard van de problematiek zoals die aan de orde wordt gesteld, waaronder de vraag, hoe de 'aanvaardbaarheid' van riskante activiteiten te beoordelen. Bij het eerste beslissingstype vindt de veiligheidsbeoordeling meestal zijn neerslag in een aantal technische criteria zonder dat de normatieve basis daarvoor geëxpliciteerd wordt. Daardoor lijkt het veiligheidsprobleem soms

een louter technische probleem te zijn. Bij het tweede en derde beslissingstype komen de (on-)aanvaardbaarheidsgronden in de regel expliciter in de argumentaties naar voren. Hier blijkt manifester dat veiligheidsproblemen maatschappelijke problemen zijn. De gehanteerde criteria en hun rechtvaardigingsgronden komen hierbij zelf ook vaker ter discussie te staan. Daarbij komen vragen aan de orde als: dient het individueel risico criterium voor beoordeling te zijn? Moet men risico's met elkaar vergelijken? Zijn bestaande risico's geaccepteerde risico's? Moet het 'maatschappelijk nut' afgewogen worden tegen het risico, enz.?

Voor zover het gaat om de vraag hoe men de aanvaardbaarheid van risico's zou moeten beoordelen kan men in gangbare risikobeschouwingen in de argumentaties waarmee beslissingen over riskante activiteiten gerechtvaardigd worden, vijf typen van fundamentele uitgangspunten onderkennen, m.a.w. vijf risico beoordelingsfilosofieën. Zij vormen legitimatiegronden voor besluiten die het structurele veiligheidsniveau beïnvloeden.

9.2 Risico-beoordelingsfilosofieën

Deze paragraaf beschrijft in het kort de diverse risico-beoordelingsfilosofieën. Daarbij worden tevens een aantal problemen gesignaleerd voor de operationalisering van deze filosofieën.

a. Sociale wetmatigheid

Het idee hierbij is dat in de samenleving normen opgesloten liggen ten aanzien van wat aanvaardbare risico's zijn. M.a.w. het gedrag van mensen, of van de samenleving als geheel, t.a.v. risico's zou gekenmerkt worden door een aantal wetmatigheden. Deze hoeft men dan slechts te 'ontdekken' om aanvaardbaarheidscriteria te kunnen opstellen. Deze filosofie ligt bijv. ten grondslag aan risikobeschouwingen waarbij nog te introduceren risico's vergeleken worden met reeds bestaande. De bestaande risico's zouden dan ook geaccepteerde risico's zijn (hetgeen men mag betwijfelen).

Een poging om dergelijke wetmatigheden op te stellen is ondernomen door C. Starr (3). Zijn wetmatigheid (risiko \sim (voordeel)³ en de verhouding tussen het akseptatienivo van (vrijwillig/onwillig) risico's = 1000) werden door andere onderzoeken overigens niet bevestigd. Pogingen, als die van Starr, om dergelijke verbanden te leggen, leiden vaak tot 'schijnwetmatigheden' zeker bij een al te oppervlakkige invulling van termen als 'risiko' en 'voordeel'. Om een risikoboordelingsfilosofie te operationaliseren moet deze een 'technische' invulling gegeven worden: In de 'wetmatigheden' van Starr moet bijvoorbeeld inhoud worden gegeven aan wat de voordelen zijn en moeten deze worden 'gemeten'. Indien het voordeel bijvoorbeeld uitgedrukt wordt in geld, kan men zich afvragen of dit geen ongewenste beperkingen oplegt aan wat als voordeel tot uitdrukking kan worden gebracht. Evenzo kan men t.a.v. een dergelijke wetmatigheid de vraag stellen hoe de risico's gekarakteriseerd zijn. Het definiëren van het begrip 'risiko' zonder verankering in een sociale risico-theorie zal bij het opstellen van 'sociale wetmatigheden' gemakkelijk tot artefacten kunnen leiden.

b. Uitgaan van een gegeven doelstelling

In deze risico beoordelingsfilosofie gaat men uit van gegeven doelstellingen, bijvoorbeeld het voldoen aan een gegeven vraag naar energie. De risico's van de verschillende energiebronnen dienen overeenkomstig deze filosofie, dan onderling vergeleken te worden, waarna een keuze gemaakt kan worden op grond van het geringste (of gewenste) risico.

Ook hier is weer cruciaal op welke wijze de risico's beschreven worden. De mogelijke 'technische invullingen' van zo'n filosofie, waarbij risico's op verschillende wijze gestructureerd worden, zullen tot zeer verschillende beoordelingen kunnen leiden. Bij de vergelijking tussen het gebruik van kolen en uraan voor elektriciteitsopwekking doet zich bijv. de vraag voor of de daarbij mogelijke ongevallen in kwalitatief opzicht niet

zodanig verschillen dat zij niet op dezelfde dimensie zijn te vergelijken (bijv. w.b.t. omvang en lange termijn effecten).

c. Risiko-baten afweging

In deze risico beoordelingsfilosofie wordt het al of niet uitvoeren van een industriële activiteit (mede) afgewogen tegen de daaraan verbonden risico's. Ook hier ligt de konkrete 'technische invulling' van een beoordelingkriterium niet één-duidig vast. Hoe worden bijvoorbeeld kalamiteiten afgewogen tegen baten? Moeten daarbij toekomstige kalamiteiten via een discounting faktor in rekening worden gebracht? Op welke wijze wordt in aanmerking genomen dat de baten en de risico's in de regel niet aan dezelfde groepen in de samenleving toevallen?

Naast risico's zijn aan een activiteit echter ook andere nadelen verbonden. Op welke wijze wordt voorkomen dat de nadelen gefragmentariseerd worden en elk onderdeel afzonderlijk, bijv. alleen de veiligheid, tegen het totaal aan baten afgewogen worden?

c2. Voordelen-nadelen afweging

Het hierboven gesignaleerde probleem dat veiligheid als afzonderlijk nadeel tegen het totale voordeel van een activiteit wordt afgewogen, wordt in principe ondervangen door een totale nadelen-voordelen afweging. Het probleem van het konstrueren van een geschikt instrumentarium om dit principe te operationaliseren wordt er evenwel niet mee opgelost. Kenmerkend voor deze beoordelingsfilosofie is dat hierbij de aan een activiteit verbonden risico's niet afzonderlijk worden beoordeeld maar dat de activiteit als geheel wordt beschouwd. De vraag is dan niet zozeer die van de aanvaardbaarheid van het risico maar de aanvaardbaarheid van de activiteit.

d. Ekologische variantie

Deze risico beoordelingsfilosofie hanteert als criterium de vergelijking met risico's van natuurlijke oorsprong. Uitgangspunt is dan dat door de mens geïntroduceerde risico's aanvaard-

baar zijn als deze niet groter zijn dan de variantie (in ruimte of tijd) van een vergelijkbaar natuurlijk risico. De Gezondheidsraad hanteert deze filosofie o.a. in haar veiligheidsstudie betreffende de uitbreiding van het aantal kerncentrales in Nederland, als zij stelt "Een jaarlijks extra dosis van ongeveer 30 mrem valt dus nog binnen de variantie van de achtergrondstraling en houdt daarom geen belangrijk extra individueel risico in" (4).

Ook bij dit soort vergelijkingen zijn er problemen te over. Als het bijvoorbeeld de verspreiding betreft van schadelijke stoffen in het milieu, wat gaat men dan vergelijken: de toegevoegde hoeveelheid (of concentratie) met de reeds aanwezige hoeveelheid? Dat levert problemen op als het gaat om milieuvreemde stoffen. Moet men in dat geval dan de omvang van de effecten (bijv. kanker) vergelijken met de omvang van hetzelfde effect dat reeds 'spontaan' optreedt?

In het geval van het optreden van kanker doet zich dan echter weer de vraag voor in hoeverre de 'spontane' kankerfrequentie in feite mede 'kultureel' is bepaald.

e. Onderhandeling

De voorgaande uitgangspunten hebben gemeen dat ze uitmonden in beoordelingscriteria die onafhankelijk zijn van de specifieke gevallen die daarmee beoordeeld worden. Er is echter nog een risico beoordelingsfilosofie die een ander karakter heeft. Daarin gaat men uit van de gedachte dat aard en nivo van de risico's die geïntroduceerd mogen worden, vastgesteld worden in onderhandeling tussen de betrokken groeperingen. Er is dan geen sprake van algemeen geldende criteria. De uitkomst van de onderhandeling kan van situatie tot situatie verschillen.

Deze risico beoordelingsfilosofie houdt zich niet bezig met inhoudelijke criteria maar met procedurele. Een belangrijk probleem hierbij is dat in dit geval vooral de machtsverhoudingen tussen de groeperingen de uitkomst van de onderhandeling zal (kunnen) bepalen. Dergelijke onderhandelingen spelen zich, in beperkte zin, vaak af bij de

afgifte van vergunningen voor de oprichting van installaties, wanneer de algemene vergunningsvoorschriften nog een ruime marge van beleid bieden.

De genoemde risico beoordelingsfilosofieën sluiten elkaar niet uit. In sommige risikobeschouwingen kan men ook een mengsel van verschillende risico beoordelingsfilosofieën onderkennen. Bovendien kan men varianten op enkele van deze beoordelingsfilosofieën aantreffen (16). Zo bestaan er varianten op de onderhandelingsfilosofie die naast procedurele ook inhoudelijke aspecten kent. Dat is bijvoorbeeld het geval als van de onderhandelingsresultaten wordt geëist dat deze aan een aantal minimumvoorwaarden wat betreft veiligheid moeten voldoen, waarbij deze minimumeisen niet door de onderhandelende partijen zelf, maar extern zijn vastgesteld. Algemeen geldt dat een inhoudelijke component in de onderhandelingsfilosofie wordt geïntroduceerd zodra de onderhandelingsresultaten nog aan een aantal, buiten de onderhandelingstafel vastgestelde, (inhoudelijke) criteria moeten worden getoetst.

Bij de voordelen-nadelen afwegingsfilosofie kan in een bepaalde variant als extra voorwaarde worden geïntroduceerd dat tevens een rechtvaardige verdeling van voordelen en nadelen over de betrokken groeperingen tot stand komt. Het uitgangspunt van een rechtvaardige verdeling kan met name een rol spelen als een technologie, zoals de nucleaire technologie, verdelingsproblemen oproept zowel binnen de huidige generatie als met het oog op toekomstige generaties.

Tenslotte kan bij een aantal beoordelingsfilosofieën nog het uitgangspunt dat bepaalde individuele rechten (of vrijheden) niet aangetast mogen worden, als randvoorwaarden worden gehanteerd bij de beoordeling. Men kan hierbij denken aan het recht geen schade te ondervinden van activiteiten door derden, of in elk geval geen schade te ondervinden zonder compensatie.

9.3 Veiligheid als een maatschappelijk probleem

De genoemde risico beoordelingsfilosofieën vormen uitgangspunten (of rechtvaardigingsgronden) die zich manifesteren in expliciete beoor-

delingen door besluitvormende instanties van structurele veiligheidsvoorzieningen of structurele risikosituaties. Zij hebben, er zij nogmaals op gewezen, geen betrekking op individueel risikogedrag. Niettemin kan men ook in situaties dat individuen of groepen uit de samenleving een expliciet oordeel moeten geven over (veranderingen in) structurele risikonivo's deze beoordelingsfilosofieën in hun argumentaties onderkennen.

Daarnaast kunnen voor hen evenwel ook gevoelens van directe bedreiging een belangrijke rol bij de beoordeling spelen. Het zich bedreigd of veilig voelen zal daarbij niet alleen afhangen van de grootte van de berekende of statistische bepaalde risikocijfers maar ook van de eigen ervaring en van de sociale kontekst waarin men deze risico's loopt (15).

Het past bij de erkenning van de rechten van het individu dat niet alléén de harde (of zachte)cijfers maatstaf voor de toelaatbaarheid van risico's zijn, maar dat ook de, van de sociale kontekst afhankelijke risikoperceptie erkenning vindt.

Uit bovenstaande blijkt dat de vraagstelling t.a.v. veiligheidsproblemen sterk kan verschillen.

Deze verschillen hebben betrekking enerzijds op de afbakening van de problematiek. anderzijds op de wijze van beoordeling. Zo zal de vraagstelling voor de drie eerdergenoemde beslissingstypen waarvoor een besluitvormende instantie zich gesteld ziet sterk uiteen kunnen lopen, hetgeen gevolgen heeft voor het soort veiligheidsstudies dat door deze instanties zal worden verlangd. Het karakter van de gevraagde veiligheidsstudie zal afhankelijk zijn van de vraagstelling.

Hier kan zich vervolgens echter nog een extra komplikatie voordoen, n.l. dat de vraagstelling t.a.v. één en dezelfde activiteit voor een besluitvormende instantie en voor andere groepen uit de samenleving ook uiteen kunnen lopen.

Dat is het geval indien aan zo'n activiteit verschillende betekenis wordt toegekend. Om een voorbeeld te noemen. Waar voor de ene groepering het dumpen van een scheepslading licht-radioactief afval van de kerncentrales te Borssele en Dodewaard een op zich zelf te beoordelen activiteit is, zal deze dumping door een andere groepering gezien worden als onderdeel van een voortzetting van de invoering van

kernenergie in Nederland en volgens haar ook slechts in dat licht beoordeeld kunnen worden.

Voor de beide groeperingen gaat het t.a.v. deze konkrete aktiviteit dan in feite om verschillende vraagstellingen. Voor de eerste valt het probleem, wat beslissingstype betreft in de katagorie 'vergunningsbeslissing' (type 1) voor de andere in de kategorie 'principebeslissing' (type 3). Dit verschil in vraagstelling heeft dan ook gevolgen voor de betekenis die betrokkenen zullen toekennen aan een veiligheidsstudie over deze aktiviteit, die vanuit één bepaalde optiek is opgesteld. In plaats van verheldering te verschaffen of te bemiddelen kan in een konflikt-situatie zo'n veiligheidsstudie dan zelf onderwerp van kontroverse worden.

Veiligheidsstudies pretenderen een wetenschappelijke analyse van de veiligheidsproblemen te geven.

Uit bovenstaande blijkt dat risikoproblemen en problemen van industriële veiligheid een maatschappelijk vraagstuk vormen, zij het met belangrijke wetenschappelijk-technische componenten. Veiligheidsstudies vormen daarmee een voorbeeld bij uitstek, van de komplexe interaktie tussen wetenschap en politiek in een maatschappelijke problematiek. Zij vertonen daarmee ook vele van de karakteristieke kenmerken van deze problematische wisselwerking, zoals de vraag van de objektiviteit van deze studies, het probleem van konseptualisering van voor de beoordeling van veiligheid geschikte begrippen (wat verstaat men bijvoorbeeld onder 'risiko', wat betekent 'aanvaardbaar'?) en de wijze van behandeling van onzekerheden of 'witte vlekken' in wetenschappelijke kennis. Vanwege het belang van deze kwesties voor de rol die veiligheidsstudies kunnen spelen besteden we hieraan in het onderstaande enige aandacht.

9.3.1 Objektiviteit

De stelling dat een risicoanalyse of veiligheidsstudie het risiko objektief weergeeft of, anders gezegd, het 'objektieve risiko' geeft, omdat zij zijn gebaseerd op wetenschappelijke kennis, is misleidend. Zij suggereert namelijk dat de resultaten van een risicoanalyse niet alleen juist zijn maar ook dat de gegeven beschrijving van het gevaar voldoende, zo niet de enig juiste is.

Een veiligheidsstudie is in deze betekenis echter nooit objectief. Immers, een veiligheidsprobleem kent talloze facetten en veiligheid wordt door onnoemelijk veel factoren bepaald. Bij de uitvoering van een risicoanalyse of veiligheidsstudie zal daarom altijd een afbakening van de problematiek moeten worden gemaakt. Er zullen keuzen gemaakt moeten worden ten aanzien van wat wel en wat niet aan de orde komt. Deze afbakening wordt bepaald door de vraagstelling en die kan verschillen zoals uit het voorgaande bleek.

De centrale vraag is dan ook: Is het risico, of de veiligheidssituatie, in de veiligheidsstudie op een voor de beoordeling passende wijze weergegeven. Dat hangt dus af van de gehanteerde probleemdefiniering. Deze vraag heeft betrekking zowel op de beschouwde oorzaken als op de gevolgen van ongelukken die in de veiligheidsstudie worden beschreven.

Het maakt bijvoorbeeld verschil of het optreden van terrorisme al of niet als reëel onderdeel van de sociale werkelijkheid wordt gezien.

Zo zal een veiligheidsstudie bij een probleemdefiniering waarin wel met deze mogelijkheid rekening wordt gehouden, sabotage als een serieuze oorzaak van ongelukken dienen te analyseren. Maar ook dan kan deze analyse nog op verschillende manieren plaatsvinden, bijvoorbeeld vooral in termen van technische veiligheidsvoorzieningen, zoals verstevigde konstrukties, of in termen van verscherpte politionele bewaking. In het eerste geval zal vooral technische kennis over het gedrag van konstrukties en materialen bij bomexplosies of raketaanvallen, relevant zijn. Wordt beveiliging tegen sabotage echter vooral gezien als een kwestie van bewaking en van politionele maatregelen dan zijn genoemde technische gegevens minder relevant.

Zo kan ook de vraag gesteld worden of een kerncentrale speciaal beveiligd moet worden tegen de elektromagnetische puls die ontstaat bij kernexplosies (zie hoofdstuk 3). En als ontregeling van een kerncentrale door de elektromagnetische puls niet uitgesloten kan worden, zodat reeds door één nukleaire explosie buiten de atmosfeer, in een groot deel van Europa reaktorongelukken kunnen optreden, is dat dan een reden om van de bouw van

kerncentrales af te zien? Sommigen zullen zeggen dat dit een probleemdefiniering is waarbij ook de grootschalige chemische procesindustrie afgeschaft zou moeten worden en dat met zo'n probleemstelling 'niets meer mogelijk is' en de 'technische vooruitgang' wordt tegengehouden. De gehanteerde probleemstelling is ook hier weer bepalend of in de veiligheidsstudie de effecten van de elektromagnetische puls op een kerncentrale al of niet moeten worden geanalyseerd.

Niet alleen t.a.v. de oorzaken, ook wat betreft de gevolgen van ongelukken is de gehanteerde probleemstelling bepalend voor wat relevante informatie is.

Bij een probleemdefiniering waarbij mogelijke verstoringen van het ekologïsche evenwicht centraal staan, zal een veiligheidsstudie natuurlijk anderssoortige resultaten moeten leveren dan wanneer het aksent ligt op menselijke slachtoffers.

Maar ook in het laatste geval maakt het nog verschil of bij de beoordeling het onderscheid relevant wordt geacht of slachtoffers alleen vallen in de huidige generatie of ook in latere generaties.

Bij een probleemdefiniering waarin het aantal akute slachtoffers centraal staat, zoals bij de beoordeling van bedrijfsveiligheid m.b.v. het FAFR-cijfer (5), is kennis over genetisch schadelijke effecten minder relevant. Wordt echter aan het optreden van slachtoffers in latere generaties een even zwaar gewicht toegekend dan zal de veiligheidsstudie het te verwachten totale aantal slachtoffers moeten geven, terwijl bij een probleemdefiniering waarbij deze slachtoffers zwaarder tellen, tenminste een specificatie nodig is naar slachtoffers in huidige en volgende generaties (maar tot in welke generatie?).

Deze voorbeelden illustreren dat de primaire vraag niet is of de gegevens en resultaten juist of onjuist zijn (hoewel dat natuurlijk ook van wezenlijk belang is) maar of zij geschikt of ongeschikt zijn voor de beoordeling. M.a.w. de primaire vraag betreffende wetenschappelijke kennis in een veiligheidsstudie is: welke kennis uit het domein van de diverse wetenschappelijke disciplines (chemie, natuurkunde, biologie, technische wetenschappen, medische wetenschappen etc.) is relevant.

Is eenmaal de keus gemaakt welke kennis relevant is, dan kan men stellen dat deze kennis en de resultaten daarmee verkregen - voorzover deze liggen in het domein van die wetenschap - objectief zijn; d.w.z. inter-subjectief geldig, of toetsbaar, in dat wetenschapsdomein.

De keuze van relevante kennis is, zoals gezegd, in die zin zeker niet objectief maar afhankelijk van probleemaafbakening en beoordelingsfilosofie.

9.3.2 Konceptualisering van gevaar

Niet alleen de keuze van relevante wetenschappelijke kennis, ook de wijze waarop samenhang wordt aangebracht en verbanden worden gelegd tussen de verschillende elementen zal afhangen van de vraagstelling. Zo is denkbaar dat in alle probleemdefiniëringen kennis zowel betreffende de omvang (maar hoe deze aan te geven?) van extreme ongelukken als de waarschijnlijkheid van optreden, relevante informatie is. Maar is het produkt van kans en gevolg een goed beoordelingskriterium t.a.v. de aanvaardbaarheid van het risico? Daarover zal men het niet eens (hoeven te) zijn. In een probleemdefiniëring waarin het verschil van minder belang is of er jaarlijks een slachtoffer valt dan wel dat er met een kans van eens per tienduizend jaar tienduizend slachtoffers vallen vormt een konceptualisering van risico als het produkt van kans en gevolg mogelijk een goede beoordelingsmaatstaf. Niet echter voor een probleemdefiniëring waarin het stellen van een bovengrens aan de omvang van mogelijke ongevallen een centraal onderdeel vormt in verband met de maatschappelijke ontwrichting die extreme ongelukken kunnen veroorzaken. In het algemeen bestaat er een zeker verband tussen enerzijds de probleemdefiniëring en de daarin gebruikte konceptualisering van begrippen als 'risiko' en 'veiligheid' en anderzijds de organisatie, instantie of groepering die deze hanteert. Zo kan voor een verzekeringsmaatschappij de verwachtingswaarde van de jaarlijkse schade, d.w.z. het produkt van kans en gevolgen (uitgedrukt in geld) een geschikte risico-maatstaf zijn ter vaststelling van de hoogte van de verzekeringspremie voor bepaalde soorten van activiteiten (bijvoorbeeld het transport van deze gevaarlijke stoffen terwijl voor andere

instanties en groepen uit de samenleving (bijv. een gemeentebestuur) de verzekerde gevarensituatie (het transport van deze gevaarlijke stoffen door een woonwijk) als zodanig niet akseptabel is. Voor hen is zo'n risikobegrip dan een voor de beoordeling van het gevaar niet passende conceptualisering. Ook hier geldt dat de in een veiligheidsstudie gepresenteerde resultaten niet onjuist hoeven te zijn om toch ongeschikt te zijn voor de gehanteerde probleemstelling.

9.3.3 Kans

De laatste jaren wordt in veel risikobeschouwingen de nadruk gelegd op het berekenen van kansen op ongelukken of van kansen dat bepaalde gevolgen zich kunnen voordoen. Op deze manier wordt dan de mogelijkheid van het optreden van ongelukken op één specifieke wijze gekwantificeerd. Uitgangspunt daarbij is dat het berekenen van kansen relevant is voor de veiligheidsbeoordeling, of dat relevante factoren op een adequate wijze tot uitdrukking komen in de berekende kansen. Hoe vanzelfsprekend of hoe overtuigd deze benadering in velerlei risicoanalyses ook wordt toegepast en hoe aantrekkelijk een dergelijke kwantificering voor beoordelaars en besluitvormers ook mag lijken, het is niet de enige manier om het mogelijke optreden van ongelukken in de beoordeling te betrekken. De bruikbaarheid van het kansbegrip zal mede afhangen van de wijze waarop het veiligheidsprobleem wordt gedefinieerd.

Hoofdstuk 8 liet reeds zien wat de beperkingen zijn van kansberekeningen bij de beoordeling van veiligheidskwesties. Deze beperkingen hangen samen, enerzijds met de moeilijkheid adekwate en betrouwbare kwantificeringen te maken van kansen op storingen en ongelukken (zie hoofdstuk 8) anderzijds daarmee dat de functie die berekende kansen in een veiligheidsstudie kunnen hebben, wordt bepaald door de aard en het doel van die studie. In een veiligheidsanalyse die als doel heeft te analyseren in welke mate de veiligheid verandert bij vervanging van een onderdeel van een installatie door een alternatieve konstruktie, zou met een kansberekening kunnen worden nagegaan of de veiligheid hiermee

wordt verhoogd. Dit zou dan tot uitdrukking komen in een verlaging van de waarschijnlijkheid dat bepaalde ongelukken optreden. Het gebruik van kansberekeningen bij een dergelijke beperkte vergelijking, d.w.z. toegepast op één installatie, waarbij de overige omstandigheden gelijk blijven, - dus in beperkte, relatieve zin - is weinig omstreden. Mochten bepaalde ongevalsoorzaken over het hoofd worden gezien, dan zal een dergelijke omissie de berekende kansen namelijk in beide gevallen op dezelfde wijze beïnvloeden. Met andere woorden zijn beide berekende kansen hierdoor een factor vijf te klein dan nog verandert hun onderlinge verhouding niet. De situatie ligt geheel anders als aan de berekende kansen een absolute waarde wordt toegekend en daarvan geen empirische verifikatie mogelijk is. Met name in geval van complexe installaties, waarbij de berekende kansen op grote ongelukken zeer klein zijn, bijvoorbeeld bij een kerncentrale, is een dergelijke verifikatie niet mogelijk (7). Dan verschaft zo'n kansberekening nauwelijks meer informatie dan dat de waarschijnlijkheid op een ongeval gering is.

In een probleemstelling waarbij het voor de beoordeling van belang wordt geacht dat risico's van geheel verschillende activiteiten met elkaar worden vergeleken, gaat het juist om de absolute waarde van de berekende kansen.

In dat geval is het wel van wezenlijk belang hoe betrouwbaar deze absolute waarde is: indien men de individuele sterftekans van deelname aan het verkeer zou vergelijken met de kans van overlijden als gevolg van een reaktorongeluk (8), dan worden fouten in dit laatste kanscijfer, die kunnen binnensluipen doordat bijvoorbeeld mogelijke oorzaken over het hoofd worden gezien, bij het vergelijken niet gekompenseerd door eenzelfde fout in het verkeerssterftecijfer.

Hierbij is dan nog buiten beschouwing gelaten dat een dergelijke vergelijking, gezien vanuit andere probleemdefiniëringen irrelevant of misleidend kan zijn, zelfs indien de kanscijfers korrekt zouden zijn (9). Dat geldt met name voor vergelijkingen waarbij de kanscijfers van de ene situatie betrekking hebben op wat in het begin van dit hoofdstuk, het strukturele veiligheidsnivo is genoemd en de

andere kanscijfers ontleend zijn aan het individuele risikogedrag.

De behoefte aan en bruikbaarheid van kanscijfers zal dus sterk afhankelijk zijn van de probleemstelling. In sommige typen veiligheidsstudies zullen dientengevolge in het geheel geen kanscijfers worden gegeven. Toch pretenderen deze studies, ook zonder kanscijfers, een goed beeld van de veiligheid te geven. De veiligheidsrapporten van de kerncentrale te Lingen en van de opslagplaats voor radioactief afval te Ahaus, bijvoorbeeld, geven geen enkel kanscijfer voor de daarin beschreven storingen. De mogelijkheid van extreme ongevallen wordt zelfs in het geheel niet besproken. Het aksent ligt in deze studies op het goed functioneren van de aangebrachte veiligheidssystemen. Het oogmerk van deze rapporten, die door de belanghebbenden zijn opgesteld t.b.v. een 'vergunningsbesluit', is aan te tonen dat voldoende veiligheidsvoorzieningen zijn getroffen. Het geven van kanscijfers is daarbij niet vereist en wordt door de opstellers van die rapporten voor dat doel kennelijk ook niet relevant geacht. Het is eenvoudigweg een andere manier van beoordeling van de veiligheidssituatie dan in de Rasmussenstudie (10) en de DRK (11) naar voren komt. Bij deze laatste gaat het veeleer om het probleem van publieke akseptatie van kerncentrales in het algemeen. Daartoe wordt in die studies het geven van kanscijfers wel relevant geacht, met name om vergelijkingen met andere activiteiten te maken.

9.3.4 Karakterisering van gevolgen

Terwijl het vaststellen van de gevolgen van mogelijke ongelukken een belangrijk onderdeel zal vormen van vrijwel alle risikobeschouwingen, ligt de wijze waarop dit gebeurt niet vast. Worden alle gevolgen in één eenheid, bijvoorbeeld geld, uitgedrukt? Ligt het aksent op akute slachtoffers, op later veroorzaakte gezondheidsschade of op slachtoffers in volgende generaties? Wordt w.b.t. de slachtoffers onderscheiden tussen direkte bij een activiteit betrokkenen (bijv. werknemers) en niet-betrokkenen? Welke materiële schade wordt in de beschouwing betrokken, welke schade aan

het milieu etc.? Wordt rekening gehouden met psychische schade? Worden de gevolgen alleen in termen van individuele slachtoffers beschreven of ook in termen van maatschappelijke ontwrichting?

De karakterisering van de gevolgen is van wezenlijk belang voor de beoordeling van risico's.

Zo zal bijvoorbeeld een onderscheid van risico's in mikro-, meso- en makrorisico's (12) (waarbij de gevolgen van de laatste zich over de gehele aarde uitstrekken, de gevolgen van mikro-risico's zich beperken tot enkelingen of kleine groepen en meso-risico's betrekking hebben op grote groepen en landstreken) mogelijk ook leiden tot verschillende beoordelingsmaatstaven voor deze drie categorieën. Willen dergelijke onderscheiden bij de beoordeling niet uit het zicht verdwijnen dan is een noodzakelijke voorwaarde daarvoor wel, dat deze karakterisering uitdrukkelijk bij de beschrijving van de gevolgen van ongelukken gemaakt worden. Ook hier zal de probleemdefiniëring en de beoordelingswijze weer bepalen wat voor soort karakterisering als relevant worden gezien.

In het onderstaande geven we een aantal kenmerken die o.i. karakteristiek zijn voor de in hoofdstuk 4 en 5 beschreven gevolgen van grote kernongevallen, waardoor deze zich onderscheiden van bijvoorbeeld ongevallen met olie- of kolengestookte centrales. Deze kenmerken zijn:

- de extreme omvang betreffende zowel het mogelijke aantal slachtoffers als de materiële schade. Extreme kernongevallen zijn te karakteriseren als meso-risico's.
- de langdurig radioactieve besmetting van grote gebieden die hierdoor, op grond van de huidige stralingsnormen, onbewoonbaar zullen zijn en onbruikbaar voor landbouw en veeteelt. De in deze gebieden gevestigde industriële activiteiten zullen op dezelfde gronden wegvallen of verplaatst moeten worden. De termijn dat gebieden onbewoonbaar en onbruikbaar verklaard zullen worden zal afhangen van de mate van besmetting, van de halveringstijden van de radioactieve isotopen waarmee het land besmet is en van de stralingsnormen die zullen worden gehanteerd (en die door de overheid in zo'n geval waarschijnlijk aanzienlijk verhoogd worden).
- de maatschappelijke ontwrichting die kan voortvloeien uit een ongeval op grond van de bovengenoemde

karakteristieken. Daarbij is tevens van belang dat door het wegvallen van sociale verbanden aangebracht leed moeilijker te dragen valt (13).

- de lange termijn gezondheidseffekten die zullen optreden als gevolg van blootstelling aan radio-actieve straling ten tijde van het ongeval, door later verblijf in (licht)radioactief besmette gebieden of door het gebruik van (licht) radioactief besmet voedsel. Genetische schade strekt zich daarbij uit tot een groot aantal volgende generaties (zie hoofdstuk 2).

In de veiligheidsstudies van Lingen en Ahaus wordt geen aandacht geschonken aan de gevolgen van grote ongelukken en zeker geen karakterisering daarvan gegeven. Dat hangt mogelijk samen met het feit dat het studies betreft die t.b.v. een 'vergunningsbesluit' zijn opgesteld. In de ogen van anderen gaat het bij de oprichting van deze installaties echter veeleer om een 'beleidsbesluit' (voor het elektriciteitsbedrijf dat de centrale wil bouwen is, in tegenstelling tot het gewest Twente, de plaats van vestiging Lingen geen vraag maar uitgangspunt!) zo niet om (een onderdeel van) een 'principebeslissing' (voor het elektriciteitsbedrijf is, in tegenstelling tot de Nederlandse bevolking dat een Brede Maatschappelijke Discussie voert, de aanvaardbaarheid van kernenergie geen vraag maar uitgangspunt!). Daarbij staat een geschikte karakterisering van de gevolgen juist centraal. Het als vanzelfsprekend terugbrengen van het risico van kernongevallen tot bijvoorbeeld een individueel sterftecijfer, dat vervolgens wordt vergeleken met statistische sterftecijfers van verkeer, zelfmoord of welke vreemdsoortige activiteit daarvoor soms gekozen wordt miskent de bovengenoemde karakteristieken. Ook een uitspraak als: "Het is onjuist dat de maximale gevolgen voor de volksgezondheid van een eventuele ramp met een kernenergiecentrale groter zouden zijn dan die van bijvoorbeeld het gebruik van aardgas of olie" (14) moet wel hieruit voortvloeien dat de auteur geen oog heeft voor de karakteristieke verschillen in gevolgen, die bij deze ongevallen zijn te onderscheiden.

In een fundamentele discussie over de risico's van kerncentrales zal een karakterisering van deze risico's een centrale plaats moeten innemen.

9.3.5 Onzekerheden in kennis

Het komt geregeld voor dat bepaalde wetenschappelijke kennis wel relevant wordt geacht, maar ontbreekt, of niet beschikbaar is, of omstre- den is. De vraag is dan hoe in zo'n situatie, met risicoanalyses wordt omgegaan. Het bestaan van onzekerheden in wetenschappelijke kennis en van controverses tussen wetenschappers is op zich geen nieuw verschijnsel. Integendeel, het is zelfs karakteristiek voor een zich ontwikkelende weten- schap, die zich met nieuwe kennisgebieden bezighoudt. Meestal speelt de 'strijd' zich echter af binnen de wetenschappelijke gemeenschap en buiten een bre- der publiek om. Het is onderdeel van het normale wetenschapsbedrijf.

De onzekerheden in wetenschappelijke kennis die relevant is voor veiligheidsproblemen, zijn in zoverre bijzonder dat zij van directe maatschappelijke betekenis zijn. De beslechting van geschillen daarover heeft directe gevolgen voor de samenleving, doordat de uitkomst de basis vormt voor verder maatschappelijk handelen. Een keuze uit de uiteenlopende modellen betreffen- de de dosis-effekt relatie van lage stralingsdoses (bijvoorbeeld de in hoofdstuk 2 genoemde drie mo- dellen uit het BEIR-III-rapport) heeft directe konsekwenties voor de beslissing welke radioactief besmette gebieden geëvakueerd moeten worden bij een reaktorongeluk. Hetzelfde geldt voor de keuze tussen het relatief en het absoluut risikomodel ter bepaling van de omvang van de kankerinductie door blootstelling aan radioactieve straling (zie hoofdstuk 2). De omvang van de radioactief besmet- te gebieden die onbewoonbaar worden verklaard na een groot kernongeval zal direkt samenhangen met de keuzen die in deze wetenschappelijke controver- ses worden gemaakt.

Het gaat dus niet alleen om een intern-wetenschappelijke discussie, interessant of van belang voor theorievorming in de radiobio-

logie en/of de epidemiologie, maar om kwesties waarbij grote belangen op het spel staan. Enerzijds gaat het om de gezondheid van getroffen bevolkingsgroepen, anderzijds om het economisch verlies van onbewoonbaar en onbruikbaar verklaarde gebieden (inklusief de zich daarin bevindende industriële installaties). Het gaat ook om het voortbestaan van de nukleaire industrie die wordt bedreigd als de bouw van kerncentrales zou worden afgewezen op grond van de onaanvaardbare geachte gevolgen van mogelijke reaktorongelukken.

Vergelijkbare dilemma's doen zich voor bij de discussie over de vraag hoeveel radio-activiteit, bij reaktorongelukken in de omgeving terecht kan komen. Een discussie die weer aangezwengeld is vanuit de nukleaire industrie en elektriciteitsbedrijven (zie hoofdstuk 6 voor een discussie over het omstreden EPRI-rapport).

De genoemde wetenschappelijke controverses ontleen hun bijzondere karakter aan de bestaande koppeling met specifieke groepsbelangen, terwijl uitsluitel niet direkt uit het betreffende wetenschapsdomein is te verkrijgen. Zo vloeit de onzekerheid over het aantal kankergevallen, veroorzaakt door een gegeven stralingsbelasting, voort zowel uit het bestaan van (nog) slechts een geringe hoeveelheid betrouwbare empirische statistische gegevens als uit het ontbreken van een solide theorie over het ontstaan van kanker. Dat er onduidelijkheid bestaat over zo'n kwestie is, zoals gezegd, op zich niets bijzonders. Het bijzondere is dat de intern-wetenschappelijke discussie onder externe druk komt te staan.

Enerzijds ontstaat er een externe druk op de wetenschappelijke discussie om snel tot een konklusie te komen. Dit is met name het geval als nieuwe, afwijkende informatie twijfels oproept t.a.v. bestaande normen, bijvoorbeeld betreffende 'toegestane' stralingsdoses. In veel gevallen is het echter, gezien de aard van de onzekerheid, niet mogelijk om snel een, binnen de wetenschappelijke gemeenschap onomstreden uitsluitel te verkrijgen. Anderzijds ontstaat een externe druk vanuit betrokken groeperingen t.a.v. de richting van te maken keuzen. Ook hier is bij de gemaakte keuzen niet zelden 'de wens de vader van de gedachte'.

Deze externe druk, van verschillende kanten, draagt het gevaar in zich, dat een wetenschappelijk onvoldoende gefundeerde oplossing in een bepaalde richting wordt geforceerd.

De wijze waarop deze onzekerheden in veiligheidsstudies worden behandeld, kan sterk verschillen. Zij kunnen genegeerd worden óf doordat stilzwijgend de keuze zijn gemaakt t.a.v. de te gebruiken modellen, veronderstellingen of empirische gegevens, óf doordat veiligheidsaspecten waarover weinig kennis bestaat (zoals de in hoofdstuk 2 genoemde synergistische effecten) eenvoudig buiten beschouwing blijven. Zij kunnen ook expliciet worden vermeld, hetzij zonder daaraan nog konklusies te verbinden, hetzij door de onzekerheden te verwerken, bijvoorbeeld, indien mogelijk, in de vorm van 'gevoeligheidsanalyses'.

Verwijzend naar de in het begin van dit hoofdstuk genoemde beslissingssituaties, die uiteenlopende soorten van vraagstelling hebben, kan worden opgemerkt dat in veiligheidsstudies ten behoeve van een 'vergunningsbesluit', waarbij het oogmerk is aan te tonen dat de voorgestelde installaties voldoende zijn beveiligd (zoals de veiligheidsrapporten van 'Lingen' en 'Ahaus'), een tendens naar de eerste houding bestaat, d.w.z. het onvermeld laten van de onzekerheden. Dat is begrijpelijk, maar daarmee zijn dergelijke studies onvoldoende voor diegenen die de beslissing eerder als een 'beleidsbesluit' of 'principebesluit' karakteriseren. In hun probleemstelling van de veiligheidsproblematiek zullen de onzekerheden in kennis veelal een centralere plaats innemen.

Want in geval van onzekerheid hoeft de wetenschappelijk beste waarde van een parameter niet de beste waarde voor beleid te zijn. De op basis van beschikbare wetenschappelijke kennis meest waarschijnlijke uitkomst van een ongevalsrekening, hoeft niet de beste informatie voor besluitvorming te zijn. Bij onzekerheid in kennis vormt de spreiding (of de uitersten) in de mogelijke uitkomsten vaak een relevanter informatie voor beleid dan de 'beste' waarde.

In het algemeen bestaat de tendens om in veiligheidsstudies de aandacht zodanig te fokuseren op datgene wat bekend is, dat wil zeg-

gen op kwesties waarover met bestaande kennis on-
dubbelzinnige uitspraken te doen zijn, dat onzeker-
heden en witte plekken in kennis naar de achter-
grond verdwijnen. Dat is niet bevreemdend aangezien
veiligheidsstudies bedoeld zijn om informatie te
verschaffen t.b.v. de beoordeling van de veiligheid.
Hoe meer bekend is hoe meer welkom dat is. De mede-
deling dat t.a.v. een probleem relevante weten-
schappelijke kennis ontbreekt maakt beoordeling
door een regulerende instantie niet eenvoudiger.
Zij lijkt in eerste instantie niet erg behulpzaam
en informatief. Ten onrechte. Het gegeven dat be-
paalde relevante kennis ontbreekt kan even infor-
matief (of zelfs informatiever) zijn als de be-
schouwingen over de overige probleemgebieden waar-
over wel kennis aanwezig is. Niet altijd zal het
veiligheidsaspect waarover weinig kennis of waar-
over onzekerheid bestaat minder belangrijk zijn
dan de veiligheidsaspecten waarover (toevallig)
meer bekend is.

9.4 Konklusie

Uit het voorgaande vloeit voort dat
veiligheidsstudies niet (beleids-) neutraal zijn.
De manier waarop het veiligheidsprobleem in de
studie wordt gestructureerd, zal afhangen van de
aard van de vraagstelling en van de (impliciete)
beoordelings-uitgangspunten. Het maakt verschil
binnen welke randvoorwaarden 'oplossingen' voor
een veiligheidsprobleem worden gezocht.

Is bijvoorbeeld het continueren
van de produktie van asbest een hard uitgangspunt,
dan zal de oplossing van het veiligheidsprobleem
betreffende toepassing van asbest worden onderzocht
in het opstellen van normen t.a.v. toelaatbare kon-
centraties van asbestvezels in de atmosfeer.
Veiligheidsstudies zullen dan met name gericht
zijn op de vraag wat nog aanvaardbare koncentra-
ties zijn. Alternatieven voor het gebruik van asbest
zullen, gegeven de randkonditie van het continueren
van de produktie, buiten beschouwing blijven.

Als de grootte van een produktie-
installatie nog ter discussie staat, dan kan men
het risico wijzigen door de omvang van mogelijke

ongelukken te verkleinen via het bouwen van kleine installaties. Is de grootte van de installatie evenwel een onaantastbare randvoorwaarde dan zal men aan het risico een zodanige structuur geven, bijvoorbeeld 'kans x gevolg', dat het zo gedefiniëerde risico kan worden verkleind door de berekende kans op een ongeval, waarvan de gevolgen ongewijzigd blijven, te verkleinen.

Met andere woorden, de helft van de 'oplossing' die uit de bus komt, ligt al in de gekozen vraagstelling en probleemstructurering besloten.

Naarmate het beeld dat een veiligheidsstudie van een riskante activiteit geeft gedifferentieerder is, d.w.z. naarmate de studie een breder skala van informatie geeft waarbij deze niet vanuit één optiek is geordend, zal hij in één opzicht voor meer groepen en vraagstellingen bruikbaar zijn, namelijk doordat, bij wijze van spreken, ieder er wel iets van zijn gading in vindt: een ieder zal er die elementen uithalen die hij relevant acht voor eigen vraagstelling. In ander opzicht, namelijk door het ontbreken van een ondubbelzinnige risicostructurering, zal zo'n studie juist minder bruikbaar zijn. De gebruiker zal dan immers zelf nog een voor zijn probleemstelling geschikte samenhang tussen de diverse elementen in de studie moeten aanbrengen.

Het verdient daarom aanbeveling in sommige gevallen, met name bij sterk controversiële veiligheidsproblemen, niet één maar verschillende veiligheidsstudies te laten verrichten, met een uiteenlopende oriëntatie op de betreffende problematiek. Daarmee zal men een beter zicht kunnen krijgen op de verschillende invalshoeken van het veiligheidsprobleem.

Dit geldt in het bijzonder voor het nemen van principebeslissingen, zoals die aangaande de introductie van kernenergie op grote schaal.

1. Individueel risikogedrag is veeleer intuïtief van aard. D.w.z. er vindt een beoordeling plaats op grond van niet sterk gestructureerde mentale waarnemingsschema's en gegroeide gewoontehandelingen (die overigens nauw met elkaar verweven zijn).
Het begrip intuïtie heeft hier de betekenis die Piaget daaraan heeft in zijn beschrijving van kognitieve ontwikkelingsfasen van kinderen (J. Piaget, *The Child's Conception of the World*, Paladin, 1973 en J. Piaget, *De geestelijke ontwikkeling van het kind: Zes psychologische studies*, Van Loghum Slaterus, 1969).
2. Deze verdeling vertoont grote overeenkomst met de gemaakte driedeling in besluitvorming in het rapport Milieu-effektrapportage; toetsing van (voorlopige) milieu-effekt-rapporten, rapport 27. Uitgave van Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (1979), p. 9.
3. C. Starr, 'Social Benefits vs. Technological Risk', Science, 165 (1969), p. 1232-1238.
4. Gezondheidsraad, Kerncentrales en Volksgezondheid, Rapport van de Commissie Kernenergie 3500 MW, Rijswijk (1975), p. 4.24.
5. Het FAFR-cijfer (fatal accident frequency rate) voor een beroep geeft de sterftekans per 10^8 uur blootstelling, hetgeen ongeveer overeenkomt met het sterftecijfer per 1000 man gedurende 50 jaar uitoefenen van een beroep.
6. Zie bijvoorbeeld G. van Dijk en W.A. Smit, Kleine Kansen, Grote Gevolgen, Boerderijcahier 7601, THTwente, (1976), p. 156.
- 7a.W. Häfele, 'Hypotheticality and the new Challenges: The pathfinder role of nuclear energy', Minerva 10, (1974), p. 303-322.
b.W.A. Smit, 'Kernenergie in de rol van wegbe-reider voor de acceptatie van mogelijke grote ongelukken' in Kernvragen over de snelle kweek-reactor, Eindverslag symposium (27-28 nov. 1975), THDelft, p. 19-24.

- c.W.A. Smit, 'Is het risico van 'hypothetische ongelukken' met kerncentrales aanvaardbaar?' Wending 31, no. 3 (mei 1976), p. 157-167.
- d.A.M. Weinberg, 'Trans-science and the limits of science' in Technological Innovation: a socio-political problem, Boerderijcahier 7701, THTwente (1977), p. 35-48.
8. Zie bijvoorbeeld Risico-analyse van de splijtstofcyclus in Nederland, Samenvatting N.V. Samenwerkende Elektriciteits-productiebedrijven (SEP), (1975), Arnhem, p. 25-26.
9. W.A. Smit en R. Geerts, 'Bestaan maatschappelijk aanvaardbare risico's?' Intermediair, (8 sept.1978).
10. Reactor Safety Study: An assessment of accident risk in US Commercial Nuclear Power Plants', WASH-1400 F, U.S. Regulatory Commission (Oct. 1975).
11. Deutsche Risicostudie Kernkraftwerke, Der Bundesminister für Forschung und Technologie, Verlag TÜV Rheinland, (1977).
12. H.J. Groenewold, 'Problemen van Kernenergie', Wetenschap en Samenleving, (aug. 1974).
13. J. Blok, 'Kerncentrales: een voorbeeld van risico-analyse', Wending, (jan. 1976).
14. B.Th. Eendebak, 'Een nucleaire ramp in Nederland', Energiespectrum 81/10, (1981), p. 265.
15. Zie referentie 9.
16. De in deze varianten genoemde uitgangspunten zijn opgenomen naar aanleiding van het commentaar van dr. L. Reijnders (Stichting Natuur en Milieu) op een concept van dit rapport.

APPENDIX I Dosisberekeningsmodellen: kortdurende lozingen
(storingen)

1. Inleiding

In deze bijlage zullen kort de modellen besproken worden waarmee in het veiligheidsrapport (ref.2) van de geplande centrale te Lingen de stralingsbelasting als gevolg van uitstoot van radioactieve stoffen in de lucht bij storingen wordt bepaald. De modellen zelf zijn uitgebreid beschreven in referentie 1, zodat hier slechts een korte samenvatting volgt.

Aan het slot van deze bijlage zijn enkele berekeningsvoorbeelden gegeven, die tevens dienen als controle door de samenstellers van dit rapport op de berekeningen in het veiligheidsrapport. De gebruikte modellen zijn uitgegeven door het (Duitse) ministerie van binnenlandse zaken. Het streven is daarbij deze modellen te (laten) gebruiken bij vergunningsverleningsprocedures in de B.R.D. teneinde deze uniform en harmonisch te kunnen laten verlopen en het toezicht door de overheid te vergemakkelijken.

2. Korte beschrijving van de modellen

Uitgangspunt van de modellen is de aanname dat de concentratie C van de radioactieve stoffen in de omgeving beschreven kan worden met:

$$C'(x, y, z) = \frac{A}{2\pi\sigma_z\sigma_y u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left\{ \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad (1)$$

(Een symbolenlijst volgt aan het eind van de paragraaf).

De op een bepaalde afstand ontvangen totale stralingsdosis wordt bepaald door de over de tijd geïntegreerde, op die plaats aanwezige concentratie van radioactiviteit. De hiervoor benodigde verspreidingsfactor $\chi(x, 0, 0)$ verkrijgt men uit formule (1) door deze te integreren over de lozings-tijd Δt van een punt $(x, 0, 0)$ onder de pluimas.

$$\chi(x, 0, 0) = \frac{1}{A} \int_{\Delta t} C' dt = \frac{1}{\pi\sigma_z\sigma_y u} \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (2)$$

Deze uitdrukking voor "de verdunningsfaktor" $\bar{\chi}$ vormt de basisformule voor de dosisberekeningen

Bij de bepaling van de mogelijke stralingsdosis in de omgeving van de nukleaire installatie moet men rekening houden met de verschillende expositiepaden waarlangs de straling de mens kan bereiken.

Deze wegen zijn:

- 1) externe β -straling in de wolk (β -submersie)
- 2) externe γ -straling uit de wolk (γ -submersie)
- 3) externe γ -straling vanaf de bodem (bodem-straling)
- 4) interne bestraling in verschillende organen door inhalatie van radionukliden (inhalatie)
- 5) interne bestraling door het nuttigen van verontreinigd voedsel (ingestie).

Hoewel de bodemstraling een aanzienlijke bijdrage levert tot de totale stralingsbelasting is deze in dit rapport door ons niet berekend.

Bij de ingestiedosis is alleen de bijdrage bepaald die het gevolg is van het nuttigen van radioactieve verontreinigde melk door kinderen.

De stralingsbijdrage via het nuttigen van ander voedsel (vlees, graanprodukten, groenten, etc.) is zeker niet te verwaarlozen maar levert in verhouding met de melkconsumptie een geringere bijdrage.

| isotoop | g_{γ} gehele lichaam volwassenen | g_{β} huid volwassenen | $g_{ih} \cdot V$ bot kinderen | $g_{ih} \cdot V$ schildklier kinderen | g_{ig} schildklier kinderen |
|---------|---|------------------------------------|-------------------------------------|---|-------------------------------------|
| Kr 85m | $3,5 \cdot 10^{-5}$ | $4,9 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Kr 85 | $3,4 \cdot 10^{-7}$ | $4,3 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Kr 87 | $1,5 \cdot 10^{-4}$ | $2,9 \cdot 10^{-1}$ | | | |
| Kr 88 | $3,4 \cdot 10^{-4}$ | $8,4 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Xe 131m | $1,5 \cdot 10^{-5}$ | $1,8 \cdot 10^{-3}$ | | | |
| Xe 133m | $1,4 \cdot 10^{-5}$ | $8,8 \cdot 10^{-3}$ | | | |
| Xe 133 | $1,4 \cdot 10^{-5}$ | $1,2 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Xe 135m | $7,0 \cdot 10^{-5}$ | $1,5 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Xe 135 | $3,8 \cdot 10^{-5}$ | $6,4 \cdot 10^{-2}$ | | | |
| Xe 138 | $1,3 \cdot 10^{-4}$ | $2,3 \cdot 10^{-1}$ | | | |
| J 131 | | | 1,56 | $7,24 \cdot 10^{+2}$ | $1,6 \cdot 10^{+7}$ |
| J 132 | | | $6,70 \cdot 10^{-2}$ | $2,54 \cdot 10^{+1}$ | |
| J 133 | | | $5,76 \cdot 10^{-1}$ | $2,08 \cdot 10^{+2}$ | |
| J 134 | | | $3,72 \cdot 10^{-2}$ | $1,33 \cdot 10^{+1}$ | |
| J 135 | | | $1,55 \cdot 10^{-1}$ | $5,42 \cdot 10^{+1}$ | |
| Sr 90 | | | $5,68 \cdot 10^{+2}$ | | |
| Cs 134 | | | $2,06 \cdot 10^{+1}$ | | |
| Cs 137 | | | $2,95 \cdot 10^{+1}$ | | |
| Co 58 | | | $7,24 \cdot 10^{-3}$ | $3,78 \cdot 10^{+1}$ | |
| Co 60 | | | $5,05 \cdot 10^{-2}$ | $2,40 \cdot 10^{+2}$ | |

Tabel Al.2

Daar de β -straling in lucht een reikwijdte van slechts enkele meters heeft is de stralingsdosis voor β -submersie (voor de huid) direkt evenredig met de geïntegreerde radioactieve stoffen konzentratie $\bar{\chi}$ (formule 2).

$$D_{\beta}(\text{huid}) = A \cdot \bar{\chi} \cdot g_{\beta} \quad (3)$$

De reikwijdte van de γ -straling is in lucht aanzienlijk groter (enkele honderden meters) zodat de bijdragen van de afzonderlijke delen van de gehele wolk beschouwd moeten worden.

Analoog aan de geïntegreerde konzentratie (formule 2) kan rekening houdend met de absorptie en strooiing van de γ -straling in de lucht uit formule 1 een $\bar{\chi}_{\gamma}$ bepaald worden:

$$\bar{\chi}_{\gamma} = \frac{D_{\gamma}(x, 0, 0)}{g_{\gamma} A} = \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \frac{e^{-\mu r}}{r^2} B(\mu r) \frac{1}{2\pi\sigma_z \sigma_y} \exp\left(-\frac{y'^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left(-\frac{(z'-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) dx' dy' dz'$$

De stralingsdosis voor γ -submersie wordt dan gegeven door

$$D_{\gamma}(x,0,0) = A \cdot \hat{\chi}_{\gamma} \cdot g_{\gamma} \quad (5)$$

De stralingsdosis in een bepaald orgaan door inhalatie is eveneens evenredig met de geïntegreerde concentratie

$$D_{ih}(x,0,0) = A \cdot \hat{\chi} \cdot V \cdot g_{ih} \quad (6)$$

De stralingsdosis door consumptie van met radioactief jodium verontreinigde melk bedraagt

$$D_{ig}(x,0,0) = f \cdot A \cdot \hat{\chi} \cdot v \cdot \frac{1}{g} \cdot \frac{1}{\bar{Y}} \cdot \frac{1}{\lambda_{eff}} (1 - \exp(-\lambda_{eff} \cdot t_p)) \cdot I \cdot T_{FM} \cdot U \cdot g_{ig} \cdot 1,1574 \cdot 10^{-5} \quad (7)$$

In tabel A1.1 zijn voor enkele relevante lozingshoogtes H en windsnelheid $u = 1$ m/s, de verspreidingsfactoren $\hat{\chi}$ en $\hat{\chi}_{\gamma}$ op enkele punten $(x,0,0)$ weergegeven.

De getabelleerde waarden zijn maximum waarden.

Daardoor kunnen de bijbehorende weerscategorieën per punt verschillen. In tabel A1.2 zijn de gebruikte dosisfactoren g weergegeven voor enkele relevante isotopen. De dosis factoren voor de inwendige stralingsbelasting zijn gebaseerd op het ICRP-2 rapport.

| afstand m | lozingshoogte H=30 m | | lozingshoogte H=160 m | | lozingshoogte H=160m | |
|--------------|---|--|---|--|---|--|
| | lozingsduur enkele uren | | lozingsduur enkele uren | | lozingsduur \approx 1 dag | |
| | $\hat{\chi} \left(\frac{S}{m^3}\right)$ | $\hat{\chi}_{\gamma} \left(\frac{S}{m^2}\right)$ | $\hat{\chi} \left(\frac{S}{m^3}\right)$ | $\hat{\chi}_{\gamma} \left(\frac{S}{m^2}\right)$ | $\hat{\chi} \left(\frac{S}{m^3}\right)$ | $\hat{\chi}_{\gamma} \left(\frac{S}{m^2}\right)$ |
| 300 | $1,2 \cdot 10^{-4}$ | $5,4 \cdot 10^{-2}$ | $5,1 \cdot 10^{-6}$ | $8,4 \cdot 10^{-3}$ | $4,2 \cdot 10^{-6}$ | $7,9 \cdot 10^{-3}$ |
| 500 | $7,3 \cdot 10^{-5}$ | $4,2 \cdot 10^{-2}$ | $1,0 \cdot 10^{-5}$ | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | $8,2 \cdot 10^{-6}$ | $1,0 \cdot 10^{-2}$ |
| 1000 | $4,6 \cdot 10^{-5}$ | $2,4 \cdot 10^{-2}$ | $7,3 \cdot 10^{-6}$ | $9,7 \cdot 10^{-3}$ | $5,0 \cdot 10^{-6}$ | $7,3 \cdot 10^{-3}$ |
| 5000 | $6,0 \cdot 10^{-6}$ | $6,2 \cdot 10^{-3}$ | $3,6 \cdot 10^{-6}$ | $3,3 \cdot 10^{-3}$ | $1,2 \cdot 10^{-6}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ |
| 20.000 | $1,1 \cdot 10^{-6}$ | $2,0 \cdot 10^{-3}$ | $7,8 \cdot 10^{-7}$ | $1,0 \cdot 10^{-3}$ | $2,6 \cdot 10^{-7}$ | $4,5 \cdot 10^{-4}$ |

Tabel A1.1

Symbolenlijst

| | | |
|----------------------|--------------------------------------|--|
| $C'(x, y, z)$ | , $\frac{Ci}{m^3}$ | ; gemiddelde concentratie in een punt (x, y, z) |
| $\bar{\chi}$ | , $\frac{s}{m^3}$ | ; uitbreidingsfaktor in een punt $(x, 0, 0)$ |
| $\hat{\chi}_\sigma$ | , $\frac{s}{m^2}$ | ; uitbreidingsfaktor voor γ -straling in een punt $(x, 0, 0)$ |
| \dot{A} | , $\frac{Ci}{s}$ | ; lozingstempo |
| A | , Ci | ; totaal geloosde aktiviteit |
| σ_z, σ_y | , m | ; standaardafwijking van de gemiddelde konzentratieverdeling in vertikale, resp. horizontale richting (zie ref.1: p. 376 en p. 424) σ_z, σ_y zijn afhankelijk van de weersomstandigheden |
| h | , m | ; lozingshoogte |
| u | , $\frac{m}{s}$ | ; gemiddelde windsnelheid |
| r | , m | ; afstand tussen een volumeelement $dx'dy'dz'$ en het punt $(x, 0, 0)$ |
| μ | , $\frac{1}{m}$ | ; verzwakkingskoefficiënt in lucht voor 1 MeV γ -straling |
| $B (\mu r)$ | , - | ; "build-up factor", waarmee de bijdrage van de verstrooide straling in rekening wordt gebracht (ref.1: p. 424) |
| V | , $\frac{m^3}{s}$ | ; het gemiddelde volume lucht dat per sekonde wordt in- en uitgeademd. |
| g_β | , $\frac{rem \cdot m^3}{ci \cdot s}$ | ; dosisfaktor voor β -submersie voor de huid, per isotoop verschillend |

| | | |
|------------------------|--|---|
| g_{γ} | , $\frac{\text{rem} \cdot \text{m}^2}{\text{ci} \cdot \text{s}}$ | ; dosisfaktor voor γ -submersie, per isotoop verschillend |
| g_{ih} | , $\frac{\text{rem}}{\text{ci}}$ | ; dosisfaktor voor inhalatie, per isotoop en beschouwd orgaan verschillend |
| g_{ig} | , $\frac{\text{rem}}{\text{ci}}$ | ; dosisfaktor voor ingestie, per isotoop en beschouwd orgaan verschillend |
| f | , - | ; fraktie elementair jodium |
| v_g | , $\frac{\text{m}}{\text{s}}$ | ; (droge) depositiesnelheid |
| γ | , $\frac{\text{kg}}{\text{m}^2}$ | ; hoeveelheid gras per vierkante meter weiland |
| λ_{eff} | , $\frac{1}{\text{s}}$ | ; effectieve vervalskonstante, gedefinieerd als: $\lambda_{\text{eff}} = \frac{\ln 2}{T_{r, \frac{1}{2}}} + \frac{\ln 2}{T_{b, \frac{1}{2}}}$ waarin $T_{r, \frac{1}{2}}$ = radiologische halveringskonstante, $T_{b, \frac{1}{2}}$ = biologische halveringskonstante, voor de verblijftijd van radionukliden op gras. |
| t_p | , s | ; tijd gedurende welke het gras blootgesteld is aan radioactieve stoffen |
| I | , $\frac{\text{kg}}{\text{d}}$ | ; dagelijkse grasopname door de koe |
| T_{FM} | , $\frac{\text{d}}{1}$ | ; overgangsfactor voor radionukliden van gras naar melk, per isotoop verschillend |
| U | , $\frac{1}{\text{d}}$ | ; dagelijkse melkopname door de mens |
| $1,1574 \cdot 10^{-5}$ | , $\frac{\text{s}}{\text{d}}$ | ; omrekeningsfaktor sekonde naar dag |

Voor zover deze niet in dit rapport afzonderlijk vermeld zijn, wordt voor de numerieke waarden van de gebruikte parameters verwezen naar ref.(1).

Referenties

1. Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässern.
Gemeinsames Ministerialblatt; 30e Jahrgang, nr. 21 (Aug. 1979), p. 369-436.
2. Sicherheitsbericht Kernkraftwerk Emsland mit Druckwasserreaktor, elektrische Leistung 1300 MW. Kraftwerk Union Aktiengesellschaft, 1978.

Ter illustratie en controle van de in het veiligheidsrapport gegeven stralingsbelastingen zullen enkele berekeningsvoorbeelden gegeven worden (zie tabel 4.2 en 4.3, hoofdstuk 4).

1. Berekening van de γ -submersiedosis bij een breuk van een verwarmingspijp in een stoomgenerator.

In totaal komt 10 ton primair koelmiddel als damp vrij, op een lozingshoogte van 160 meter. De damp bevat volgens het veiligheidsrapport:
15 Ci Kr85m, 4,9 Ci Kr85, 17 Ci Kr87,
34 Ci Kr88, 2,3 Ci Xe 131 m, 6,8 Ci Xe 133 m,
87 Ci Xe 135, 340 Ci Xe 133, 5,2 Ci Xe 135 m
en 16 Ci Xe 138.

De γ -submersiedosis laat zich m.b.v. formule 5 berekenen.

Met χ_γ en g_γ uit tabel A1.1 en tabel A1.2 levert dit voor een punt op 500 meter van de lozingsbron:

| | A | X_{γ} | g_{γ} | D_{γ} |
|---------|-----|--------------|--------------|---------------------------------|
| Kr 85 | 15 | 10^{-2} | 3,5 | $10^{-5} = 52,5 \cdot 10^{-7}$ |
| Kr 85m | 4,9 | 10^{-2} | 3,4 | $10^{-7} = 0,16 \cdot 10^{-7}$ |
| Kr 87 | 17 | 10^{-2} | 1,5 | $10^{-4} = 255 \cdot 10^{-7}$ |
| Kr 88 | 34 | 10^{-2} | 3,4 | $10^{-4} = 1156 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 131m | 2,3 | 10^{-2} | 1,5 | $10^{-5} = 3,45 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 133m | 6,8 | 10^{-2} | 1,4 | $10^{-5} = 9,52 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 135 | 87 | 10^{-2} | 3,8 | $10^{-5} = 330,6 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 133 | 340 | 10^{-2} | 1,4 | $10^{-5} = 476 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 135 | 5,2 | 10^{-2} | 7,0 | $10^{-5} = 36,4 \cdot 10^{-7}$ |
| Xe 138 | 16 | 10^{-2} | 1,3 | $10^{-4} = 208 \cdot 10^{-7}$ |
| | | | | $2500 \cdot 10^{-7}$ rem |
| | | | | = 0.25 millirem |

Tabel A1.3

De maximum totale γ -submersiedosis bij deze storing bedraagt dus 0,25 mrem op een punt gelegen 500 meter van de emissiebron. Analoog is de dosis op andere plaatsen te berekenen.

2. Berekening van de β -submersiedosis bij een storing in het ontgassingssysteem.

Bij een storing in het ontgassingssysteem worden de volgende isotopen geloosd op een hoogte H van 160 meter:

220 Ci Kr85m, 590 Ci Kr85, 130 Ci Kr87,
400 Ci Kr88, 50 Ci Xe 131m, 140 Ci Xe 133m,
7300 Ci Xe 133 en 1800 Ci Xe 135.

M.b.v. formule (3) kan de huiddosis voor β -submersie geschat worden:

| | A | \bar{X} | g_{β} | D_{β} |
|-------------|-----------|---------------------|-------------|---------------|
| Kr 85m 220 | 10^{-5} | $4,9 \cdot 10^{-2}$ | $= 0,1078$ | 10^{-3} |
| Kr 85 590 | 10^{-5} | $4,3 \cdot 10^{-2}$ | $= 0,2573$ | 10^{-3} |
| Kr 87 130 | 10^{-5} | $2,9 \cdot 10^{-1}$ | $= 0,377$ | 10^{-3} |
| Kr 88 400 | 10^{-5} | $8,4 \cdot 10^{-2}$ | $= 0,336$ | 10^{-3} |
| Xe 131m 50 | 10^{-5} | $1,8 \cdot 10^{-3}$ | $= 0,0009$ | 10^{-3} |
| Xe 133m140 | 10^{-5} | $8,8 \cdot 10^{-3}$ | $= 0,0123$ | 10^{-3} |
| Xe 133 7300 | 10^{-5} | $1,2 \cdot 10^{-2}$ | $= 0,876$ | 10^{-3} |
| Xe 135 1800 | 10^{-5} | $6,4 \cdot 10^{-2}$ | $= 1,152$ | 10^{-3} |
| | | | <hr/> | |
| | | | 3,1 | 10^{-3} rem |

Tabel A1.4

Uit tabel A1.4 blijkt dat de totale huiddosis door β -submersie in dit geval 3,1 mrem bedraagt.

3. Berekening van de schilddoelinhalingdosis bij een storing in een afvalwaterverdamer.

Bij deze storing komt een mengsel van isotopen op een hoogte van 160 m vrij. Dit mengsel bevat volgens het veiligheidsrapport $2,17 \cdot 10^{-2}$ Ci J131.

De inhalatiedosis in de schildklier kan worden berekend met formule 6. Voor een punt op 500 meter van de lozingsbron bedraagt de schildklierdosis door inhalatie:

$$D_{ih}(500) = A \cdot \bar{X} \cdot V \cdot g_{ih} = 2,17 \cdot 10^{-2} \cdot 10^{-5} \cdot 7,24 \cdot 10^2 = 0,16 \text{ mrem}$$

4. Berekening van de schildklierdosis voor kinderen door consumptie van radioactief verontreinigde melk bij breuk van een hoofdkoelmiddelleiding.

Bij een breuk in een hoofdkoelmiddelleiding komt gedurende ongeveer 1 dag volgens het veiligheidsrapport 12 Ci aan J-isotopen vrij (0,53 Ci J131 gedurende de eerste uren en 0,66 Ci J131 gedurende de rest van de dag).

De lozingshoogte H bedraagt 160 meter. De stralingsdosis in de schildklier als gevolg van J131 wordt geschat met formule 7.

Met de volgende keuze van parameterwaarden

$$f = 0,5. v_g = 10^{-2} \text{ m/S}; Y = 0,85 \text{ kg/m}^2;$$
$$\lambda_{\text{eff}} = 1,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{1}{\text{s}}\right); I = 55 \text{ kg/d}; T_{\text{FM}} = 10^{-2} \text{ d/l};$$
$$U = 0,82 \text{ l/d}; g_{\text{ig}} = 1,6 \cdot 10^{+7} \frac{\text{rem}}{\text{ci}}; t_p = 30 \text{ dagen}$$

levert dit $D_{\text{ig}} = \bar{\chi} \cdot A \cdot 3,22 \cdot 10^5$

Met

$A = 0,53 \text{ Ci}$ en $\bar{\chi} = 10^{-5} \text{ s/m}^3$ gedurende de eerste uren en $A = 0,66$ en $\bar{\chi} = 8,2 \cdot 10^{-6} \text{ s/m}^3$ gedurende de rest van de dag, kan de dosis voor een punt 500 meter geschat worden

$$D_{\text{ig}} = 0,53 \cdot 10^{-5} \cdot 3,22 \cdot 10^5 + 0,66 \cdot 8,2 \cdot 10^{-6} \cdot 3,22 \cdot 10^5 = \underline{3,45 \text{ rem}}$$

Voor grotere afstanden wordt de dosis analoog berekend. De berekeningsmethode levert wel een overschatting van de dosis op, daar de afname van radioactiviteit in de wolk door depositie niet verdisconteert wordt.

Konklusie

Uitgaande van de in het veiligheidsrapport vermelde lozingshoeveelheden en dezelfde keuze van parameterwaarden, komen in dit rapport berekende stalingsbelastingen overeen met die in het veiligheidsrapport.

De berekende doses zijn maximum doses in zoverre dat bij de gekozen waarden van de parameters een zodanige weerskategorie is gekozen dat de berekende stralingsdosis op de beschouwde plaats maximaal is. De berekende doses zijn echter in zoverre geen maximaal mogelijke doses dat andere alleszins verdedigbare parameterkeuzes gedaan kunnen worden die tot een hogere dosis zouden leiden.

1. Bepaling van de bronsterkte

1.1 Kerninventaris

De berekening van de activiteit van de kern op het tijdstip waarop een koelmiddelstoring optreedt wordt in de DRK (ref. 1) uitgevoerd met het rekenprogramma ORIGEN, dat t.b.v. de WASH-1400 (ref. 2) is ontwikkeld. ORIGEN berust op een model dat de vorming en het radio-actieve verval van splijtings- en aktiveringsprodukten in de reaktorkern beschrijft tijdens normaal bedrijf van de centrale. In deze studie is gebruik gemaakt van de resultaten van de kerninventarisberekening volgens ORIGEN.

Tabel A2.1 en A2.2 geven de kerninventaris van 54 nukliden voor resp. de kerncentrale te Lingen en Kalkar.

De kerninventaris bevat aanzienlijk meer dan de 54 isotopen waarvan hier wordt uitgegaan. Een groot deel hiervan betreft kortlevende isotopen.

De beperking tot 54 isotopen levert slechts een kleine afwijking in de dosis berekeningen (ref. 3). Welke konsekwenties de verwaarlozing van de bijdrage van de niet beschouwde isotopen met lange halfwaarde tijd hebben op het milieu of ekologische systemen op lange termijn is niet duidelijk.

Dit daar voldoende gegevens en kennis hierover ontbreken.

1.2 Vrijkomende activiteit in de atmosfeer na een kernongeval

Het vrijkomen van de radioactiviteit van splijtings- en aktiveringsprodukten uit de kern bij een ongevalsscenario dat tot een kernsmelt leidt kan zich over een lange tijdsspanne uitstrekken. Tijdens deze periode kunnen de vrijkomende frakties als funktie van de tijd sterk variëren doordat zich allerlei dynamische processen afspelen die het vrijkomen van de radioactieve elementen beïnvloeden.

Afhankelijk van het verloop van het ongeval kan de kern meer of minder beschadigd worden. Een relatief lichte vorm van beschadiging van de kern betreft de beschadiging van de splijtstofstaven. Hierbij komen de gasvormige en vluchtige splijtingsprodukten vrij die zich tijdens normaal bedrijf in de splijtstofstaven hebben verzameld. Het ongeval van de kerncentrale TMI betrof een zware beschadiging van de kernstofstaven. Een zwaarder ongeval vindt plaats indien de splijtstof niet voldoende gekoeld wordt en tengevolge van oververhitting begint te smelten. Tijdens dit smeltproces komen grotere hoeveelheden splijtingsprodukten vrij in het reaktorvat.

Het is mogelijk dat gesmolten splijtstof op de bodem van het reaktorvat valt dat nog een bepaalde hoeveelheid water bevat. Vindt dit plaats dan is het theoretisch mogelijk dat een dampexplosie ontstaat in het reaktorvat. Het wordt zelfs waarschijnlijk geacht, indien voldoende gesmolten splijtstof op de bodem van het reaktorvat valt, dat een dampexplosie in het reaktorvat zal ontstaan. Of de dampexplosie krachtig genoeg is om het reaktorvat te doen bezwijken wordt betwijfeld, maar is op grond van onderzoek niet uit te sluiten (ref. 4,5). Men acht de kans zeer klein dat het reaktorvat zal bezwijken t.g.v. een explosie bij contact van gesmolten splijtstof met restwater in het vat.

Blijft een explosie, waarbij het reaktorvat bezwijkt uit, dan kan een volgende stap in het proces van het vrijkomen van radioactieve elementen in de primaire omhulling het doorsmelten van het vat zijn.

Dit heeft tot gevolg dat gesmolten en nog niet volledig gesmolten splijtstof op het betonnen fundament van het reaktorvat stort. De smelt dringt daarbij in het beton en reageert hiermee onder ontwikkeling van stoom door het in het beton aanwezige water.

Tijdens het hiervoor beschreven proces komen voortdurend radioactieve elementen vrij in de atmosfeer van de veiligheidsomhulling. De fysische en chemische processen die zich afspelen kunnen modelmatig worden beschreven teneinde de vrijkomende frakties splijtingsprodukten uit de kerninventaris te berekenen. Ten behoeve van de WASH-1400 studie

is voor de bepaling van de vrijkomende frakties in de omgeving bij een bepaald ongevalsverloop, waarbij beschadiging van de reaktorkern optreedt, de berekeningskode CORRAL opgesteld.

In de DRK is eveneens gebruik gemaakt van de CORRAL-kode. In deze studie wordt ten behoeve van de stralingsbelastingberekeningen gebruik gemaakt van de resultaten van de DRK. In tabel A2.3 zijn de resultaten gegeven van de CORRAL-kode berekening.

2. Het atmosferisch verspreidingsmodel

2.1 Turbulente menging in de atmosfeer

Uit de veiligheidsomhulling vrijgekomen radioactieve stoffen zullen zich in de omgeving verspreiden. De verspreiding gaat gepaard met menging van de vrijgekomen radioactieve wolk of pluim met omringende lucht als gevolg van turbulenties. De concentratie van de vrijgekomen radioactiviteit, als gevolg van de turbulente menging, wordt beschreven door de volgende formule:

$$\chi(x, y, z; h_0) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h_0)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h_0)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (1)$$

Hierbij is:

- $\chi(x, y, z; h_0)$ = de gemiddelde concentratie in het punt (x, y, z) ten gevolge van de emissie op hoogte H_0 meter.
- Q = het emissietempo van de bron, de bronsterkte, in Curie/sec.
- x = afstand, in meters, langs de x -as, in de gemiddelde richting van de wind, gemiddeld over de periode waarover χ wordt berekend.
- y = afstand, in meters, langs de y -as, loodrecht op de gemiddelde windrichting.
- z = afstand, in meters, boven het grondoppervlak.
- u = de gemiddelde windsnelheid, in meters/sec., op hoogte H_0 .

σ_y en σ_z = standaardafwijking, van de gemiddelde concentratieverdeling op de as van de pluim in horizontale resp. verticale richting, σ_y en σ_z zijn functies van x en afhankelijk van de weersomstandigheden.

Indien Q de totale vrijkomende hoeveelheid radioactiviteit is, dan is vgl.(1) de basisformule voor de dosisberekening op een plaatscoördinaat.

$\chi(x, y, z, h_0)$ is dan een over de tijd geïntegreerde concentratie uitgedrukt in Cisec/m³.

2.2 Behandeling van de modelparameters

2.2.1 Dispersiecoëfficiënten

De horizontale en verticale dispersiecoëfficiënten σ_y en σ_z zijn een maat voor de breedte en hoogte van de radioactieve wolken of pluim. Daar de breedte en hoogte van de pluim afhankelijk zijn van de turbulente menging en het turbulente mengingsproces afhankelijk is van tal van omgevingscondities (zowel topografisch als thermodynamische of meteorologische) zal afhankelijk van een keuze van de omgevingscondities t.b.v. de modellering een "meest geschikte" dispersiecoëfficiënt gebruikt dienen te worden.

De literatuur verschaft een breed scala van waarden voor de dispersiecoëfficiënten.

In appendix VI zijn een aantal dispersiecoëfficiënten gegeven waaruit voor onze berekeningen in principe een keuze kan worden gemaakt.

Voor de studie wordt uitgegaan van de dispersiecoëfficiënten die in de DRK zijn gebruikt.

Voor de dispersiecoëfficiënt σ_z geldt dat deze niet groter kan worden dan een zekere maximumwaarde, die afhankelijk is van de meteorologische condities die heersen tijdens de verspreiding van de radioactieve wolk. Hierop wordt verder ingegaan bij de behandeling van de menglaaghoogte.

2.2.2 Menglaaghoogte

De atmosferische laag waarin sterke verticale uitwisselingen plaatsvinden van de lucht-

delen wordt de menglaag genoemd. Aan de bovenkant van de menglaag is een scherpe grens tussen de turbulente lucht beneden en de niet-turbulente, nog stabiel gelaagde lucht erboven.

Menglagen ontwikkelen zich bij voldoende energietoevoer door zonnestraling. Er ontstaan convectieve, opstijgende bewegingen die de turbulentie-intensiteit sterk doen toenemen. De groei van een menglaag als functie van de tijd is afhankelijk o.a. van de warmtetoevoer vanaf de bodem en de stabiliteit van de lucht erboven.

De dikte van de menglaag is de menglaaghoogte L . Formule (1) geldt voor emissies van stoffen in een menglaag. De beperking van de verticale menging van geëmitteerde stoffen, als gevolg van de menglaaghoogte, wordt modelmatig verdiskonteerd door aan de dispersiecoëfficiënt σ_z een maximum waarde toe te kennen. Een gebruikelijke aanname is $\sigma_{z,max} = \sqrt{2/\pi} \cdot L$ (ref. 6).

Zolang de waarde van σ_z kleiner is dan $\sigma_{z,max}$, vindt verticale menging plaats. De afstand waarvoor geldt $\sigma_z = \sqrt{2/\pi} \cdot L$ wordt x_u genoemd.

De verticale menging van de radio-actieve wolk neemt toe naar mate de wolk zich verder van het emissiepunt bevindt.

Vanaf een bepaalde plaatscoördinaat zal de verticale menging merkbaar belemmerd worden door de beperkte hoogte van de menglaag. Dit proces resulteert uiteindelijk in een uniforme of homogene concentratieverdeling binnen de menglaag in de verticale richting. De concentratie-afname van de pluim vindt dan nog slechts plaats, volgens de modelaannames, door horizontale dispersie in de y -richting. Er dienen voor de concentratieberekeningen daarom drie gebieden onderscheiden te worden. Het criterium voor de afstand x_L waarop de verticale menging merkbaar wordt beïnvloed volgt uit de relatie tussen de dispersiecoëfficiënt σ_z en de menglaaghoogte L .

$$\sigma_z = 0,5 \cdot L$$

Het overgangsgebied naar homogene concentratieverdeling in verticale richting wordt dus begrensd door enerzijds $\sigma_z = 0,5 \cdot L$ en anderzijds $\sigma_{z,max} = \sqrt{2/\pi} \cdot L$.

De concentratieverdeling, met een uniforme verdeling in verticale richting wordt beschreven aan de hand van onderstaande formule:

$$\chi(x, y, h_0) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \sigma_y L u} \exp \left[\frac{-y^2}{2\sigma_y^2} \right] \quad (2)$$

De concentratie in het overgangsgebied wordt bepaald door logaritmische interpolatie tussen de waarden van de concentratie op de grenzen van het overgangsgebied, die met de formules (1) en (2) bepaald kunnen worden.

Het dynamische gedrag van de menglaaghoogte wordt modelmatig niet in rekening gebracht. Een recente studie (ref. 7), waarin menglaagmodellen zijn vergeleken geeft inzicht in de ontwikkeling van menglagen. Hieruit blijkt dat het kan voorkomen dat menglaaghoogtes, die zich in de nachtelijke uren hebben ingesteld, zich soms enkele uren lang min of meer kunnen handhaven om vervolgens snel toe te nemen.

In appendix VII zijn enkele gegevens over menglaaghoogte bijeengebracht. Voor de menglaaghoogte L wordt in deze studie voor weerkasse F 150 meter gekozen en voor weerkasse D 300 meter (zie hoofdstuk VI).

2.2.3 Pluimstijging

Warme gassen zullen opstijgen totdat zij zo ver zijn afgekoeld dat dit effect verwaarloosbaar is. Voor emissies uit schoorstenen zijn tal van pluimstijgingsrelaties beschikbaar die op theoretische overwegingen of op semi-theoretische en empirische gegevens berusten. De volgende eenvoudige formules van Briggs laten slechts een indicatie toe van de mogelijke pluimstijgingen Δh .

$$\text{voor neutraal weer } \Delta h = 143 \frac{Q^{3/5}}{\bar{u}} \quad (3)$$

$$\text{voor stabiel weer } \Delta h = 118 \left(\frac{Q}{\bar{u}} \right)^{1/3}$$

hierin zijn: \dot{Q} = de energiestroom van de
vrijkomende stof in MW

\bar{u} = de gemiddelde windsnelheid
over de pluimstijgingshoogte
in m/s

verder gelden (3) en (4) slechts indien $\dot{Q} \geq 6\text{MW}$

De gemiddelde windsnelheid wordt berekend overeen-
komstig de DRK

$$\bar{u} = U(h_0 + \Delta h) / (1+p) \quad (5)$$

hierin zijn: $U(h_0 + \Delta h)$ = de windsnelheid op hoogte
 $h_0 + \Delta h$ (m/s)

h_0 = de hoogte waarop de emis-
sie plaatsvindt (m)

Δh = de hoogte waarover de pluim
stijgt (m)

verder geldt: $u(z) = u_1 (z/h_1)^p$ (6)

hierin zijn: z = de hoogte (m)

p = exponent waarvoor de waarden
0,2 en 0,3 worden genomen voor
resp. de weerklasse D en F

u_1 = de windsnelheid op referentie-
hoogte h_1 (m/s)

De pluim zal tijdens stijging afbuigen onder in-
vloed van de wind. Daarmee wordt de pluimhoogte h
een funktie van de afstand tot het emissiepunt
tijdens het stijgen

$$\Delta h = \Delta h(x)$$

In deze studie wordt voor $\Delta h(x)$ de volgende formule
gebruikt (ref. 1):

$$\Delta h(x) = \sqrt[3]{(D_A^3 + 36,2 \frac{x^2 \dot{Q}}{u^3} - D_A^3)} \quad (7)$$

Hierin zijn: D_A = 'hydraulische' diameter van
het reaktorgebouw (m)

X = de afstand langs de windas
tot het emissiepunt (m)

\dot{Q} = de warmteëmissie tijdens de
lozing van de wolk (MW)

\bar{u} = de over de pluimstijgingshoogte
gemiddelde windsnelheid in (m/s)

Formule (7) geldt voor de weerklassen A tot en met D. Onderstaande formule (8) geldt voor de weerklassen E en F.

$$\Delta h = \sqrt[3]{(D_A^3 + 1,7 \cdot 10^6 Q/\bar{u})} - D_A \quad (8)$$

Bij formule (8) is de invloed van het reaktorgebouw meegenomen middels de parameter D_A . De stijging $\Delta h(x)$ wordt begrensd door drie condities:

- (i) $x \leq 6,4 x^*$
- (ii) Δh volgens formule (8) $\leq \Delta h(x)$ volgens formule (7)
- (iii) $\Delta h + h_0 \leq L$

hierin is:

$$x^* = 54,2 \sqrt[3]{Q^5} \quad \text{indien } Q \leq 6,2 \text{ MW}$$

$$x^* = 81,8 \sqrt[3]{Q^2} \quad \text{indien } Q \geq 6,2 \text{ MW}$$

In deze studie wordt pluimstijging pas in de berekeningen meegenomen indien $Q \geq 15$ MW (zie hoofdstuk 6).

2.2.4 De invloed van reaktorgebouw op verspreiding

Indien geen pluimstijging plaatsvindt zal het stromingspatroon van de lucht rond het reaktorgebouw de dispersie op relatief korte afstand van de bron sterk beïnvloeden (zie appendix VI).

De concentratie dient voor dit effect gecorrigeerd te worden volgens

$$\chi_{\text{corr}} = \chi \frac{u \pi c_y \sigma_z}{u (\pi \sigma_y \sigma_z + C_w A)} \quad (\text{ref.9}) \quad (9)$$

hierin zijn: C_w = building shape faktor
 A = het "aanstroomoppervlak" van het gebouw

formule (9) geldt voor concentraties op grondnivo $z = 0$
 de korrektiefactor heeft een minimumwaarde van 1/3 (ref. 9).

2.2.5 Korrektes voor de bronsterkte Q als gevolg van re-
duktieprocessen tijdens transport van de radioaktieve
pluim.

De bronsterkte Q in formule (1) dient gekorrigeerd te worden voor de volgende processen die zich kunnen afspelen tijdens transport van de pluim:

droge depositie, droognatte depositie en radioactief verval. De korrektes die hiervoor ingevoerd moeten worden zullen achtereenvolgens behandeld worden. Gekozen is voor een zogenaamde "source-depletion" korrekste.

2.2.5.1 Droge depositie van aerosoldeeltjes tijdens transport van de radioactieve pluim.

Het neerslaan of hechten van aerosoldeeltjes aan oppervlakken wordt aangeduid met droge depositie. Dit proces doet de concentratie in de pluim veranderen. Deze verandering wordt modelmatig verwerkt door de bronsterkte parameter Q te korrigeren (source-depletion). De bronsterkte wordt daarmee een funktie van de afstand

$$Q(x) = Q \cdot P_1(x) \quad (10)$$

Voor $P_1(x)$ wordt de gebruikelijke formule genomen:

$$P_1(x) = \exp \left[-\frac{V_d}{\bar{u}} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \int_{x_0}^x \frac{1}{\left(\sigma_z \exp \frac{h^2(x)}{2\sigma_z^2} \right)} \right] \quad (11)$$

Hierin is: V_d = depositiesnelheid (m/s)

De waarden voor de depositiesnelheid die in deze studie worden gebruikt zijn overeenkomstig de DRK (ref. 1).

| | jodium | aerosol | edelgassen |
|-------------------------|-------------------|-------------------|------------|
| waarden van V_d [m/s] | $1 \cdot 10^{-2}$ | $1 \cdot 10^{-2}$ | 0 |

De neergeslagen aktiviteit heeft een grondbesmetting tot gevolg die eveneens van belang is voor de ontvangen stralingsdosis.

De grondbesmetting $\omega(x, y)$ wordt bepaald met behulp van de volgende formule:

$$\omega(x, y) = V_d \cdot \chi(x, y, 0) \quad (\text{Ci/m}^2)$$

Formule (11) geldt voor het gebied waarbij sprake is van ongestoorde verticale menging: dus voor $x \leq x_L$.

Indien verticale menging belemmerd wordt door de menglaaghoogte dient uiteraard met een andere correctie-term $P_1(x)$ gerekend te worden, daar σ_z zich wijzigt.

Voor het geval de verticale concentratieverdeling uniform verdeeld is ($x > x_u$) en voor σ_z dus een konstante waarde wordt gebruikt, geldt de volgende relatie:

$$P_1(x) = P_1(x_u) \exp \left[- \frac{V_d}{\bar{u}L} (x - x_u) \right] \quad (12)$$

In het overgangsgebied ($x_L < x < x_u$) wordt de correctie-term benaderd door middelling van de waarden van $P_1(x)$ volgens formules (11) en (12)

$$P_1(x) = \left[P_1(x)^{(11)} + P_1(x)^{(12)} \right] / 2 \quad (13)$$

2.2.5.2 Natte depositie van aerosoldeeltjes tijdens transport van de radioactieve pluim.

De processen waarbij een aerosol ingevangen wordt door neerslag (wash-out), door wolk-elementjes en/of door vorming van wolkendruppeltjes of ijskristallen (rain-out) worden aangeduid met natte depositie.

Natte depositie heeft tot gevolg dat de concentratie in de pluim tijdens transport afneemt. Ook deze verandering wordt modelmatig verwerkt door de bronsterkte parameter Q te korrigeren.

De correctiefactor heeft de volgende vorm:

$$P_2(x) = e^{-\Lambda x / \bar{u}} \quad (14)$$

Hierin is: Λ de wash-outcoëfficiënt $[1/s]$

In appendix VI zijn waarden gegeven die voor de wash-outcoëfficiënt Λ en de depositiesnelheid V_d gebruikt kunnen worden. Voor de berekeningen wordt

uitgegaan van de in de DRK gebruikte waarden, die overgenomen zijn uit de WASH-1400 studie

| | neerslag- intensiteit | jodium | aerosol | edel- gassen |
|-------------------------------------|--------------------------|-------------|-------------|-----------------|
| wash-outcoëfficiënt Λ [1/s] | < 1 [mm/h] | 1.10^{-4} | 10^{-4} | 0 |
| | < 3 [mm/h] | 5.10^{-4} | 5.10^{-4} | 0 |
| | > 3 [mm/h] | 1.10^{-3} | 10^{-3} | 0 |

De neergeslagen activiteit heeft eveneens een grondbesmetting tot gevolg die eveneens van belang is voor de ontvangen stralingsdosis.

De grondbesmetting die ten gevolge van natte depositie ontstaat wordt berekend met behulp van de expressie die Chamberlain (ref.10) hiervoor geeft.

$$\omega(x,y) = \Lambda \int_0^z \chi^z(x,y,z,Q) dz \quad (15)$$

z is de hoogte waarvan de regen valt.

Voor het gaussisch pluimmodel leidt dit tot de expressie:

$$\omega(x,y) = \frac{\Lambda Q}{\bar{u} \sigma_y \sqrt{2\pi}} \exp(-y^2/2\sigma_y^2) \quad (16)$$

De reiniging (scavenging) van de pluim stroomopwaarts van de plaatscoördinaat (x,y,) door droge en/of natte depositie dient in rekening te worden gebracht.

De parameter Q in de formules (13) en (16) wordt hiertoe gekorrigeerd volgens $P_1(x)$ en/of $P_2(x)$.

2.2.5.3 Verval van radioactieve isotopen tijdens transport van de pluim en voor ontsnapping in de omgeving

De hoeveelheid radioactiviteit in de pluim wijzigt zich, naast eerder genoemde processen, ook door het verval van de radioactieve isotopen. Enerzijds neemt de activiteit van de isotopen af door verval anderzijds worden bepaalde 'dochterisotopen' juist door dit radioactief verval van 'moederisotopen' geproduceerd.

De afname van de activiteit $Q(x)$ van een moederisotoop tijdens het transport in de omgeving wordt beschreven door de formule

$$Q(x) = Q_0 e^{-\lambda \frac{x}{u}} \quad (17)$$

Hierin is: λ = de halveringskonstante van het isotoop (s^{-1})

x = de afstand tot het lozingspunt (m)

u = de windsnelheid (m/s)

De korrektieterm voor Q door verval tijdens transport is dus:

$$P_3(x) = e^{-\lambda x/u} \quad (18)$$

Als door radioactief verval van een moederisotoop een radioactief dochterisotoop ontstaat, dan wordt de activiteit van dit dochterisotoop op plaatscoördinaat (x,y,z) indien deze ter plaatse van de emissiebron gelijk 0 is, bepaald door de volgende formule

$$Q_d(x) = Q_0 \lambda_1 \left[\frac{e^{-\lambda_0 x/u}}{\lambda_1 - \lambda_0} + \frac{e^{-\lambda_1 x/u}}{\lambda_0 - \lambda_1} \right] \quad (19)$$

Hierin is: $Q_d(x)$ = de activiteit van het eerste dochterisotoop op plaatscoördinaat (x,y,z)

Q_0 = de activiteit van het moederisotoop op het moment van vrijkomen in de atmosfeer

λ_0 = $\ln(2)/T_{\frac{1}{2}}^0$, met $T_{\frac{1}{2}}^0$ de halveringstijd van het moederisotoop

λ_1 = $\ln(2)/T_{\frac{1}{2}}^1$, met $T_{\frac{1}{2}}^1$ de halveringstijd van het dochterisotoop

Uit het eerste dochterisotoop kunnen door radioactief verval tweede, derde, etc. radioactieve dochterisotopen ontstaan. Voor de activiteiten van het dochterisotoop geldt de relatie

$$Q_i(x) = Q_0 \prod_{j=1}^i \lambda_j \sum_{h=0}^i \frac{e^{-\lambda_h x/u}}{\prod_{\substack{p=0 \\ p \neq h}}^i (\lambda_p - \lambda_h)} \quad (20)$$

Hierbij is $\prod_{j=1}^i \lambda_j$ gedefinieerd als $\lambda_1 \times \lambda_2 \times \dots \times \lambda_i$
 en $\prod_{j=1}^i \lambda_j = 1$ voor $i=0$

In de verspreidingsformules wordt met dit radioactief verval rekening gehouden.

Het verval van radioactieve isotopen dat binnen de veiligheidsomhulling plaatsvindt alvorens zij in de omgeving terecht komen heeft tot gevolg dat de bronterm Q gedurende de lozingsperiode een functie van de tijd is.

In de verspreidingsberekeningen wordt uitgegaan van een gemiddelde bronterm $\bar{Q}(t)$. De gemiddelde activiteit die in de omgeving tot op tijdstip t is vrijgekomen wordt beschreven met de volgende formule:

$$\bar{Q}(t) = \frac{Q_0 e^{-\lambda t_0}}{\lambda(t-t_0)} \left[1 - e^{-\lambda(t-t_0)} \right] \quad (21)$$

Hierin is: t_0 het tijdstip waarop de eerste lozing in de atmosfeer plaatsvindt.

De gemiddelde activiteit die in de omgeving tot op tijdstip t is vrijgekomen aan dochterisotopen wordt beschreven met formule (22):

$$\bar{Q}_i(t) = \frac{Q_0}{(t-t_0)} \prod_{j=1}^i \lambda_j \sum_{h=0}^i \frac{1}{\prod_{\substack{p=0 \\ p \neq h}}^i (\lambda_p - \lambda_h)} \cdot \frac{1}{\lambda_h} e^{-\lambda_h t_0} \left[1 - e^{-\lambda_h(t-t_0)} \right] \quad (22)$$

De aktiviteiten $\bar{Q}_i(t)$ en $\bar{Q}(t)$ zijn de brontermen Q_0 in respektievelijk de formules (20) en (17).

3 Bepaling van de stralingsdosis

De resultaten die verkregen zijn met het verspreidingsmodel, d.w.z. de geïntegreerde concentratie χ en de bodembesmetting ω , zijn de invoerparameters voor het model waarmee de stralingsdosis wordt berekend.

Het stralingsdosismodel neemt zowel de externe bestraling als de interne bestraling in aanmerking.

De externe bestraling wordt ontvangen door (a) verblijf in de voorbijtrekkende radioactieve wolk, waarbij de gammastraling bepalend is voor de opgelopen stralingsdosis, en (b) door verblijf in een gebied dat radioactief besmet is als gevolg van neergeslagen radioactieve isotopen. De interne bestraling wordt ontvangen door (c) inademing van radioactief besmette lucht tijdens het verblijf in de voorbijtrekkende radioactieve wolk en (d) door ingestie van radioactief besmet voedsel.

Daar het eventuele verblijf in een radioactieve wolk en/of besmet gebied afhankelijk kan zijn van genomen tegenmaatregelen zal de opgelopen stralingsdosis hier van afhangen. Om de invloed van tegenmaatregelen, indien deze effectief uitgevoerd (kunnen) worden, zichtbaar te kunnen maken wordt het begrip de 'potentiële dosis' geïntroduceerd. Dit is de dosis die ontvangen wordt zonder dat de reducerende invloed van tegenmaatregelen wordt meegenomen in de berekeningen.

Voor de beoordeling van de biologische effecten die het gevolg zullen zijn van een opgelopen stralingsdosis kan niet volstaan worden met één stralingsbelastingberekening (zie hoofdstuk II). Meerdere doses zijn belang. Deze worden in onderstaande paragrafen nader toegelicht.

3.1 Beenmergdosis

Voor de bepaling van de vroeg-somatische schade is de ontvangen beenmergdosis maatgevend.

De ontvangen stralingsbelasting voor het beenmerg wordt berekend volgens:

$$D^{BM} = D_{(a)}^{BM} + D_{(b)}^{BM} + D_{(c)}^{BM} [7 \text{ d}] + 0,5 D_{(c)}^{BM} [8 \text{ d} \rightarrow 30 \text{ d}]$$

(1)

Hierin geven de indices aan:

BM = beenmerg

(a), (b) en (c) zijn de genoemde wegen waarlangs de straling opgelopen kan worden.

Hierin is:

D = de ontvangen stralingsdosis
 $D[7 \text{ d}]$ = de stralingsdosis die gedurende de eerste 7 dagen wordt opgelopen
 $D[8 \text{ d} \rightarrow 30 \text{ d}]$ = de stralingsdosis die gedurende de 8ste tot en met de 30ste dag wordt opgelopen.

Met formule (1) wordt de 'potentiële beenmergdosis' berekend. Indien de invloed van te nemen tegenmaatregelen in de berekening meegenomen wordt, gaat formule (1) over in:

$$D^{BM} = f_{(a)} D_{(a)}^{BM} + f_{(b)} D_{(b)}^{BM} + f_{(c)} \cdot \left\{ D_{(c)}^{BM} [7 \text{ d}] + 0,5 D_{(c)}^{BM} [8 \text{ d} \rightarrow 30 \text{ d}] \right\}$$

Hierin zijn: $f_{(a)}$, $f_{(b)}$ en $f_{(c)}$ reductiefactoren.

De doses $D_{(a)}$, $D_{(b)}$ en $D_{(c)}$ worden bepaald door de berekende geïntegreerde concentratie χ voor een bepaalde plaatscoördinaat en de berekende grondbesmetting ω , beide bepaald met behulp van het verspreidingsmodel, te vermenigvuldigen met dosiskonversiefactoren.

Dosiskonversiefactoren voor interne bestraling zijn het resultaat van berekeningen met een complex biologisch model dat o.a. rekening houdt met metabolisme (2,11) in het lichaam, de ophoping van specifieke isotopen in specifieke organen.

Deze modellen zijn overigens nog voortdurend aan verandering onderhevig (zie hoofdstuk VI).

In deze studie wordt gebruik gemaakt van de resultaten zoals deze in de DRK en WASH-1400 studie gegeven zijn (1,2).

De dosis wordt berekend door de bijdragen van de afzonderlijke isotopen te bepalen en deze te sommeren. De dosis $D_{(a)}^{BM}$ wordt berekend door de formule:

$$D_{(a)}^{BM} = \chi \cdot d_{\infty}^C \cdot d^C / d_{\infty}^C \cdot \frac{C_{AF}}{C_A} \quad (3)$$

Waarbij: χ = geïntegreerde concentratie $[\text{Ci} \cdot \text{s} / \text{m}^3]$
 d_{∞}^C = dosisfaktor van het beenmerg voor externe bestraling vanuit de wolk (met oneindige wolkafmetingen en homogene concentratie) $\left[\frac{\text{rem} \cdot \text{m}^3}{\text{Ci} \cdot \text{s}} \right]$

| | |
|--------------------------|--|
| $\frac{d^C}{d_\infty^C}$ | = korrektiefactor voor eindige wolkmfmetingen |
| $\frac{c_{AF}}{c_A}$ | = korrektiefactor voor de inhomogene koncentratieverdeling in de wolk |
| c_{AF} | = concentratie langs de wolkas (x,o,h) |
| c_A | = concentratie in het punt (x,o,o) |

In tabel A2.4 zijn de waarden voor d_∞^C gegeven die voor de berekening zijn gebruikt ⁽¹⁾. De waarden voor d_∞^C/d_∞^C zijn eveneens in tabel A2.5 gegeven ⁽¹⁾.

De dosis $D_{(b)}^{BM}$ wordt berekend door de formule:

$$D_{(b)}^{BM} = f^x \cdot \left[\int_0^t \omega(\tau) d\tau \cdot d_b \right] \quad (4)$$

Hierin zijn: f^x = afschermingsfactor van de straling als gevolg van de ruwheid van de grond

$\omega(\tau)$ = de activiteit van de grond als gevolg van droge en/of natte depositie; rekeninghoudend met radioactiefverval en uitwassen
[Ci/m²]

d_b = dosisfactor voor het beenmerg voor externe straling vanaf de grond [rem.m²/Ci.s]

De grondbesmetting $\omega(t)$ wordt geschreven met de volgende formule:

$$\omega(t) = \omega(o) \cdot e^{-\lambda t} \cdot \left[0,63e^{-\lambda_1 t} + 0,37e^{-\lambda_2 t} \right] \quad (5)$$

Hierin zijn: λ = de radiologische vervalconstante
[1/s]

$\lambda_{1,2}$ = uitspoelconstanten [1/s]

In formule (5) is het tijdsafhankelijke gedrag van de activiteit op de grond beschreven (vanaf het moment dat de radioactieve isotopen zijn neergeslagen) waarbij rekening is gehouden met (i) het radioactief verval, (ii) afname van de concentratie door het 'uitspoelen' van de grond ten gevolge van regen. Hierbij wordt aangenomen dat een deel van het neergeslagen materiaal van het oppervlak wordt

uitgewassen, terwijl een deel door transportprocessen in dieper gelegen grondlagen terecht komt.

Voor λ_1 en λ_2 worden naar DRK respectievelijk de volgende waarden genomen:

$$\begin{aligned}\lambda_1 &= 3,58 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1} \\ \lambda_2 &= 2,38 \cdot 10^{-10} \text{ s}^{-1}\end{aligned}$$

De bijdragen van eventuele dochterisotopen zijn in de dosisfactoren verwerkt.

De dosis $D_{(c)}^{BM}$ wordt berekend door de formule:

$$D_{(c)}^{BM} = \chi \cdot I \cdot d_{ie} \quad (6)$$

Hierin zijn: χ = de geïntegreerde concentratie

$$\left[\text{Ci} \cdot \text{s} / \text{m}^3 \right]$$

$$I = \text{ademhalingstempo} \left[\text{m}^3 / \text{s} \right]$$

d_{ie} = effectieve gewogen dosisfactor van het beenmerg als gevolg van inhalatie $\left[\text{rem} / \text{Ci} \right]$

Het ademhalingstempo heeft de gemiddelde waarde $2,55 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 / \text{s}$.

De te verwachten dosis wordt berekend door de bijdragen $D_{(a)}^{BM}$, $D_{(b)}^{BM}$ en $D_{(c)}^{BM}$ aan de 'potentiële dosis', die respectievelijk zijn berekend volgens de formules (3), (4) en (6), te corrigeren met behulp van de korrektiefactoren $f_{(a)}$, $f_{(b)}$ en $f_{(c)}$ in formule (2). De korrektiefactoren drukken de effectiviteit van de tegenmaatregel uit, er van uitgaande dat deze uitgevoerd kunnen worden of werkzaam zijn.

De korrektiefactoren worden bepaald door de volgende overwegingen en effecten in rekening te brengen:

- (i) de werkelijke verblijftijd in de besmette omgeving die bepaald kan zijn door evacuatie
- (ii) afscherming van wolkstraling en/of bodemstraling door objecten
- (iii) dekontaminering van de besmette omgeving

De reductie die in rekening gebracht kan worden wordt aangegeven met de volgende factoren: voor (i) f_r ; (ii) wolkstraling f_w , bodemstraling f_b ; (iii) f_d .

Hiermee worden de korrektiefactoren:

$$f_{(a)} = f_w \cdot f_r$$

$$f_{(b)} = f_b \cdot f_r \cdot f_d$$

$$f_{(c)} = f_r$$

De afscherpende werking f_w en f_b van verschillende soorten gebouwen kan nogal uiteenlopen (zie tabel 7.1 en 7.2 in hoofdstuk VII).

3.2 Berekening van de laat-somatische dosis

Om een schatting te kunnen maken van de lange termijn stochastische gezondheidsgevolgen bij blootstelling van de mens aan ioniserende straling is in deze studie een totale, effectieve dosisekwivalent voor het gehele lichaam berekend, die bestaat uit de volgende dosiskomponenten: uitwendige bestraling vanuit de passerende wolk, uitwendige bestraling vanaf de bodem en inwendige bestraling door geïnhaleerde radionukliden.

Een korte toelichting zal hieronder worden gegeven. In ICRP-26⁽¹⁴⁾ wordt een lineair verband gehanteerd tussen de waarde van het dosisekwivalent H (in rem), gedefinieerd als het produkt van de geabsorbeerde energiedosis en kwaliteitsfaktor Q en de grootte van het risico van stochastische effecten (zie hoofdstuk II). Dit biedt de mogelijkheid bij bekende dosisekwivalent H_T en risikofactoren voor een orgaan T de stochastische effecten te berekenen.

Tevens biedt het de mogelijkheid bij een bekende dosisverdeling in het lichaam de totale kans op stochastische effecten vast te stellen.

Door de ICRP is daartoe de grootte effectieve dosis-ekwivalent H_{eff} (voor interne bestraling) ingevoerd. Voor het berekenen van H_{eff} zijn door de ICRP voor de diverse organen gewichtfactoren (W_T) ingevoerd die de relatieve gevoeligheid van deze organen voor de inductie van stochastische effecten in rekening brengen. Het dosisekwivalent wordt berekend als de totale, gedurende een tijdsperiode van 50 jaar na opname, ontvangen dosis in het beschouwde orgaan.

In deze studie is, evenals in ref. ⁽¹⁵⁾ een totale effectieve dosisekwivalent berekend als de som van de volgende drie dosisbijdragen:

1. gehele lichaamsdosis, als gevolg van externe bestraling vanuit de wolk
2. gehele lichaamsdosis, als gevolg van externe bestraling vanaf de radioactief besmette bodem
3. effectieve dosisekwivalent H_{eff} , voor interne bestraling als gevolg van inhalatie van radionucliden gedurende passage van de radioactieve wolk.

Dus:

$$H_{eff. \text{ totaal}} = f_w \cdot H_{\text{gehele lich. wolk}} + f_b \cdot H_{\text{gehele lich. bodem}} + H_{eff}$$

$$\text{met } H_{eff} = \sum_T w_T \cdot H_T$$

De drie dosisbijdragen zijn analoog berekend als de acute beenmergdosis (zie 3.1). De gebruikte dosisfactoren zijn in onderstaande tabel A2.6 samengevat. De dosisfactoren voor externe bestraling zijn ontleend aan de DRK-studie, die voor interne bestraling, ter berekening van H_{eff} , aan ICRP-30 ⁽¹¹⁾.

Teneinde de invloed van evacuatie- en ontruimingsmaatregelen te kunnen evalueren is de dosis afkomstig van bodemstraling bepaald voor een viertal verblijftijden op de radioactief besmette bodem: 4 uur, 1 dag, 90 dagen en 30 jaar. Bij de dosisberekeningen bij verblijftijden van 90 dagen en 30 jaar is rekening gehouden met de afscherming tegen de wolk en bodemstraling door verblijf binnenshuis. Bij de berekeningen is daartoe met een effectieve afschermingsfactor van $f_b = 0.3$, resp. $f_w = 0.3$, gerekend.

In de berekening van het totale effectieve dosisekwivalent zijn de volgende dosiskomponenten niet beschouwd:

- inwendige bestraling, door inhalatie t.g.v. redispersie van radionucliden in de lucht
- inwendige bestraling door radionucliden die via ingestie van radioactief besmet voedsel in het lichaam zijn terechtgekomen.

Dit betekent dat het totale effectieve dosisekwivalent dat in deze studie is berekend een onderschatting vormt.

Uit de DRK-studie blijkt dat de dosis bijdrage t.g.v. redisversie bij alle lozingscategorieën gering is (ongeveer 2%). De dosisbijdrage t.g.v. ingestie daarentegen is groot (ongeveer 12% voor FK-2 en ongeveer 66% voor FK-7). De dosisbijdrage is echter sterk afhankelijk van de maatregelen die genomen (kunnen) worden om konsumptie van besmet voedsel te voorkomen, of te beperken (zie hoofdstuk VIII).

3.3 Berekening van de genetische dosis

Om een schatting te kunnen maken van de genetische schade is in deze studie de dosis in de gonaden berekend. Bij de bepaling van deze dosis zijn de volgende drie dosisbijdragen beschouwd.

- externe bestraling van de gonaden door de passerende radioactieve wolk
- externe bestraling van de gonaden vanaf de radioactief besmette bodem
- interne bestraling van de gonaden door geïnhaleerde radionucliden tijdens passage van de radioactieve wolk.

Als gonadendosis is de gemiddelde dosis in de mannelijke en vrouwelijke geslachtsorganen genomen ⁽¹⁶⁾. De interne stralingsdosis is berekend over een tijdsperiode van 50 jaar. De berekening van de dosis is verder analoog aan die in paragraaf 3.1 en 3.2. De gebruikte dosisfactoren zijn in onderstaande tabel A2.7 samengevat. Deze zijn ontleend aan de DRK-studie ⁽¹⁷⁾. Evenals bij de berekeningen van de laat-somatische dosis zijn de dosisbijdragen door redisversie van radionucliden en ingestie van radioactief besmet voedsel niet meegerekend. Volgens de DRK-studie ⁽¹⁸⁾ is de bijdrage t.g.v. redisversie verwaarloosbaar (kleiner dan 1%). (Mogelijkerwijs geldt dit niet voor de in deze studie beschouwde lozingen van de snelle kweekreaktor te Kalkar waarbij aanzienlijke hoeveelheden Pu-isotopen kunnen vrijkomen.) De dosisbijdrage t.g.v. ingestie, zoals die in de DRK-studie is berekend, is groot (17% voor FK-2 en 73% voor FK-7).

3.4 Berekening van de lange termijn bodemstraling

Om de stralingsbelasting te bepalen die men bij langdurig verblijf in besmet gebied oploopt is de jaardosis bepaald, resp. 1 week, 1 jaar en 5 jaar na het reaktorongeluk. Voor deze jaardosis wordt de totale lichaamsdosis berekend. Dit gebeurt op overeenkomstige wijze als in paragraaf 3.1 bij de berekening van de dosis door straling vanaf de bodem. Hierbij wordt rekening gehouden met de afname van de radioactiviteit door uitspoeling. De gebruikte dosisfactoren staan vermeld in tabel A2.8.

Referentielijst Appendix II

1. DRK - Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke, Fachband 8. Gesellschaft für Reaktorsicherheit, 1980. Verlag TÜV-Rheinland, Köln.
2. Reactor Safety Study: an assessment of accident in US Commercial Nuclear Power Plants. WASH-1400, US Nuclear Regulatory Commission, october 1975.
3. G. van Dijk, W.A. Smit, Kleine Kansen - Grote Gevolgen - of gevolgen van een groot ongeluk met een kerncentrale. Boerderijcahier 7601, februari 1977, T.H.Twente.
4. C.R. Bell, W.R. Bohl, Estimation of EWR vessel loads from postulated invessel steam explosions, LA-UR-81-1848, aug. 1981.
5. DRK - Deutsche Risiko Studie Kernkraftwerke, Fachband 5. Gesellschaft für Reaktorsicherheit, 1980. Verlag TÜV-Rheinland, Köln.
6. D.B. Turner, Workbook of atmospheric dispersion estimates, US Department of Health and Welfare, 1969.
7. A.G.M. Driedonks, Dynamics of the well-mixed atmospheric Boundary Layer, Proefschrift V.U. Amsterdam, 1981.
8. PT-monografie, luchtverontreiniging door continue puntbronnen.
9. Atmospheric dispersion in nuclear power plant siting, IAEA-safety series, No. 50-SG-S3, IAEA, Wenen, 1980.
10. A.C. Chamberlain, Aspects of deposition of aerosol and vapour clouds, UKAEA Report AERE-HP/R1261, H.M.S.O., 1955.
11. ICRP-30, Limits for Intakes of Radionuclides by workers, 1979, 1980.
12. NRPB-R82, Annual limits of intakes of radionuclides for workers, 1978.
13. ICRP-2, Recommendations of the international commission on radiological protection, Report of Committee II on permissible dose for internal radiation, Pergamon Press, 1959.

14. ICRP-26, Recommendations of the international commission on radiological protection, (1977).
15. RISØ-M-2299, P.E. Becher e.a., Calculations of dose consequences of a hypothetical large accident at a nuclear power reactor (1981).
16. Zie ref. 1, p. 93.
17. Zie ref. 1, p. 112 en 126.
18. Zie ref. 1, p. 430.

| Nuklid | Kerninventar (Curie) |
|---------|-------------------------|
| Co-58 | 1,27 E + 06 |
| Co-60 | 9,63 E + 05 |
| Kr-85m | 2,70 E + 07 |
| Kr-85 | 7,92 E + 05 |
| Rb-86 | 3,73 E + 04 |
| Kr-87 | 5,26 E + 07 |
| Kr-88 | 7,64 E + 07 |
| Sr-89 | 1,05 E + 08 |
| Sr-90 | 5,30 E + 06 |
| Y-90 | 5,72 E + 06 |
| Sr-91 | 1,28 E + 08 |
| Y-91 | 1,33 E + 08 |
| Zr-95 | 1,78 E + 08 |
| Nb-95 | 1,76 E + 08 |
| Zr-97 | 1,76 E + 08 |
| Mo-99 | 1,91 E + 08 |
| Tc-99m | 1,66 E + 08 |
| Ru-103 | 1,37 E + 08 |
| Ru-105 | 9,79 E + 07 |
| Rh-105 | 6,59 E + 07 |
| Ru-106 | 3,96 E + 07 |
| Sb-127 | 7,93 E + 06 |
| Te-127m | 1,51 E + 06 |
| Te-127 | 7,68 E + 06 |
| Sb-129 | 4,13 E + 07 |
| Te-129m | 6,58 E + 06 |
| Te-129 | 3,91 E + 07 |
| Te-131m | 1,56 E + 07 |
| J-131 | 1,04 E + 08 |
| Te-132 | 1,45 E + 08 |
| J-132 | 1,50 E + 08 |
| J-133 | 2,02 E + 08 |
| Xe-133 | 1,99 E + 08 |
| J-134 | 2,32 E + 08 |
| Cs-134 | 1,38 E + 07 |
| J-135 | 1,81 E + 08 |
| Xe-135 | 4,07 E + 07 |
| Cs-136 | 4,51 E + 06 |
| Cs-137 | 7,06 E + 06 |
| Ba-140 | 1,86 E + 08 |
| La-140 | 1,93 E + 08 |
| Ce-141 | 1,80 E + 08 |
| Ce-143 | 1,59 E + 08 |
| Pr-143 | 1,55 E + 08 |
| Ce-144 | 1,09 E + 08 |
| Nd-147 | 7,32 E + 07 |
| Np-239 | 2,14 E + 09 |
| Pu-238 | 1,27 E + 05 |
| Pu-239 | 2,89 E + 04 |
| Pu-240 | 3,22 E + 04 |
| Pu-241 | 6,04 E + 06 |
| Am-241 | 3,54 E + 03 |
| Cm-242 | 1,42 E + 06 |
| Cm-244 | 1,15 E + 05 |

Kerninventar - Abbrand: 10 000, 19 600, 33 500 Mwd/t Uran

Tabel A2.1 Isotopeninventaris in de kern van de centrale te Lingen aan het eind van de bedrijfscyclus.

| isotope | Initial Activity (curies) | | |
|---------|---------------------------|---------|------------|
| GA-22 | 1.4784E+02 | TE-131m | 3.4595E+06 |
| GA-24 | 4.4865E+07 | I-131 | 2.2811E+07 |
| CO-58 | 6.0811E+06 | TE-132 | 3.0270E+07 |
| CO-60 | 5.5676E+03 | I-132 | 3.0811E+07 |
| KA-83m | 2.1297E+06 | I-133 | 3.8919E+07 |
| KA-85 | 4.0000E+04 | XE-133 | 3.9459E+07 |
| KA-85m | 3.7568E+06 | I-135 | 3.8108E+07 |
| KA-87 | 6.0270E+06 | XE-135 | 4.2703E+07 |
| KA-88 | 8.5135E+06 | I-134 | 4.1081E+07 |
| RB-86 | 1.8297E+04 | CS-134 | 6.0541E+04 |
| SA-89 | 1.0297E+07 | CS-136 | 1.0405E+06 |
| SR-90 | 2.4703E+05 | CS-137 | 6.6216E+05 |
| T-90 | 2.5297E+05 | BA-140 | 3.1622E+07 |
| SA-91 | 1.5703E+07 | LA-140 | 3.1892E+07 |
| T-91 | 1.3297E+07 | CE-141 | 3.1081E+07 |
| ZR-96 | 2.3595E+07 | CE-143 | 2.6405E+07 |
| MO-95 | 1.9595E+07 | PR-143 | 2.5703E+07 |
| ZR-97 | 3.0811E+07 | CE-144 | 9.7297E+06 |
| MO-99 | 3.4865E+07 | PR-144 | 9.7568E+06 |
| TC-99m | 3.0541E+07 | MO-147 | 1.2703E+07 |
| RU-103 | 2.5946E+07 | PM-147 | 2.0405E+06 |
| RU-105 | 2.8649E+07 | MP-239 | 3.5676E+08 |
| RM-105 | 2.8649E+07 | PU-239 | 6.3784E+04 |
| RU-106 | 9.3243E+06 | CN-242 | 2.7297E+05 |
| SB-125 | 1.6892E+05 | PU-238 | 1.8811E+03 |
| SB-127 | 2.9189E+06 | CN-244 | 2.5514E+03 |
| TE-127 | 2.7838E+06 | PU-240 | 7.1622E+04 |
| TE-127m | 2.7838E+05 | PU-241 | 6.6135E+06 |
| SB-129 | 7.8378E+06 | AM-241 | 7.4865E+03 |
| TE-129 | 7.6757E+06 | PU-242 | 7.5946E+05 |
| TE-129m | 1.1108E+06 | | |

Tabel A2.2 Isotopeninventaris van de SNR-300 reaktor, in de kern en axiale kweekmantel aan het eind van de bedrijfsacyclus.

| Freisetzungs-kategorie (FK) Nr. | Beschreibung | Zeitpunkt der Freisetzung h | Dauer der Freisetzung h | Höhe der Freisetzung m | Freisetzte Energie 10 ⁶ kJ/h | Häufigkeit der Freisetzung 1/a | Freigesetzter Anteil des Kerninventars | | | | | | | |
|---------------------------------|--|-----------------------------|-------------------------|------------------------|---|--------------------------------|--|--|--|--|---|---|---|---|
| | | | | | | | Xe-Kr | J _{org} | J ₂ -Br | Cs-Rb | Te-Sb | Ba-Sr | Ru [?] | La ¹⁾ |
| 1 | Kernschmelzen mit Dampfexplosion | 1 | 1 | 30 | 540 | 2·10 ⁻⁶ | 1.0 | 7.0·10 ⁻³ | 7.9·10 ⁻¹ | 5.0·10 ⁻¹ | 3.5·10 ⁻¹ | 6.7·10 ⁻² | 3.8·10 ⁻¹ | 2.6·10 ⁻³ |
| 2 | Kernschmelzen, großes Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 300 mm) | 1 | 3 | 10 | 15 | 6·10 ⁻⁷ | 1.0 | 7.0·10 ⁻³ | 4.0·10 ⁻¹ | 2.9·10 ⁻¹ | 1.9·10 ⁻¹ | 3.2·10 ⁻² | 1.7·10 ⁻² | 2.6·10 ⁻³ |
| 3 | Kernschmelzen, mittleres Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 100 mm) | 2 | 3 | 10 | 1 | 6·10 ⁻⁷ | 1.0 | 7.0·10 ⁻³ | 6.3·10 ⁻² | 4.4·10 ⁻² | 4.0·10 ⁻² | 4.9·10 ⁻³ | 3.3·10 ⁻³ | 5.2·10 ⁻⁴ |
| 4 | Kernschmelzen, kleines Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 25 mm) | 2 | 3 | 10 | - | 3·10 ⁻⁵ | 1.0 | 7.0·10 ⁻³ | 1.5·10 ⁻² | 5.1·10 ⁻³ | 5.0·10 ⁻³ | 5.7·10 ⁻⁴ | 4.0·10 ⁻⁴ | 6.5·10 ⁻⁵ |
| 5 ¹⁾ | Kernschmelzen, Überdruckversagen, Ausfall der Störfallfilter | 0 1 25 | 1 1 1 | 10 10 10 | - - 200 | 2·10 ⁻⁵ | 2.0·10 ⁻⁵ 2.3·10 ⁻² 9.8·10 ⁻¹ | 1.8·10 ⁻⁷ 1.6·10 ⁻⁴ 6.8·10 ⁻³ | 1.8·10 ⁻⁵ 9.6·10 ⁻³ 9.6·10 ⁻³ | 4.7·10 ⁻⁵ 6.7·10 ⁻⁴ 4.5·10 ⁻⁴ | 3.6·10 ⁻² 6.7·10 ⁻⁴ 7.7·10 ⁻⁴ | 5.5·10 ⁻⁸ 8.0·10 ⁻⁵ 4.7·10 ⁻⁵ | - 5.5·10 ⁻⁵ 5.3·10 ⁻⁵ | - 8.8·10 ⁻⁶ 9.5·10 ⁻⁶ |
| 6 ¹⁾ | Kernschmelzen, Überdruckversagen | 0 1 25 | 1 1 1 | 100 100 10 | - - 200 | 7·10 ⁻⁵ | 2.0·10 ⁻⁵ 2.3·10 ⁻² 9.8·10 ⁻¹ | 1.8·10 ⁻⁸ 1.6·10 ⁻⁶ 6.8·10 ⁻³ | 1.8·10 ⁻⁸ 9.6·10 ⁻⁷ 9.6·10 ⁻³ | 4.7·10 ⁻⁷ 6.7·10 ⁻⁷ 4.5·10 ⁻⁴ | 3.6·10 ⁻¹⁰ 6.7·10 ⁻⁷ 7.7·10 ⁻⁴ | 5.5·10 ⁻¹² 8.0·10 ⁻⁹ 4.7·10 ⁻⁵ | - 5.5·10 ⁻⁸ 5.3·10 ⁻⁵ | - 8.8·10 ⁻⁹ 9.5·10 ⁻⁶ |
| 7 | Beherrschter Kühlwasserteilverluststörfall, großes Leck im Sicherheitsbehälter | 0 | 1 | 10 | 9 | 1·10 ⁻⁴ | 1.7·10 ⁻² | 3.7·10 ⁻⁵ | 5.3·10 ⁻³ | 1.3·10 ⁻² | 2.5·10 ⁻⁵ | 2.5·10 ⁻⁷ | 0. | 0. |
| 8 | Beherrschter Kühlwasserteilverluststörfall | 0 | 6 | 100 | - | 1·10 ⁻³ | 4.6·10 ⁻⁴ | 1.0·10 ⁻⁸ | 1.2·10 ⁻⁸ | 2.1·10 ⁻⁸ | 4.1·10 ⁻¹¹ | 4.1·10 ⁻¹³ | 0. | 0. |

¹⁾ Da die Freisetzung über einen längeren Zeitraum erfolgt, werden die freigesetzten Anteile für drei Zeitintervalle getrennt angegeben.
²⁾ enthält Ru, Rh, Co, Mo, Tc
³⁾ enthält T, La, Zr, Nb, Ce, Pr, Nd, Np, Pu, Am, Cm

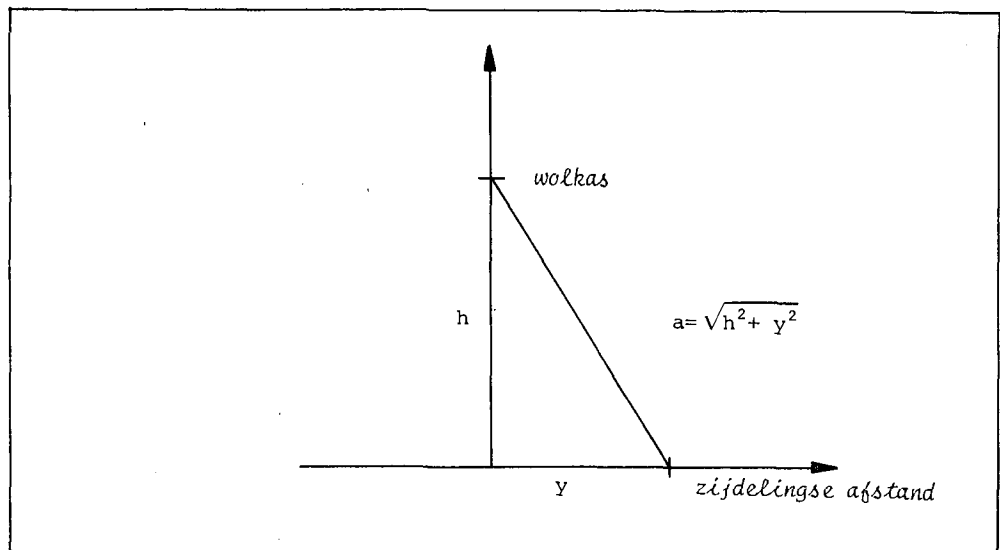
Tabel A2.3 Lozingscategorieën overeenkomstig de Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke. Voor de ongevalsrekeningen van de kerncentrale te Lingën is uitgegaan van lozingscategorieën FK-2 en FK-7.

| | halveringstijd | cfw | cfb | cfi |
|--------|----------------|--|--|--------------------------------|
| | | wolk | bodem | inhalatie |
| | | $\frac{\text{rem. m}^3}{\text{ci. s}}$ | $\frac{\text{rem. m}^2}{\text{ci. s}}$ | $\frac{\text{rem}}{\text{ci}}$ |
| kr85m | : 4.48 uur | 5.50E-02 | 9.53E-04 | 3.9E-01 |
| sr90 | : 29.12 jaar | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 6.1E+03 |
| sr91 | : 9.5 uur | 1.93E-01 | 3.28E-03 | 2.2E+02 |
| zr95 | : 63.98 dag | 1.87E-01 | 3.28E-03 | 6.7E+02 |
| mo99 | : 66.0 uur | 4.44E-02 | 8.56E-04 | 1.3E+02 |
| ru105 | : 4.44 uur | 2.21E-01 | 3.86E-03 | 2.4E+01 |
| tel27m | : 109.0 dag | 1.79E-03 | 1.37E-04 | 1.8E+02 |
| tel29m | : 33.6 dag | 9.92E-03 | 2.92E-04 | 3.8E+02 |
| tel31m | : 30.0 uur | 3.56E-01 | 6.08E-03 | 3.0E+02 |
| tel32 | : 78.2 uur | 7.31E-02 | 1.23E-03 | 9.4E+02 |
| eb127 | : 3.89 dag | 1.84E-01 | 3.25E-03 | 3.1E+02 |
| eb129 | : 4.31 uur | 2.97E-01 | 5.08E-03 | 4.6E+01 |
| jl33 | : 20.8 uur | 1.83E-01 | 3.19E-03 | 9.4E+01 |
| jl35 | : 6.61 uur | 4.42E-01 | 7.17E-03 | 9.1E+01 |
| bal40 | : 12.74 dag | 5.61E-02 | 1.11E-03 | 2.1E+03 |
| cel43 | : 33.0 uur | 9.36E-02 | 1.82E-03 | 9.6E+01 |
| np239 | : 2.355 dag | 4.97E-02 | 1.27E-03 | 6.2E+01 |
| pu241 | : 14.4 jaar | 8.53E-10 | 7.11E-10 | 4.2E-02 |
| cm242 | : 162.8 dag | 3.89E-05 | 7.11E-06 | 2.0E+02 |
| cm244 | : 18.11 jaar | 2.81E-03 | 1.13E-04 | 2.0E+02 |
| co58 | : 70.8 dag | 2.40E-01 | 4.28E-03 | 8.0E+02 |
| co60 | : 5.271 jaar | 6.31E-01 | 1.03E-02 | 2.0E+03 |
| kr85 | : 10.52 jaar | 5.78E-04 | 1.03E-05 | 6.1E-01 |
| kr87 | : 76.3 minuut | 1.92E-01 | 2.97E-03 | 1.3E+00 |
| kr88 | : 2.84 uur | 4.83E-01 | 7.14E-03 | 3.1E+00 |
| rb86 | : 18.66 dag | 2.27E-02 | 3.81E-04 | 3.3E+03 |
| sr89 | : 50.5 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 3.4E+03 |
| y90 | : 64.0 uur | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 4.7E+02 |
| y91 | : 58.51 dag | 6.39E-04 | 1.05E-05 | 1.4E+03 |
| zr97 | : 16.9 uur | 4.72E-02 | 7.94E-04 | 1.9E+02 |
| nb95 | : 35.15 dag | 1.83E-01 | 3.19E-03 | 5.8E+02 |
| tc99m | : 6.02 uur | 5.42E-02 | 9.22E-04 | 1.1E+01 |
| ru103 | : 39.28 dag | 1.36E-01 | 2.48E-03 | 4.1E+02 |
| ru106 | : 368.2 dag | 5.22E-02 | 9.22E-04 | 4.4E+02 |
| rh105 | : 35.36 uur | 2.74E-02 | 4.81E-04 | 2.3E+01 |
| tel27 | : 9.35 uur | 1.16E-03 | 2.09E-05 | 3.9E+00 |
| tel29 | : 69.6 minuut | 1.81E-02 | 4.03E-04 | 1.1E+00 |
| jl31 | : 8.04 dag | 1.08E-01 | 1.92E-03 | 1.5E+02 |
| jl32 | : 2.3 uur | 5.89E-01 | 1.04E-02 | 5.0E+01 |
| jl34 | : 52.6 minuut | 5.89E-01 | 1.00E-02 | 2.0E+01 |
| xel33 | : 5.245 dag | 1.59E-02 | 4.67E-04 | 1.6E+00 |
| xel35 | : 9.09 uur | 8.47E-02 | 1.46E-03 | 2.1E+00 |
| cel34 | : 2.062 jaar | 4.03E-01 | 7.06E-03 | 5.0E+03 |
| cel36 | : 13.1 dag | 5.42E-01 | 9.28E-03 | 3.6E+03 |
| cel37 | : 30.0 jaar | 1.49E-01 | 2.64E-03 | 3.3E+03 |
| lal40 | : 40.272 uur | 6.06E-01 | 9.72E-03 | 6.7E+02 |
| cel41 | : 32.501 dag | 3.22E-02 | 5.75E-04 | 1.1E+02 |
| cel44 | : 284.3 dag | 7.61E-03 | 1.58E-04 | 2.4E+02 |
| prl43 | : 13.56 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.8E+01 |
| ndl47 | : 11.1 dag | 4.39E-02 | 8.69E-04 | 1.4E+02 |
| pu238 | : 87.74 jaar | 4.25E-05 | 8.31E-06 | 1.7E+02 |
| pu239 | : 24065.0 jaar | 2.17E-05 | 4.11E-06 | 1.6E+02 |
| pu240 | : 6537.0 jaar | 3.89E-05 | 7.56E-06 | 1.6E+02 |
| am241 | : 432.2 jaar | 9.33E-03 | 4.86E-04 | 2.7E+02 |

Tabel A2.4 Dosisfactoren (beenmerg), vroeg somatische dosis.

| Vertikaler Ausbreitungs- parameter σ_z | Verhältnis des Abstands a zum vertikalen Ausbreitungsparameter σ_z (a/σ_z) | | | | | |
|---|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 3 | 0,020 | 0,018 | 0,011 | 0,007 | 0,005 | 0,004 |
| 10 | 0,074 | 0,060 | 0,036 | 0,020 | 0,015 | 0,011 |
| 20 | 0,150 | 0,120 | 0,065 | 0,035 | 0,024 | 0,016 |
| 30 | 0,220 | 0,170 | 0,088 | 0,046 | 0,029 | 0,017 |
| 50 | 0,350 | 0,250 | 0,130 | 0,054 | 0,028 | 0,013 |
| 100 | 0,560 | 0,380 | 0,150 | 0,045 | 0,016 | 0,004 |
| 200 | 0,760 | 0,511 | 0,150 | 0,024 | 0,004 | 0,001 |
| 400 | 0,899 | 0,600 | 0,140 | 0,014 | 0,001 | 0,001 |
| 1000 | 0,951 | 0,600 | 0,130 | 0,011 | 0,001 | 0,001 |

Tabel A2.5 Korrektiefactor d_c/d_∞ voor eindige wolkmelingen. De afstand a is in onderstaand figuur weergegeven.



| | halveringstijd | | cfw | cfb | cfi |
|--------|----------------|--------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| | | | wolk | bodem | inhalatie |
| | | | $\frac{\text{rem.m}^3}{\text{ci.s}}$ | $\frac{\text{rem.m}^2}{\text{ci.s}}$ | $\frac{\text{rem}}{\text{ci}}$ |
| kr85m | 4.48 | uur | 3.64E-02 | 6.28E-04 | 2.60E-01 |
| sr90 | 29.12 | jaar | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 2.30E+05 |
| sr91 | 9.5 | uur | 1.69E-01 | 2.89E-03 | 8.40E+02 |
| zr95 | 63.98 | dag | 1.62E-01 | 2.86E-03 | 1.81E+04 |
| mo99 | 66.0 | uur | 3.64E-02 | 7.06E-04 | 1.92E+03 |
| ru105 | 4.44 | uur | 1.79E-01 | 3.14E-03 | 4.13E+02 |
| tel27m | 109.0 | dag | 1.10E-03 | 8.36E-05 | 1.94E+04 |
| tel29m | 33.6 | dag | 7.83E-03 | 2.32E-04 | 2.02E+04 |
| tel31m | 30.0 | uur | 3.14E-01 | 5.39E-03 | 5.59E+03 |
| tel32 | 78.2 | uur | 4.75E-02 | 8.00E-04 | 7.77E+03 |
| sb127 | 3.89 | dag | 1.51E-01 | 2.69E-03 | 5.18E+03 |
| sb129 | 4.31 | uur | 2.68E-01 | 4.58E-03 | 5.18E+02 |
| jl33 | 20.8 | uur | 1.54E-01 | 2.69E-03 | 5.55E+03 |
| jl35 | 6.61 | uur | 4.19E-01 | 6.81E-03 | 1.12E+03 |
| ba140 | 12.74 | dag | 4.44E-02 | 8.78E-04 | 3.67E+03 |
| ce143 | 33.0 | uur | 6.81E-02 | 1.32E-03 | 3.15E+03 |
| np239 | 2.355 | dag | 3.08E-02 | 7.89E-04 | 2.16E+03 |
| pu241 | 14.4 | jaar | 4.17E-10 | 3.47E-10 | 5.77E+06 |
| cm242 | 162.8 | dag | 5.00E-05 | 9.17E-06 | 1.72E+07 |
| cm244 | 18.11 | jaar | 1.42E-03 | 5.72E-05 | 2.74E+08 |
| co58 | 70.8 | dag | 2.16E-01 | 3.81E-03 | 7.03E+03 |
| co60 | 5.271 | jaar | 6.00E-01 | 9.75E-03 | 1.52E+05 |
| kr85 | 10.52 | jaar | 4.75E-04 | 8.44E-06 | 3.10E-01 |
| kr87 | 76.3 | minuut | 1.81E-01 | 2.78E-03 | 1.00E+00 |
| kr88 | 2.84 | uur | 4.67E-01 | 6.92E-03 | 2.30E+00 |
| rb86 | 18.66 | dag | 2.07E-02 | 3.44E-04 | 6.70E+03 |
| sr89 | 50.5 | dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 5.88E+03 |
| y90 | 64.0 | uur | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 7.47E+03 |
| y91 | 58.51 | dag | 6.25E-04 | 1.02E-05 | 2.89E+04 |
| zr97 | 16.9 | uur | 4.22E-02 | 7.11E-04 | 4.07E+03 |
| nb95 | 35.15 | dag | 1.66E-01 | 2.92E-03 | 4.55E+03 |
| tc99m | 6.02 | uur | 3.06E-02 | 5.19E-04 | 1.19E+02 |
| ru103 | 39.28 | dag | 1.11E-01 | 2.04E-03 | 7.73E+03 |
| ru106 | 368.2 | dag | 4.31E-02 | 7.58E-04 | 4.44E+05 |
| rh105 | 35.36 | uur | 1.82E-02 | 3.17E-04 | 8.78E+02 |
| tel27 | 9.35 | uur | 9.36E-04 | 1.67E-05 | 2.96E+02 |
| tel29 | 69.6 | minuut | 1.47E-02 | 3.25E-04 | 6.66E+01 |
| jl31 | 8.04 | dag | 8.72E-02 | 1.56E-03 | 3.26E+04 |
| jl32 | 2.3 | uur | 5.11E-01 | 9.08E-03 | 3.37E+02 |
| jl34 | 52.6 | minuut | 5.33E-01 | 9.08E-03 | 1.11E+02 |
| xel33 | 5.245 | dag | 9.06E-03 | 2.67E-04 | 7.00E-01 |
| xel35 | 9.09 | uur | 5.67E-02 | 9.81E-04 | 1.20E+00 |
| cal34 | 2.062 | jaar | 3.50E-01 | 6.11E-03 | 4.64E+04 |
| cal36 | 13.1 | dag | 4.78E-01 | 8.14E-03 | 7.65E+03 |
| cal37 | 30.0 | jaar | 1.22E-01 | 2.17E-03 | 3.23E+04 |
| lal140 | 40.272 | uur | 5.67E-01 | 9.11E-03 | 4.44E+03 |
| cel41 | 32.501 | dag | 1.83E-02 | 3.22E-04 | 8.33E+03 |
| cel44 | 284.3 | dag | 4.31E-03 | 8.92E-05 | 3.52E+05 |
| pr143 | 13.56 | dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 7.40E+03 |
| nd147 | 11.1 | dag | 3.14E-02 | 6.22E-04 | 7.03E+03 |
| pu238 | 87.74 | jaar | 5.25E-05 | 1.03E-05 | 3.03E+08 |
| pu239 | 24065.0 | jaar | 2.30E-05 | 4.33E-06 | 3.30E+08 |
| pu240 | 6537.0 | jaar | 4.64E-05 | 9.06E-06 | 3.30E+08 |
| am241 | 432.2 | jaar | 4.56E-03 | 2.39E-04 | 5.22E+08 |

Tabel A2.6 Dosisfactoren (gehele lichaam), laat-somatische dosis.

| halveringstijd | | cfw | cfb | cfi |
|----------------|----------------|------------------------------|------------------------------|------------------|
| | | wolk | bodem | inhalatie |
| | | $\frac{rem}{ci.s} \cdot m^3$ | $\frac{rem}{ci.s} \cdot m^2$ | $\frac{rem}{ci}$ |
| kr85m | : 4.48 uur | 3.38E-02 | 5.82E-04 | 2.15E-01 |
| er90 | : 29.12 jaar | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 8.20E+03 |
| er91 | : 9.5 uur | 1.29E-01 | 2.21E-03 | 2.50E+02 |
| zr95 | : 63.98 dag | 1.22E-01 | 2.14E-03 | 1.31E+03 |
| mo99 | : 66.0 uur | 2.75E-02 | 5.33E-04 | 1.91E+02 |
| rul05 | : 4.44 uur | 1.35E-01 | 2.35E-03 | 3.22E+01 |
| tel27m | : 109.0 dag | 9.44E-04 | 7.21E-05 | 2.25E+02 |
| tel29m | : 33.6 dag | 5.90E-03 | 1.74E-04 | 3.95E+02 |
| tel31m | : 30.0 uur | 2.47E-01 | 4.21E-03 | 4.40E+02 |
| tel32 | : 78.2 uur | 4.36E-02 | 7.33E-04 | 7.80E+02 |
| sbl27 | : 3.89 dag | 1.14E-01 | 2.01E-03 | 5.25E+02 |
| sbl29 | : 4.31 uur | 2.07E-01 | 3.51E-03 | 5.05E+01 |
| j133 | : 20.8 uur | 1.17E-01 | 2.05E-03 | 7.60E+01 |
| j135 | : 6.61 uur | 3.43E-01 | 5.56E-03 | 7.45E+01 |
| bal40 | : 12.74 dag | 3.40E-02 | 6.71E-04 | 1.55E+03 |
| cel43 | : 33.0 uur | 5.69E-02 | 1.11E-03 | 1.61E+02 |
| np239 | : 2.355 dag | 2.56E-02 | 6.56E-04 | 1.02E+02 |
| pu241 | : 14.4 jaar | 3.06E-10 | 2.55E-10 | 7.26E+04 |
| cm242 | : 162.8 dag | 2.25E-05 | 4.12E-06 | 2.45E+04 |
| cm244 | : 18.11 jaar | 1.02E-03 | 4.10E-05 | 1.77E+06 |
| na24 | : 0.62 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 4.35E+02 |
| co58 | : 70.8 dag | 1.61E-01 | 2.90E-03 | 1.35E+03 |
| co60 | : 5.271 jaar | 4.83E-01 | 7.86E-03 | 1.22E+04 |
| kr85 | : 10.52 jaar | 3.50E-04 | 6.24E-06 | 1.80E-01 |
| kr87 | : 76.3 minuut | 1.40E-01 | 2.17E-03 | 9.95E-01 |
| kr88 | : 2.84 uur | 3.74E-01 | 5.53E-03 | 2.20E+00 |
| rb86 | : 18.66 dag | 1.57E-02 | 2.61E-04 | 6.50E+03 |
| sr89 | : 50.5 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.50E+03 |
| y90 | : 64.0 uur | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 2.10E+01 |
| y91 | : 58.51 dag | 5.25E-04 | 8.60E-06 | 3.95E+02 |
| zr97 | : 16.9 uur | 3.32E-02 | 5.60E-04 | 3.77E+02 |
| nb95 | : 35.15 dag | 1.27E-01 | 2.21E-03 | 9.25E+02 |
| tc99m | : 6.02 uur | 2.07E-02 | 3.50E-04 | 6.95E+00 |
| rul03 | : 39.28 dag | 8.22E-02 | 1.50E-03 | 7.20E+02 |
| rul06 | : 368.2 dag | 3.18E-02 | 5.61E-04 | 4.50E+03 |
| rhl05 | : 35.36 uur | 1.67E-02 | 2.96E-04 | 4.44E+01 |
| sbl25 | : 985.0 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.15E+03 |
| tel27 | : 9.35 uur | 7.01E-04 | 1.26E-05 | 3.20E+00 |
| tel29 | : 69.6 minuut | 1.12E-02 | 2.49E-04 | 6.85E-01 |
| j131 | : 8.04 dag | 6.50E-02 | 1.16E-03 | 9.30E+01 |
| j132 | : 2.3 uur | 3.90E-01 | 6.90E-03 | 4.00E+01 |
| j134 | : 52.6 minuut | 4.07E-01 | 6.94E-03 | 1.55E+01 |
| xel33 | : 5.245 dag | 6.50E-03 | 1.90E-04 | 4.05E-01 |
| xel35 | : 9.09 uur | 5.18E-02 | 8.96E-04 | 9.50E-01 |
| cel34 | : 2.062 jaar | 2.62E-01 | 4.61E-03 | 5.25E+04 |
| cel36 | : 13.1 dag | 3.75E-01 | 6.39E-03 | 6.25E+03 |
| cel37 | : 30.0 jaar | 8.99E-02 | 1.60E-03 | 3.85E+04 |
| lal40 | : 40.272 uur | 4.64E-01 | 7.46E-03 | 8.95E+02 |
| cel41 | : 32.501 dag | 1.25E-02 | 2.22E-04 | 1.08E+02 |
| cel44 | : 284.3 dag | 2.98E-03 | 6.19E-05 | 3.45E+02 |
| prl43 | : 13.56 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.00E+00 |
| prl44 | : 0.01 dag | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| pm147 | : 2.62 jaar | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.40E+02 |
| nd147 | : 11.1 dag | 2.34E-02 | 4.64E-04 | 1.68E+02 |
| pu238 | : 87.74 jaar | 2.39E-05 | 4.69E-06 | 3.15E+06 |
| pu239 | : 24065.0 jaar | 1.15E-05 | 2.19E-06 | 3.60E+06 |
| pu240 | : 6537.0 jaar | 2.13E-05 | 4.18E-06 | 3.65E+06 |
| am241 | : 432.2 jaar | 3.34E-03 | 1.75E-04 | 3.75E+06 |

Tabel A2.7 Dosisfactoren (gonaden), genetische dosis

| | halveringstijd | | cfw | cfb | cfi |
|--------|----------------|--------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| | | | wolk | bodem | inhalatie |
| | | | $\frac{\text{rem.m}^3}{\text{ci.s}}$ | $\frac{\text{rem.m}^2}{\text{ci.s}}$ | $\frac{\text{rem}}{\text{ci}}$ |
| kr85m | 4.48 | uur | 0.0 | 6.28E-04 | 0.0 |
| sr90 | 29.12 | jaar | 0.0 | 0.00E+00 | 0.0 |
| sr91 | 9.5 | uur | 0.0 | 2.89E-03 | 0.0 |
| zr95 | 63.98 | dag | 0.0 | 2.86E-03 | 0.0 |
| mo99 | 66.0 | uur | 0.0 | 7.06E-04 | 0.0 |
| rul05 | 4.44 | uur | 0.0 | 3.14E-03 | 0.0 |
| tel27m | 109.0 | dag | 0.0 | 8.36E-05 | 0.0 |
| tel29m | 33.6 | dag | 0.0 | 2.32E-04 | 0.0 |
| tel31m | 30.0 | uur | 0.0 | 5.39E-03 | 0.0 |
| tel32 | 78.2 | uur | 0.0 | 8.00E-04 | 0.0 |
| sbl27 | 3.89 | dag | 0.0 | 2.69E-03 | 0.0 |
| sbl29 | 4.31 | uur | 0.0 | 4.58E-03 | 0.0 |
| jl33 | 20.8 | uur | 0.0 | 2.69E-03 | 0.0 |
| jl35 | 6.61 | uur | 0.0 | 6.81E-03 | 0.0 |
| bal40 | 12.74 | dag | 0.0 | 8.78E-04 | 0.0 |
| cel43 | 33.0 | uur | 0.0 | 1.32E-03 | 0.0 |
| np239 | 2.355 | dag | 0.0 | 7.89E-04 | 0.0 |
| pu241 | 14.4 | jaar | 0.0 | 3.47E-10 | 0.0 |
| cm242 | 162.8 | dag | 0.0 | 9.17E-06 | 0.0 |
| cm244 | 18.11 | jaar | 0.0 | 5.72E-05 | 0.0 |
| co58 | 70.8 | dag | 0.0 | 3.81E-03 | 0.0 |
| co60 | 5.271 | jaar | 0.0 | 9.75E-03 | 0.0 |
| kr85 | 10.52 | jaar | 0.0 | 8.44E-06 | 0.0 |
| kr87 | 76.3 | minuut | 0.0 | 2.78E-03 | 0.0 |
| kr88 | 2.84 | uur | 0.0 | 6.92E-03 | 0.0 |
| rb86 | 18.66 | dag | 0.0 | 3.44E-04 | 0.0 |
| sr89 | 50.5 | dag | 0.0 | 0.00E+00 | 0.0 |
| y90 | 64.0 | uur | 0.0 | 0.00E+00 | 0.0 |
| y91 | 58.51 | dag | 0.0 | 1.02E-05 | 0.0 |
| zr97 | 16.9 | uur | 0.0 | 7.11E-04 | 0.0 |
| nb95 | 35.15 | dag | 0.0 | 2.92E-03 | 0.0 |
| tc99m | 6.02 | uur | 0.0 | 5.19E-04 | 0.0 |
| rul03 | 39.28 | dag | 0.0 | 2.04E-03 | 0.0 |
| rul06 | 368.2 | dag | 0.0 | 7.58E-04 | 0.0 |
| rhl05 | 35.36 | uur | 0.0 | 3.17E-04 | 0.0 |
| tel27 | 9.35 | uur | 0.0 | 1.67E-05 | 0.0 |
| tel29 | 69.6 | minuut | 0.0 | 3.25E-04 | 0.0 |
| jl31 | 8.04 | dag | 0.0 | 1.56E-03 | 0.0 |
| jl32 | 2.3 | uur | 0.0 | 9.08E-03 | 0.0 |
| jl34 | 52.6 | minuut | 0.0 | 9.08E-03 | 0.0 |
| xel33 | 5.245 | dag | 0.0 | 2.67E-04 | 0.0 |
| xel35 | 9.09 | uur | 0.0 | 9.81E-04 | 0.0 |
| cel34 | 2.062 | jaar | 0.0 | 6.11E-03 | 0.0 |
| cel36 | 13.1 | dag | 0.0 | 8.14E-03 | 0.0 |
| cel37 | 30.0 | jaar | 0.0 | 2.17E-03 | 0.0 |
| lal40 | 40.272 | uur | 0.0 | 9.11E-03 | 0.0 |
| cel41 | 32.501 | dag | 0.0 | 3.22E-04 | 0.0 |
| cel44 | 284.3 | dag | 0.0 | 8.92E-05 | 0.0 |
| prl43 | 13.56 | dag | 0.0 | 0.00E+00 | 0.0 |
| ndl47 | 11.1 | dag | 0.0 | 6.22E-04 | 0.0 |
| pu238 | 87.74 | jaar | 0.0 | 1.03E-05 | 0.0 |
| pu239 | 24065.0 | jaar | 0.0 | 4.33E-06 | 0.0 |
| pu240 | 6537.0 | jaar | 0.0 | 9.06E-06 | 0.0 |
| sm241 | 432.2 | jaar | 0.0 | 2.39E-04 | 0.0 |

Tabel A2.8 Dosisfactoren (gehele lichaam),
lange termijn bodemstraling.

In het hoofdrapport zijn de gevolgen van enkele nukleaire ongevallen berekend voor de weerskategorieën F en D (volgens de indeling van Pasquill). In deze appendix worden gegevens met betrekking tot de frekwentie van optreden van deze kategorieën gegeven.

In tabel A3.1 is het gemiddelde voorkomen van de weerklassen op de vliegbasis Twente in procenten weergegeven voor de waarnemingsperiode 1949-1970.

In tabel A3.2 is voor de vliegbasis Twente de verdeling van de windrichtingen in de weerklassen D en F gegeven.

In fig. A3.1 is dit grafisch, tezamen met het jaargemiddelde over alle weerklassen van het weerstation te Lingen, aangegeven.

In fig. A3.2 is voor die situaties waarbij te Lingen neerslag (regen, sneeuw, hagel) optrad, aangegeven in welke richting de wind waaide.

(N.B. In tegenstelling tot tabel A3.1, geven de figuren A3.1 en A3.2 de richting aan waarin de wind waait).

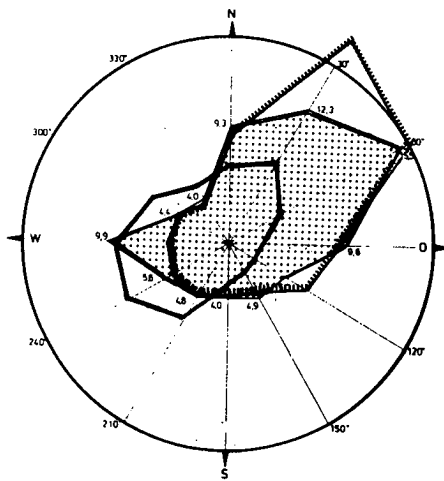
Het blijkt dat de weerklassen D en F tezamen gedurende 85% van de tijd voorkomen. Oostenwind treedt bij weerklasse D gedurende 15% van de tijd op; bij weerklasse F gedurende 25% van de tijd. Neerslag komt bij oostenwind niet zo vaak voor (ca. 15% van de gevallen waarbij sprake is van neerslag).

| station | Vliegbasis Twente |
|--------------------|-------------------|
| stabiliteitsklasse | |
| A | 1 |
| B | 3 |
| C | 3 |
| D | 76 |
| E | 5 |
| F | 9 |
| R ¹⁾ | 5 |
| waarnemingsperiode | 1949-1970 |

| station stab.klasse | Vliegbasis Twente | |
|------------------------|-------------------|------|
| | D | F |
| windrichting | | |
| 350-360-010 | 3,7 | 3,3 |
| 020-030-040 | 5,0 | 6,7 |
| 050-060-070 | 5,5 | 8,7 |
| 080-090-100 | 5,2 | 8,7 |
| 110-120-130 | 4,7 | 7,3 |
| 140-150-160 | 3,5 | 5,3 |
| 170-180-190 | 8,3 | 6,7 |
| 200-210-220 | 19,2 | 8,0 |
| 230-240-250 | 16,7 | 5,3 |
| 260-270-280 | 8,8 | 3,3 |
| 290-300-310 | 7,0 | 2,7 |
| 320-330-340 | 4,2 | 2,7 |
| windstil | 4,8 | 25,3 |
| variabel | 2,2 | 5,3 |
| noord | 12,9 | 12,7 |
| oost | 15,4 | 24,7 |
| zuid | 31,0 | 20,0 |
| west | 32,5 | 11,3 |

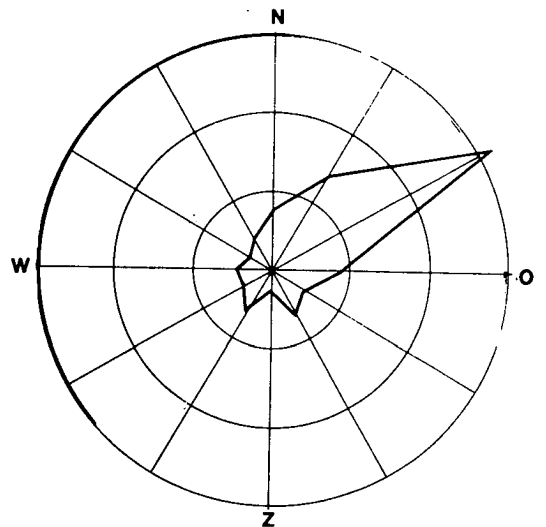
Tabel 1 Verdeling van de stabiliteit van de atmosfeer

Tabel 2 Verdeling van de windrichting in de stabiliteitsklassen D en F



— F, Twente
 D, Twente
 [cross-hatched] Lingen

Figuur 1 Windverdeling



Figuur 2 Neerslagverdeling

APPENDIX IV RESULTATEN VAN ONGEVALSBEREKENING-
EN VOOR DE KERNCENTRALE TE LINGEN

In deze appendix zijn de resultaten van de dosis berekeningen in meer detail gegeven.

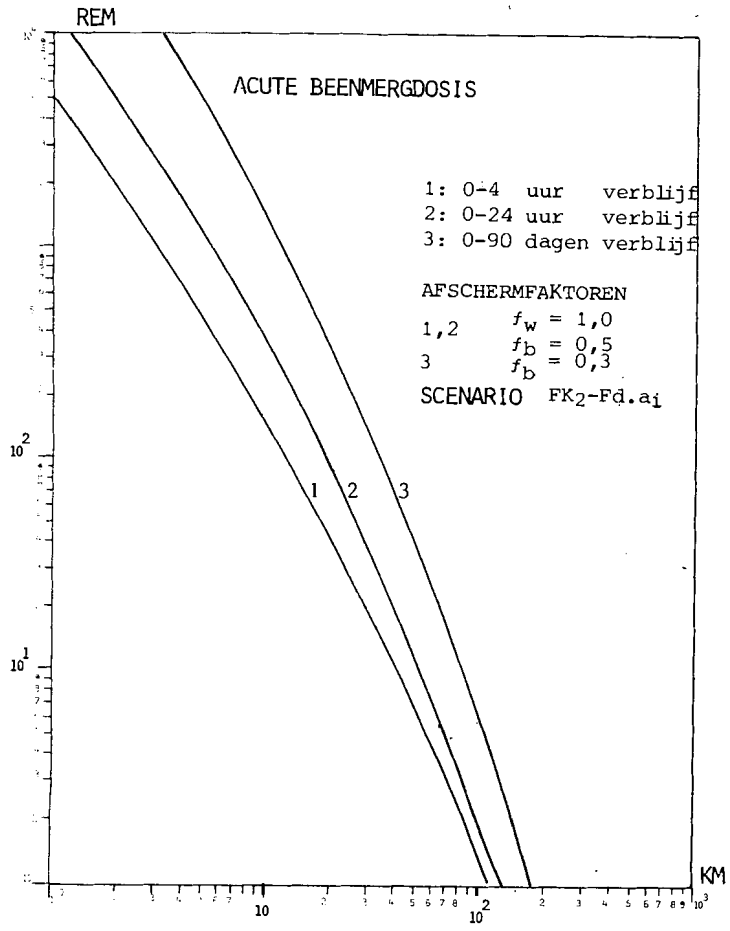
De figuren IV-1 tot en met IV-6 verschaffen een inzicht in de invloed van de verblijfsduur in besmet gebied, op de hoogte van de mogelijke vroeg-somatische beenmergdosis bij ongevallen uit de lozingscategorieën FK-2 en FK-7.

Uit deze figuren blijkt dat bij een beperkt verblijf in besmet gebied, bijvoorbeeld door tijdige evacuatie, de dosis aanzienlijk wordt gereduceerd.

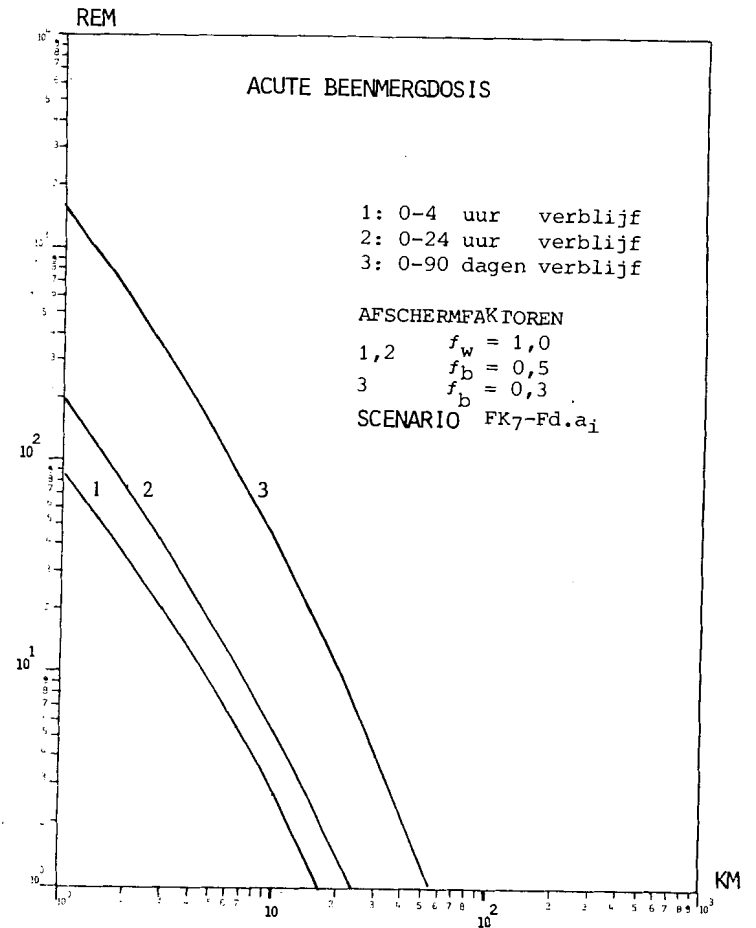
De figuren IV-7 tot en met IV-12 geven een inzicht in de invloed van de verblijfsduur en afscherming op de hoogte van de mogelijke laat-somatische lichaamsdosis bij een ongeval uit de lozingscategorie FK-2. Zowel een beperkt verblijf als een betere afscherming reduceren de mogelijke dosis.

De figuren IV-13 tot en met IV-18 tenslotte, illustreren het langdurige karakter van de radioactieve bodembesmetting. Daarin is voor drie tijdstippen na het ongeval de lichaamsdosis weergegeven die men gedurende één jaar door bodemstraling kan oplopen.

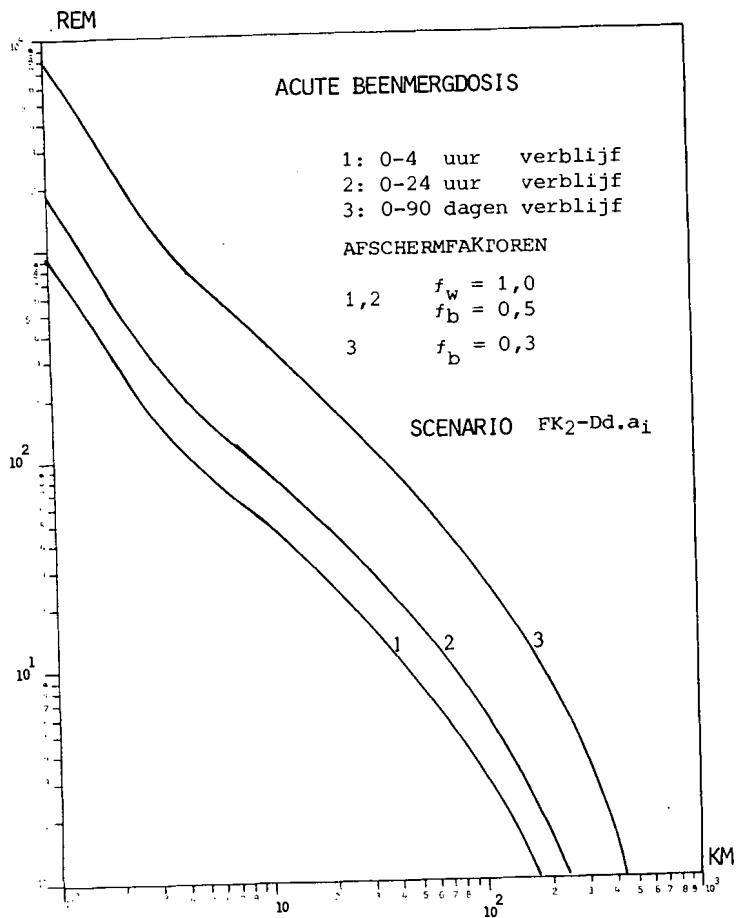
Het blijkt dat na 5 jaar de bodemstraling met minder dan een faktor 10 afneemt.



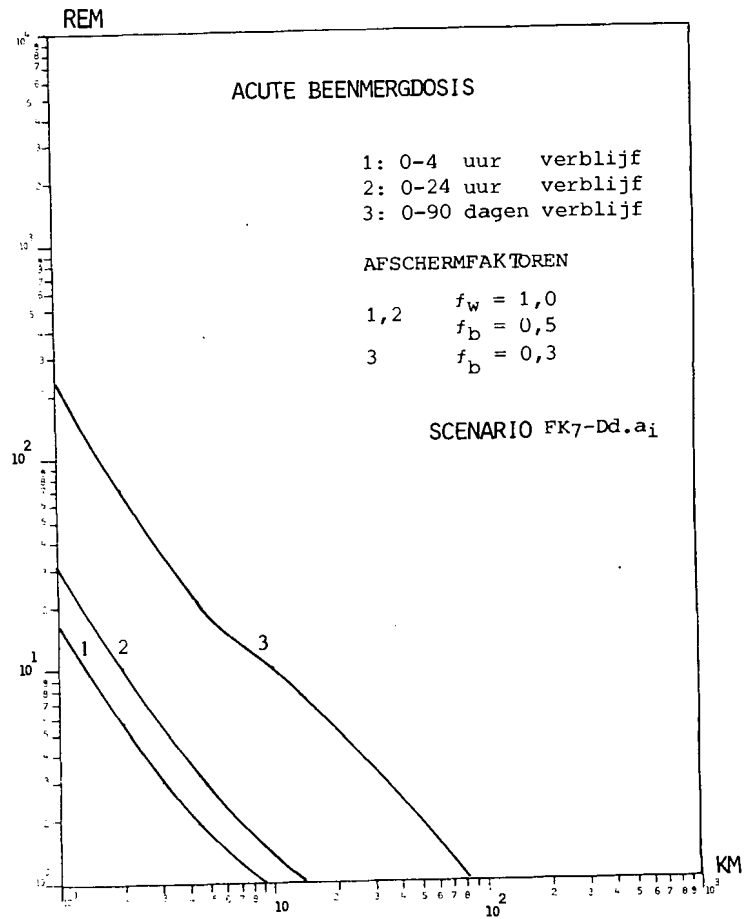
Figuur IV-1



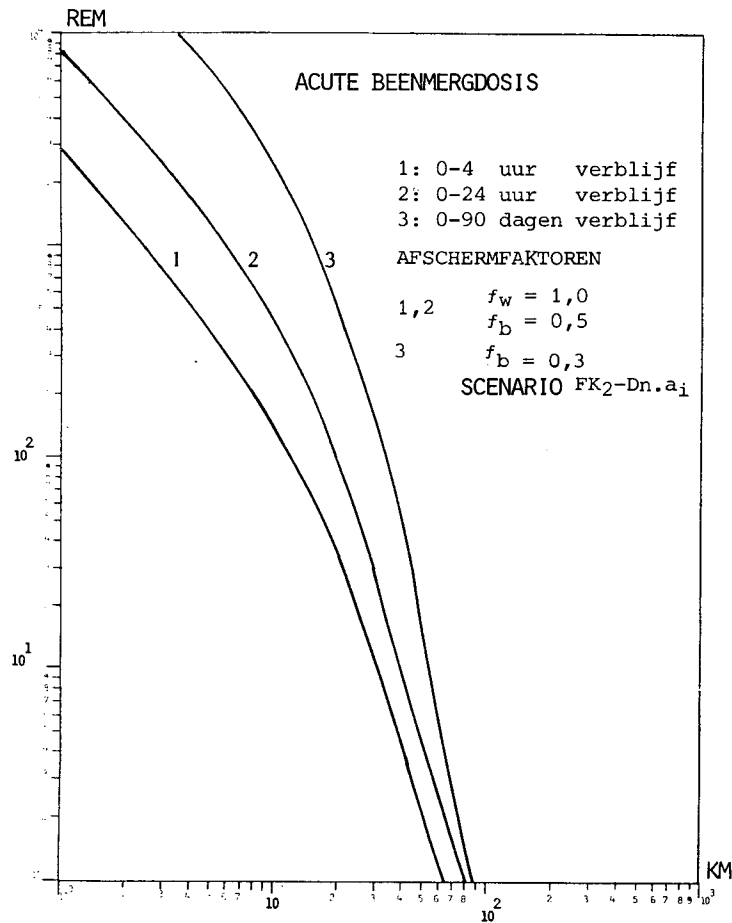
Figuur IV-2



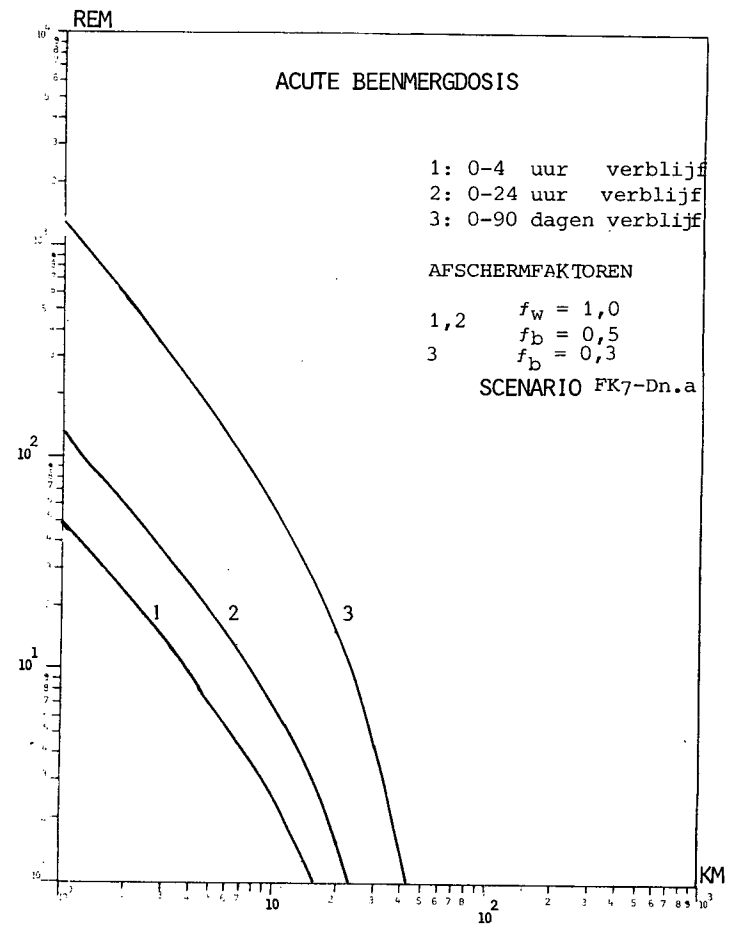
Figuur VI-3



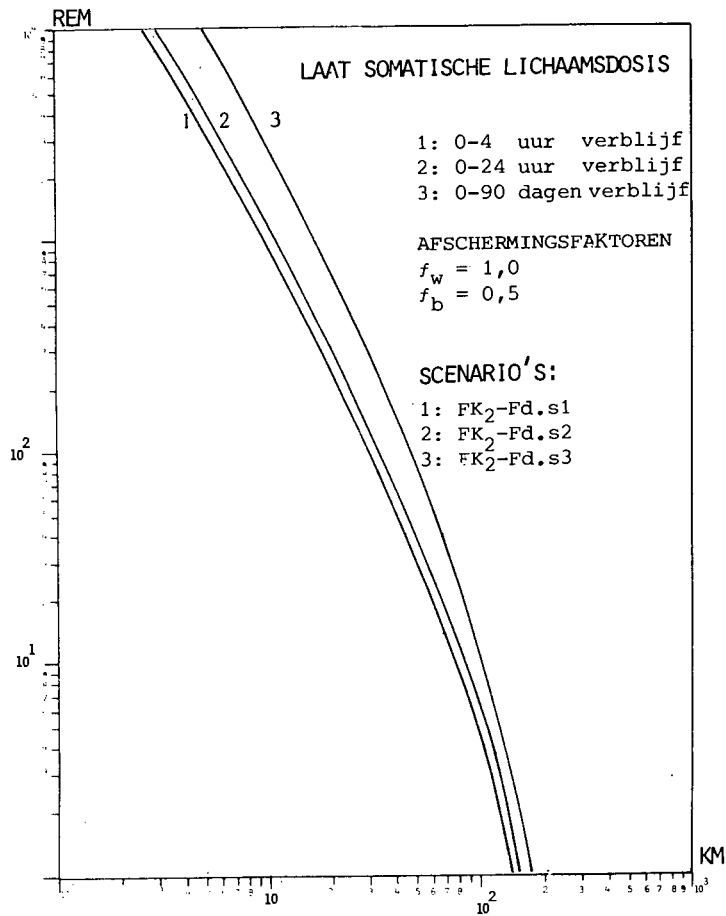
Figuur VI-4



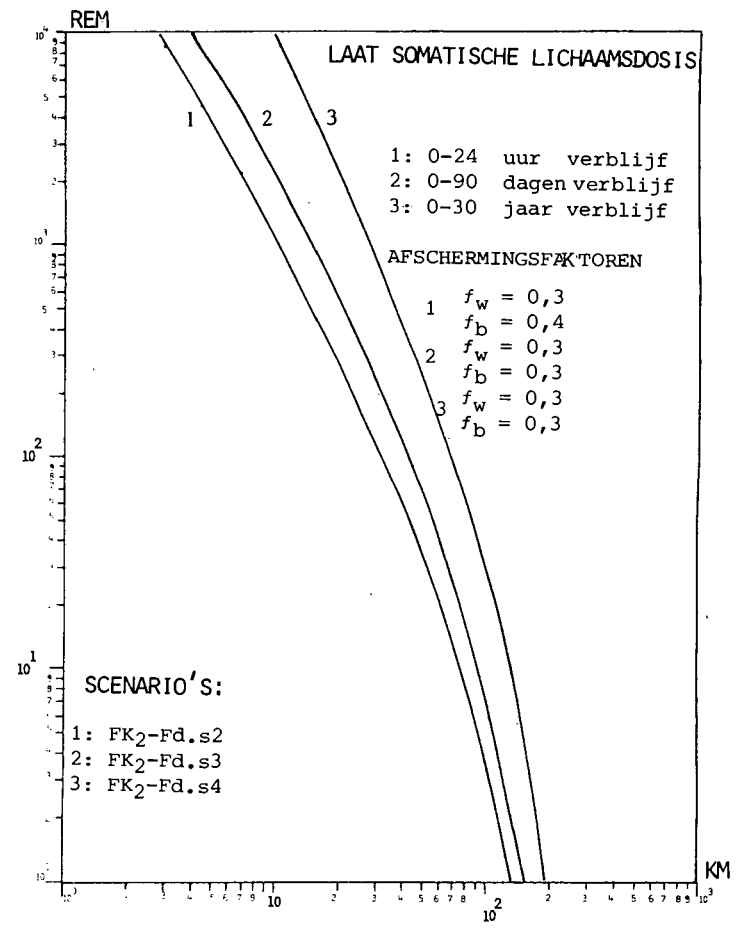
Figuur VI-5



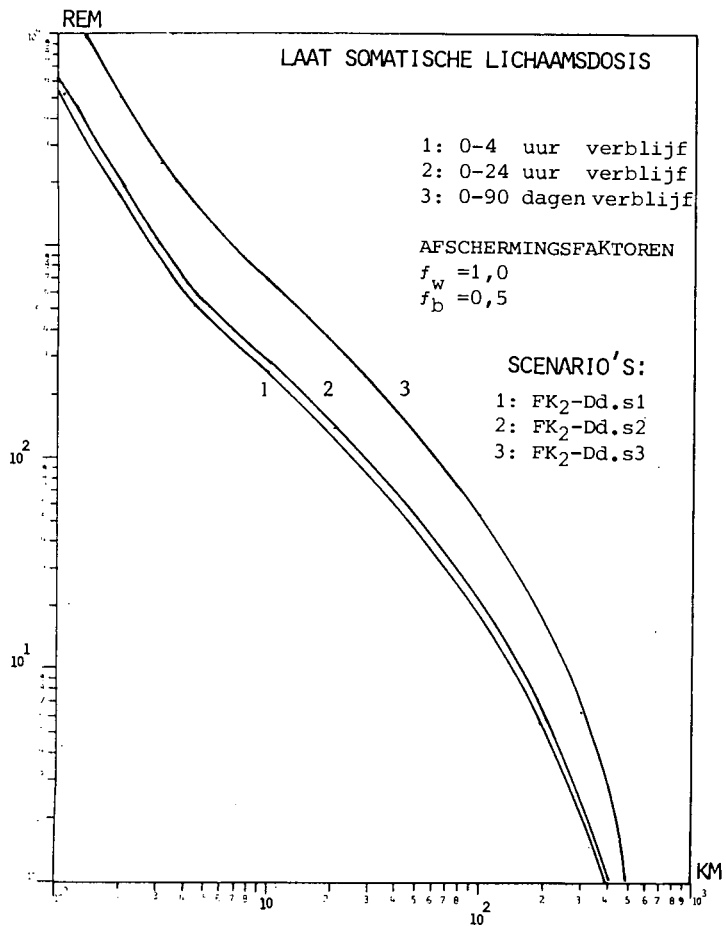
Figuur VI-6



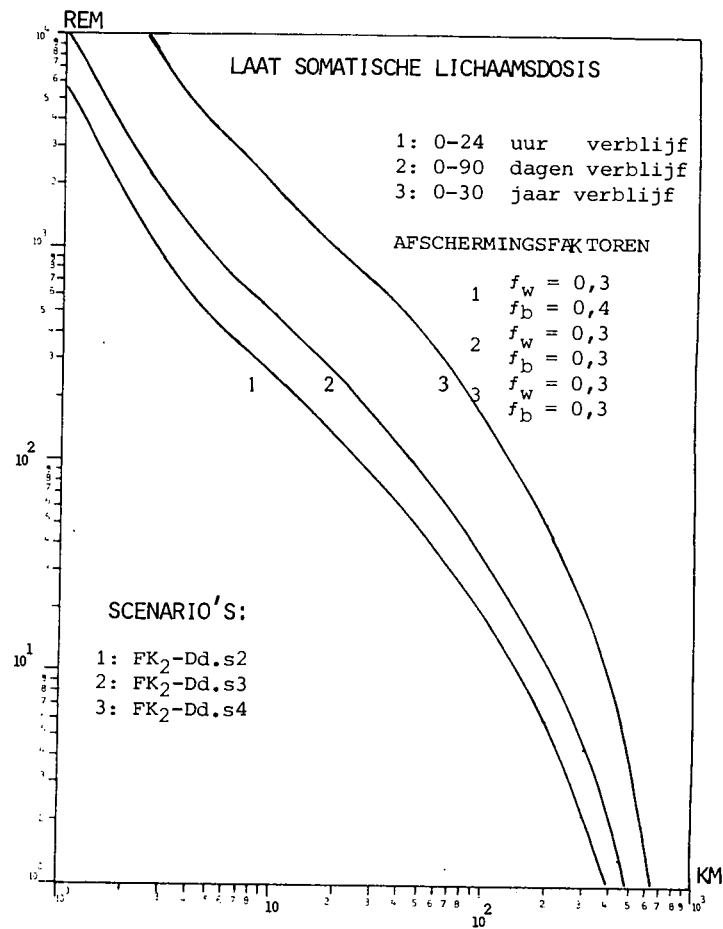
Figuur VI-7



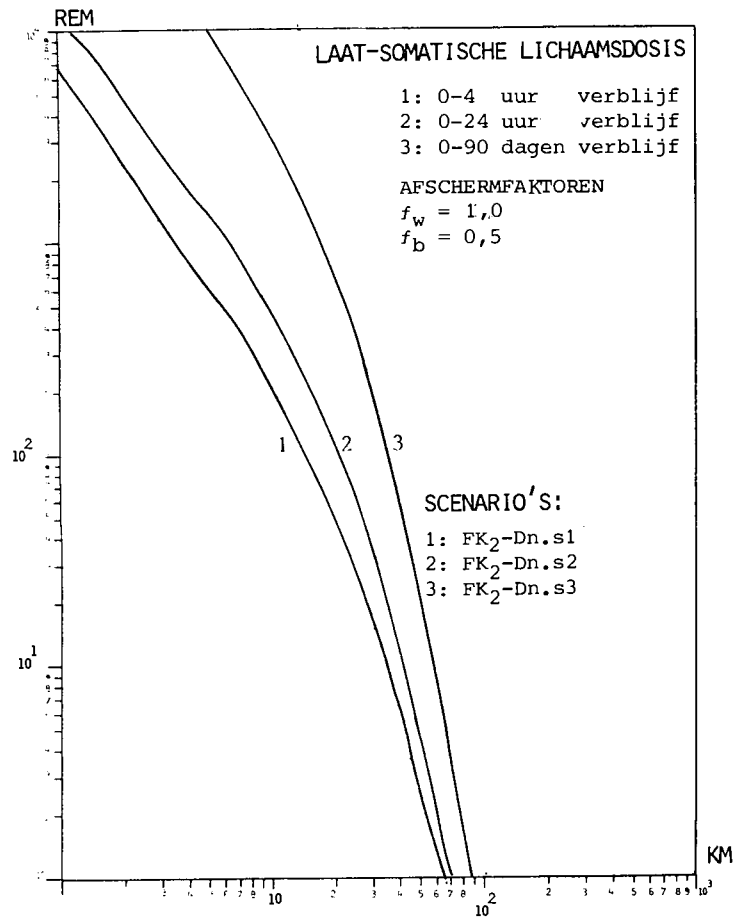
Figuur VI-8



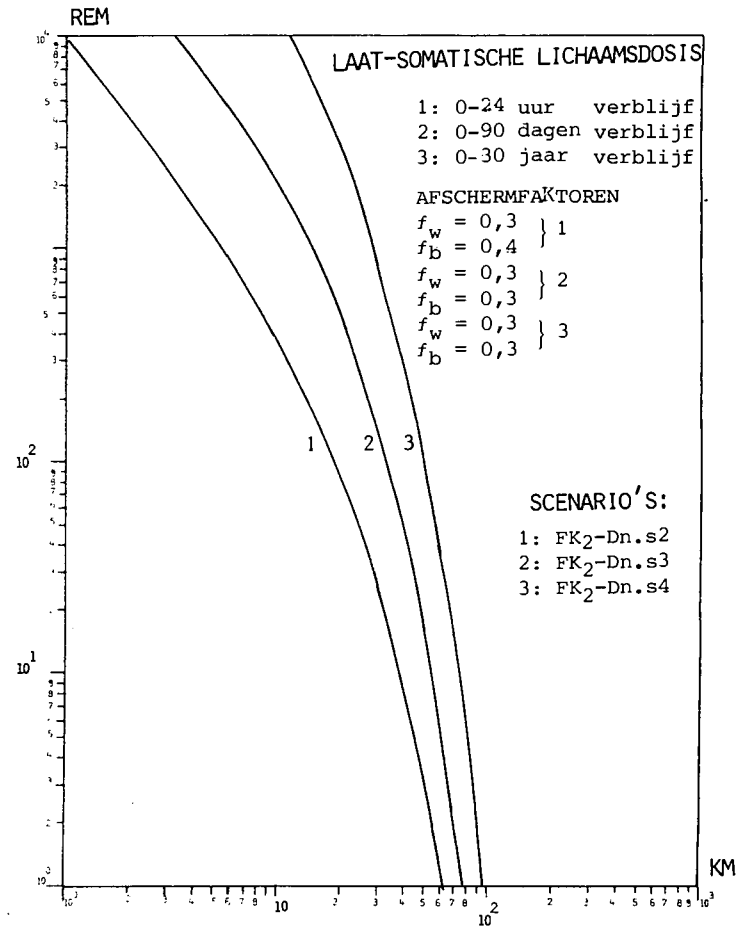
Figuur VI-9



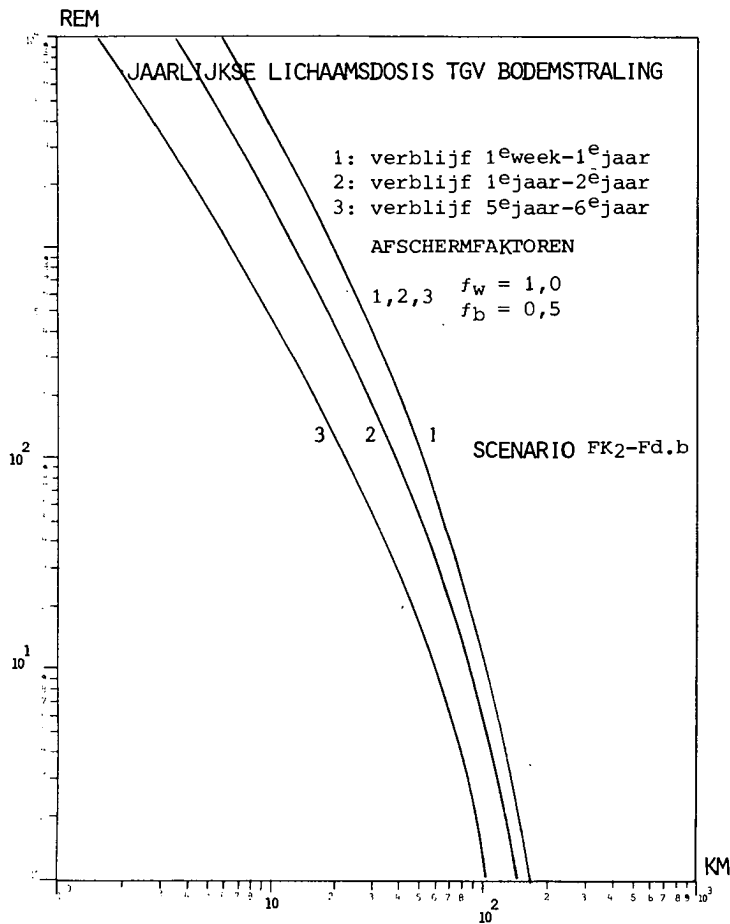
Figuur VI-10



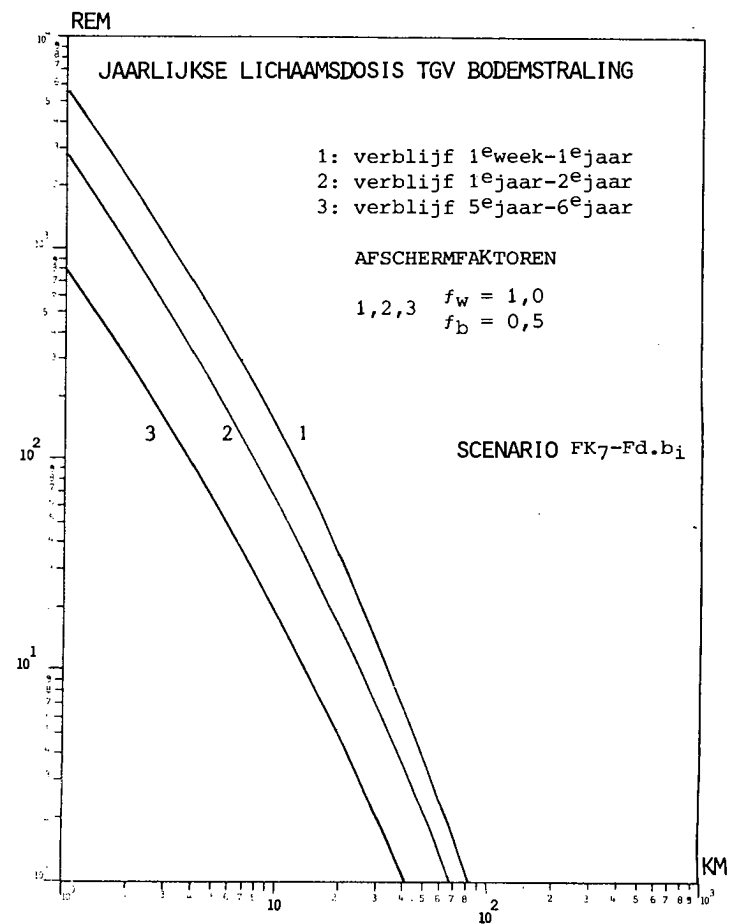
Figuur VI-11



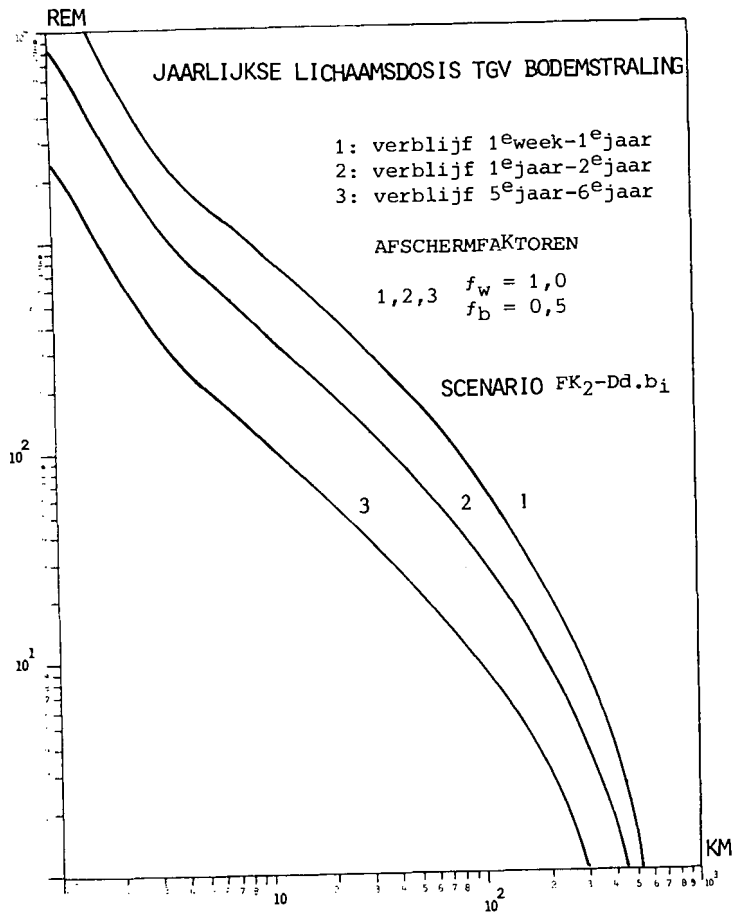
Figuur VI-12



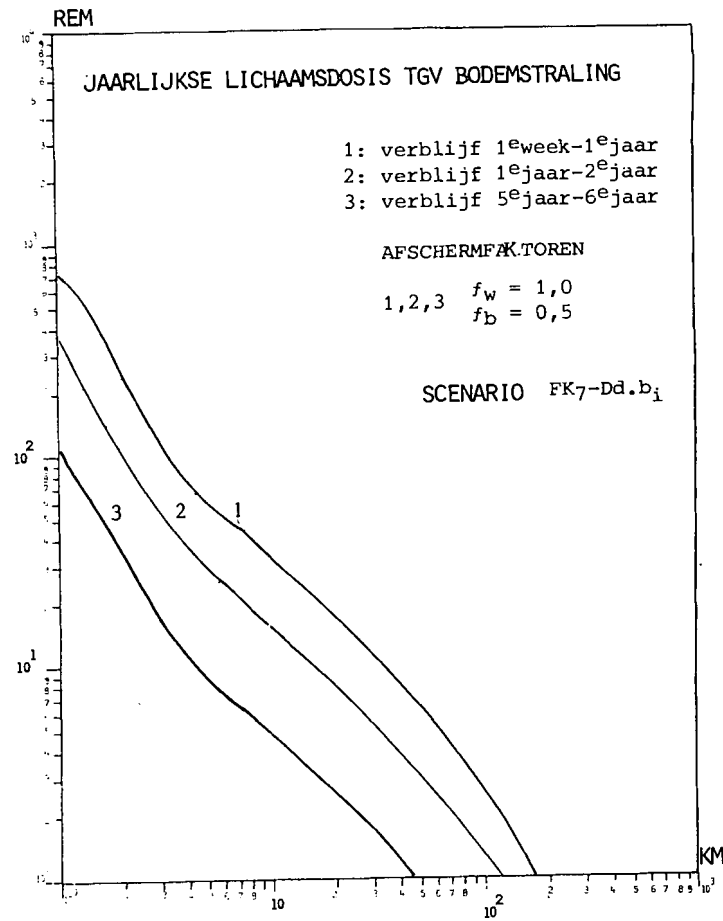
Figuur VI-13



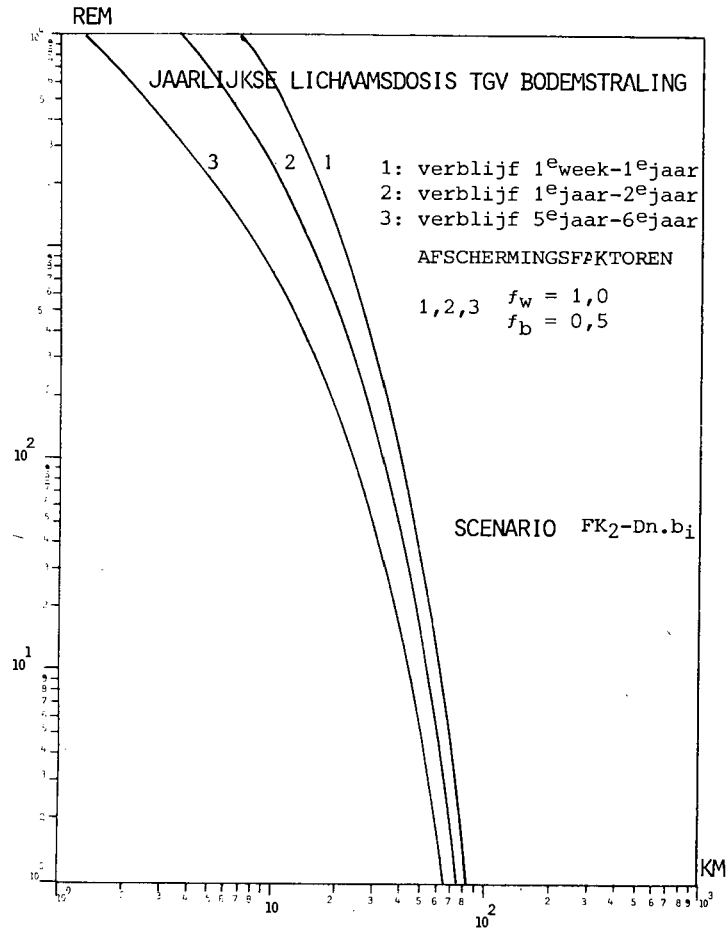
Figuur VI-14



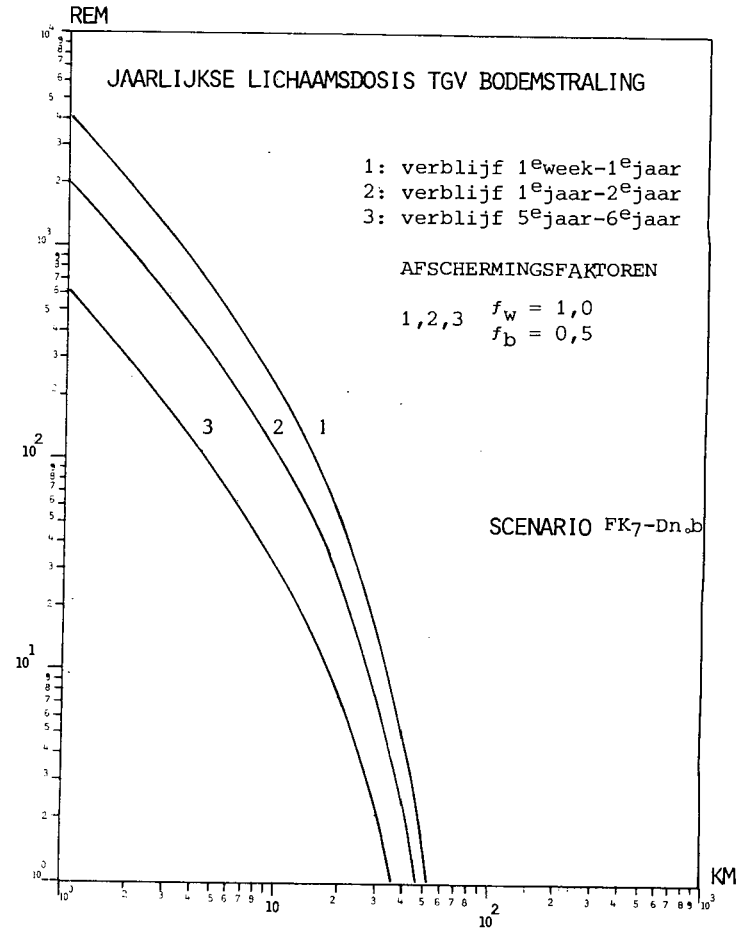
Figuur VI-15



Figuur VI-16



Figuur VI-17

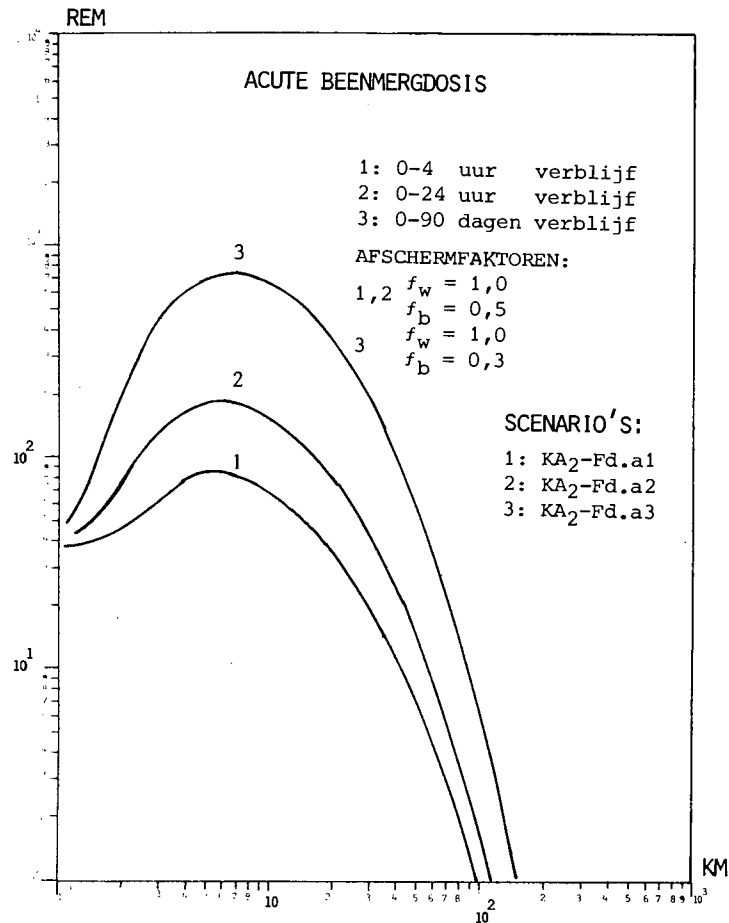


Figuur VI-18

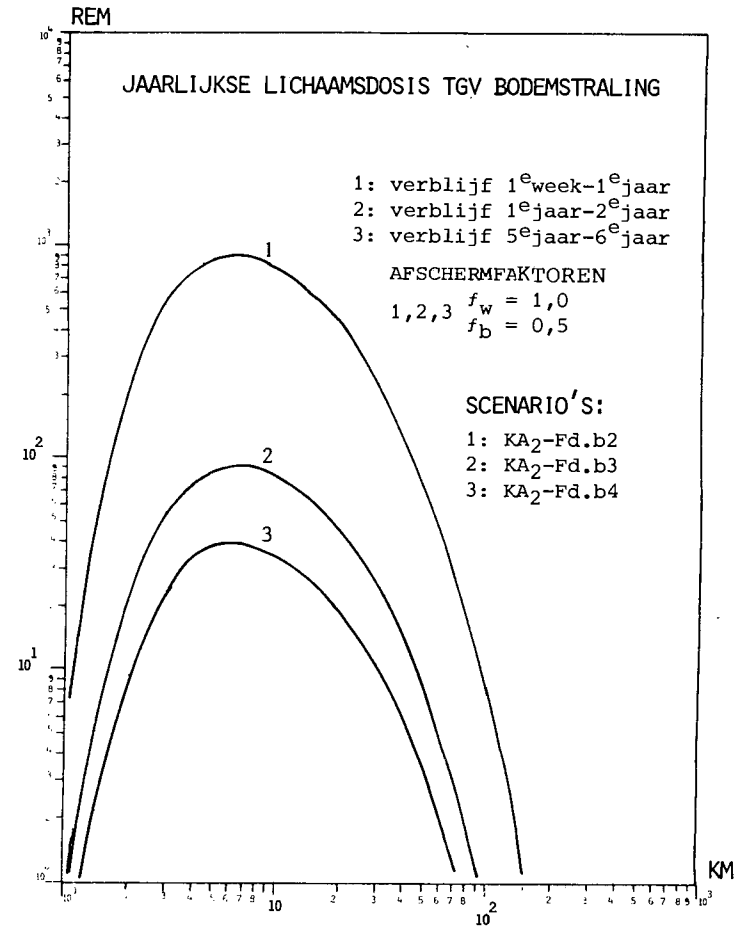
In deze appendix zijn voor het zware ongeval KA-2 te Kalkar de vroeg somatische beenmergdosis in meer detail weergegeven.

De figuren V-1, V-3 en V-5 geven de beenmergdosis voor verschillende weersomstandigheden tijdens het ongeval en voor verschillende verblijfstijden in besmet gebied weer.

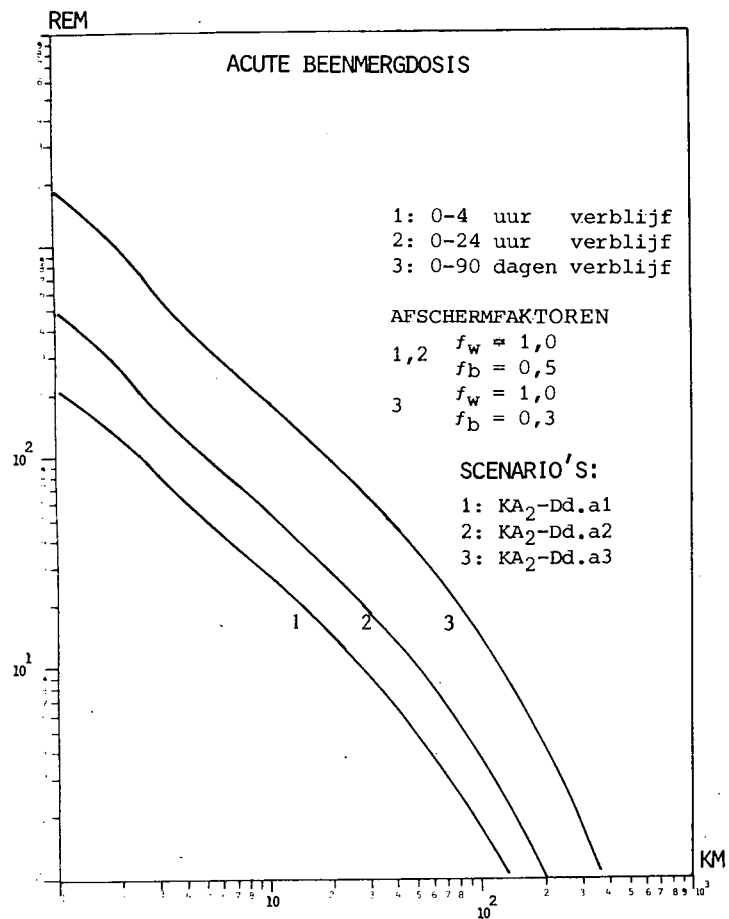
De figuren V-2, V-4 en V-6 geven voor drie tijdstippen na het ongeval de lichaamsdoses die men gedurende een jaar door bodemstraling kan oplopen. Deze figuren illustreren het langdurige karakter van de bodembesmetting.



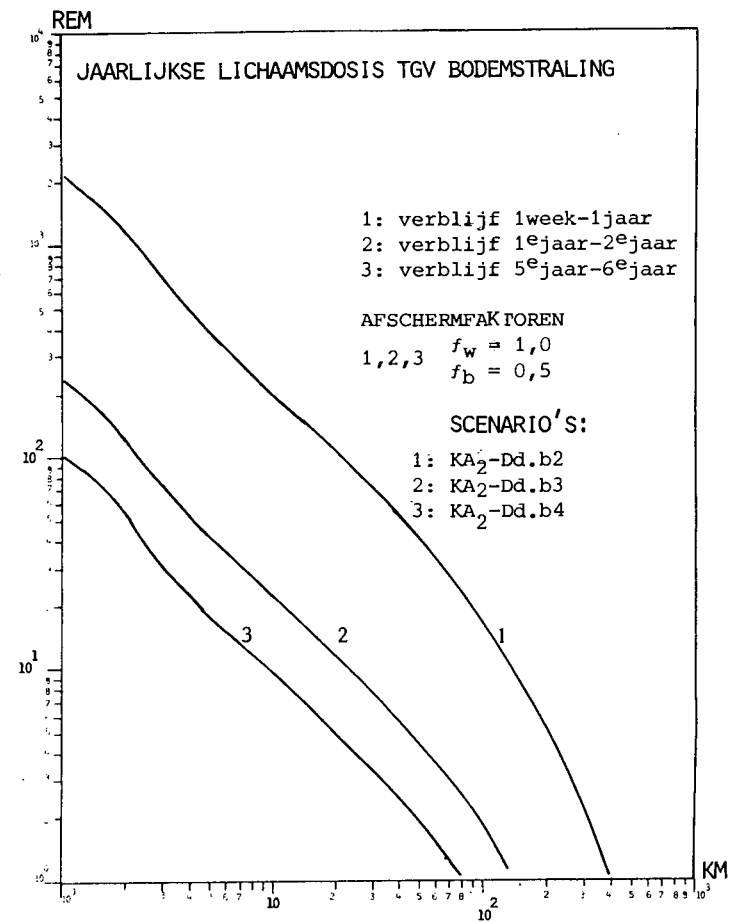
Figuur V-1



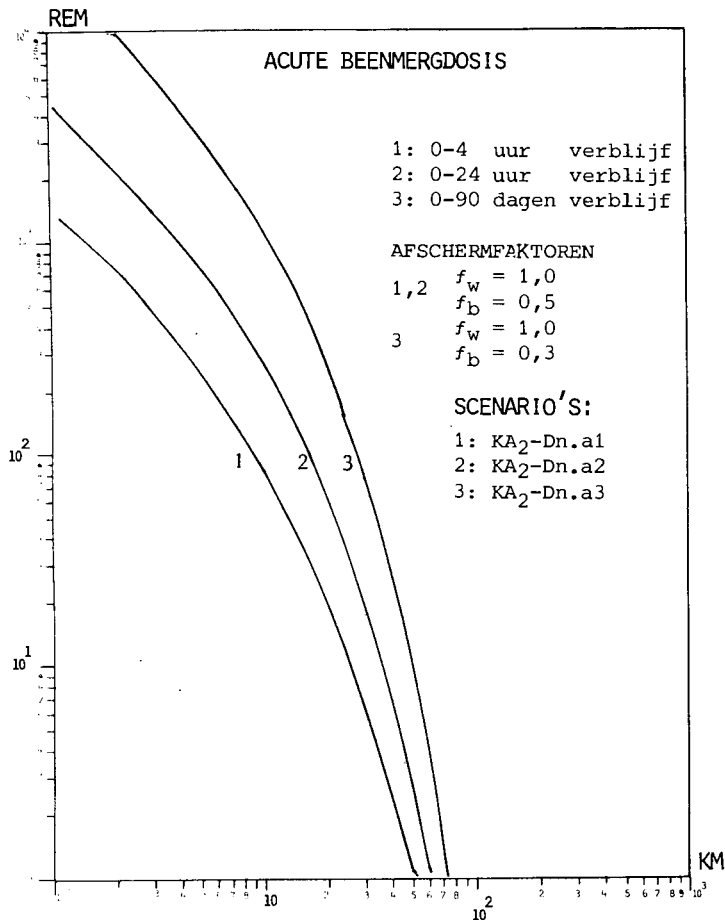
Figuur V-2



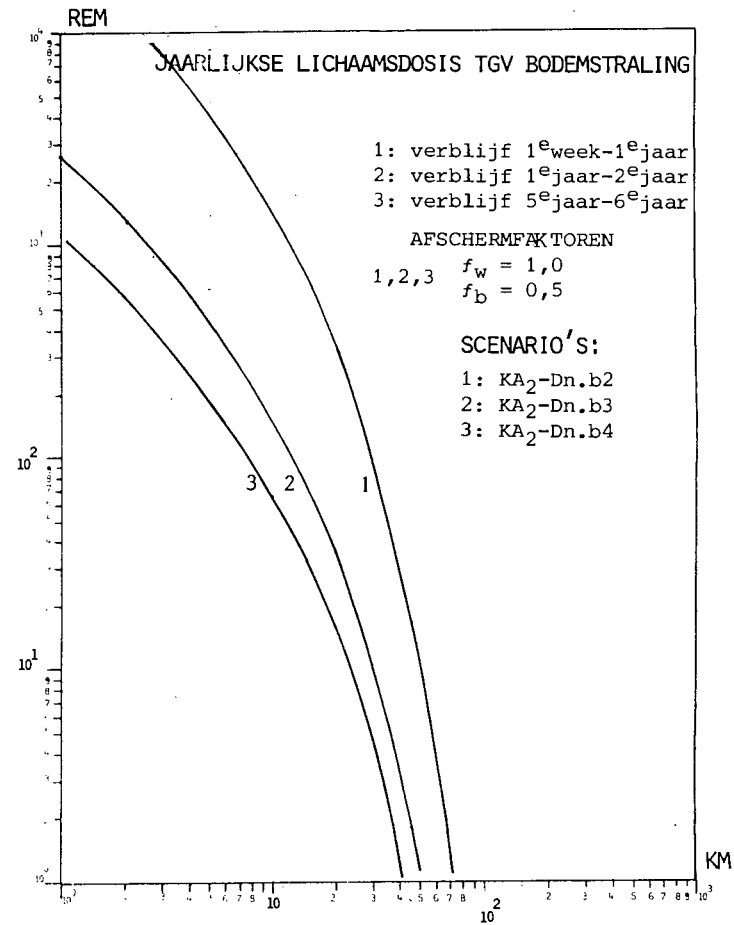
Figuur V-3



Figuur V-4



Figuur V-5



Figuur V-6

In de tabellen A6-1a en 1b zijn de resultaten van de DRK-studie m.b.t. de kans van optreden van de verschillende lozingscategorieën FK-1 t/m FK-8 weergegeven.

In de DRK-studie is gerekend met de kansen zoals die in tabel A6-1b zijn weergegeven. Het verschil tussen tabel 1a en 1b verdient enige toelichting. Voor lozingscategorie FK-7 is dit in de bijlage gedaan.

In de tabellen 1a en 1b zijn tevens de onzekerheden in de berekende kansen weergegeven door vermelding van de grenzen van het 90% subjectieve-betrouwbaarheidsinterval.

Tabel A6-1a
kans per reaktor
bedrijfsjaar

| | Freisetzungskategorien | | | | | | | |
|---------------------------------|---|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| | Summe aller Häufigkeiten in den einzelnen Freisetzungskategorien, ohne Beitrag von 10 % aus den benachbarten Freisetzungskategorien | | | | | | | |
| Erwartungswert | $2 \cdot 10^{-6}$ | $4 \cdot 10^{-7}$ | $3 \cdot 10^{-7}$ | $7 \cdot 10^{-7}$ | $1 \cdot 10^{-5}$ | $7 \cdot 10^{-5}$ | $2 \cdot 10^{-7}$ | $1 \cdot 10^{-3}$ |
| Median (50-%-Fraktile) | $4 \cdot 10^{-7}$ | $2 \cdot 10^{-7}$ | $2 \cdot 10^{-7}$ | $4 \cdot 10^{-7}$ | $6 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-5}$ | $1 \cdot 10^{-7}$ | $6 \cdot 10^{-4}$ |
| Untere Grenze (5-%-Fraktile) | $3 \cdot 10^{-8}$ | $6 \cdot 10^{-8}$ | $4 \cdot 10^{-8}$ | $1 \cdot 10^{-7}$ | $1 \cdot 10^{-6}$ | $5 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-8}$ | $9 \cdot 10^{-5}$ |
| Obere Grenze (95-%-Fraktile) | $7 \cdot 10^{-6}$ | $1 \cdot 10^{-6}$ | $1 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-6}$ | $5 \cdot 10^{-5}$ | $2 \cdot 10^{-4}$ | $8 \cdot 10^{-7}$ | $4 \cdot 10^{-3}$ |

Tabel A6-1b

| | Summe aller Häufigkeiten in den einzelnen Freisetzungskategorien, mit Beitrag von 10 % aus den benachbarten Freisetzungskategorien | | | | | | | |
|---------------------------------|--|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Erwartungswert | $2 \cdot 10^{-6}$ | $6 \cdot 10^{-7}$ | $6 \cdot 10^{-7}$ | $3 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-5}$ | $7 \cdot 10^{-5}$ | $1 \cdot 10^{-4}$ | $1 \cdot 10^{-3}$ |
| Median (50-%-Fraktile) | $4 \cdot 10^{-7}$ | $3 \cdot 10^{-7}$ | $3 \cdot 10^{-7}$ | $1 \cdot 10^{-6}$ | $9 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-5}$ | $6 \cdot 10^{-5}$ | $6 \cdot 10^{-4}$ |
| Untere Grenze (5-%-Fraktile) | $4 \cdot 10^{-8}$ | $7 \cdot 10^{-8}$ | $8 \cdot 10^{-8}$ | $3 \cdot 10^{-7}$ | $2 \cdot 10^{-6}$ | $5 \cdot 10^{-6}$ | $9 \cdot 10^{-6}$ | $9 \cdot 10^{-5}$ |
| Obere Grenze (95-%-Fraktile) | $7 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-6}$ | $9 \cdot 10^{-6}$ | $7 \cdot 10^{-5}$ | $2 \cdot 10^{-4}$ | $4 \cdot 10^{-4}$ | $4 \cdot 10^{-3}$ |

Toelichting op tabel A6-1a en 1b

De tabellen 1a en 1b tonen een mogelijk gebied waarbinnen de DRK, met 90% zekerheid verwacht dat de kans op ongevallen uit de beschouwde categorie, zal liggen.

Een belangrijke kanttekening die hierbij gemaakt moet worden is dat het uiteraard niet mogelijk is, de niet beschouwde of over het hoofd geziene faaloorzaken kwantitatief tot uitdrukking te brengen in de onzekerheidsanalyse.

Het "onzekerheidsbereik" van de kansschatting is dus tot stand gekomen aan de hand van toegekende

onzekerheidsmarges (90% subjektieve-betrouwbaarheidsinterval) aan de modelparameters die in het model zijn opgenomen.

Naast de invloed van onzekerheden in modelparameters (faalkansgegevens van componenten) is de wijze waarop men modelmatig omgaat met afhankelijk faalgedrag (common cause failure) van systeemonderdelen bepalend voor de eindresultaten van de kansschatting op een kernongeval.

Dit vormt een gevoelig aspect voor mogelijke uitkomsten (zie Yelling, ref. 20, hfdst.8).

In de DRK is geen analyse uitgevoerd naar de mate waarin de onzekerheid van de resultaten afhangt van "common cause faalgedragveronderstellingen".

De reden hiervan zou kunnen zijn dat naar het oordeel van de DRK het common cause faalgedrag op een adequate en eenduidige wijze kwantitatief in het model is behandeld, waardoor deze exercitie als onnodig is beoordeeld. Een verantwoording voor het achterwege laten van een dergelijke analyse wordt door de DRK echter niet gegeven.

In hoofdstuk 8 is uitgebreid ingegaan op de niet of moeilijk modelmatig kwantificeerbare factoren die van invloed zijn op het mogelijke ontstaan van kernongevallen. Dit probleem bleek een belangrijke reden te zijn voor het uiteenlopen van de opvattingen tussen diverse deskundigen over de waarde en het gebruik van kansberekeningen.

Het Lewis-rapport (NUREG/CR-0400) onderkent het probleem om tot betrouwbare kansschattingen te komen als gevolg van de rol van de menselijke faktor. Hoewel de menselijke interventie in het systeem ten dele in de gebeurtenissen en foutenboom methode te behandelen is, blijven er een aantal problemen bestaan. Het rapport konkludeert dat "alhoewel men geen kwantitatieve basis heeft om de opvatting te onderbouwen, de kommissie het gevoel heeft dat de rol van de bedieningsmensen en overige werknemers om enkele mogelijke ongevalsgebeurtenissen te beheersen of te beperken in de RSS-studie (WASH-1400) significant onderschat is." Daarnaast heeft men echter het gevoel dat het menselijk falen in enkele gebeurtenissenbomen, waarin dit belangrijke gevolgen heeft, over het hoofd gezien zou kunnen zijn.

Men dient zich te realiseren dat de onzekerheid over de validiteit van het kansmodel niet tot uitdrukking is gebracht in het aangegeven bereik, waarbinnen volgens de DRK met 90% zekerheid verwacht wordt dat de kans op een kernongeval zal liggen.

BIJLAGE

Lozingskategorie FK-7 omvat een door de veiligheidssystemen beheerst koelmiddelverliesongeval, waarbij een lek in de veiligheidssomhulling wordt verondersteld.

Uit de DRK-studie blijkt dat de geschatte kans op een FK-7 wordt bepaald door het produkt van de kans op het optreden van een groot en/of middelgroot lek in de hoofdkoelleiding ($3 \cdot 10^{-4}$, resp. $8 \cdot 10^{-4}$ aantal: per reaktorbedrijfsjaar (verwachtingswaarde)) en de kans op het optreden van een groot lek in de veiligheidssomhulling ($2 \cdot 10^{-4}$) (zie ook tabel A6-2).

Hieruit volgt dat de kans op het optreden van een FK-7 wordt geschat op ongeveer $2 \cdot 10^{-7}$. Deze kans is in tabel Ia weergegeven.

In navolging van de WASH-1400 studie wordt in de DRK-studie dit kanscijfer aangepast (zgn. probability smoothing) door bij het berekende kanscijfer 10% van het kanscijfer van de naast gelegen lozingskategorie FK-8 op te tellen. Daar voor FK-8 een kans van 10^{-3} is berekend (zie tabel 1a) levert dit een kans 10^{-4} op voor FK-7. (Deze kansen zijn in tabel 1b weergegeven.) Voor FK-7 betekent dit een verhoging met een factor 500 in vergelijking met het oorspronkelijke kanscijfer.

Deze procedure is volledig arbitrair en wordt in de DRK gemotiveerd met de redenering dat door het volgen van deze procedure onzekerheden in de lozingsberekningen worden meegenomen. In de WASH-1400 studie is de motivatie meer gelegen in het aldus meenemen van (eventuele) niet gedefinieerde common-mode invloeden.

APPENDIX VII

- VII.1 Stromingspatroon rond de koepel van een kerncentrale
- VII.2 Tijdsafhankelijke verandering van een menglaag
- VII.3 Depositiesnelheid
- VII.4 Uitwaskoefficiënt
- VII.5 Grafische weergaven van dispersiecoëfficiënten voor verschillende weerskategorieën
- VII.6 Totaal overzicht van de resultaten van de gevoeligheidsanalyse

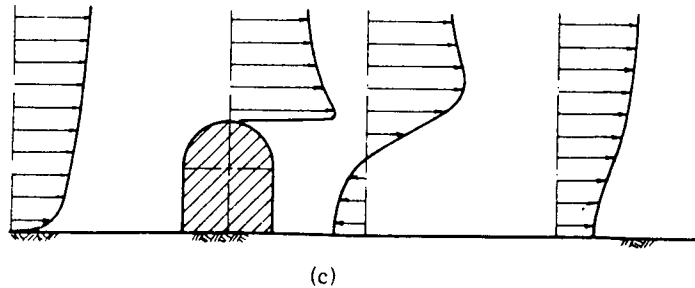
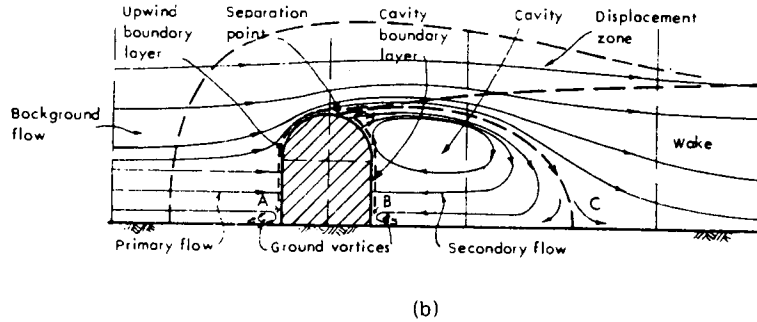
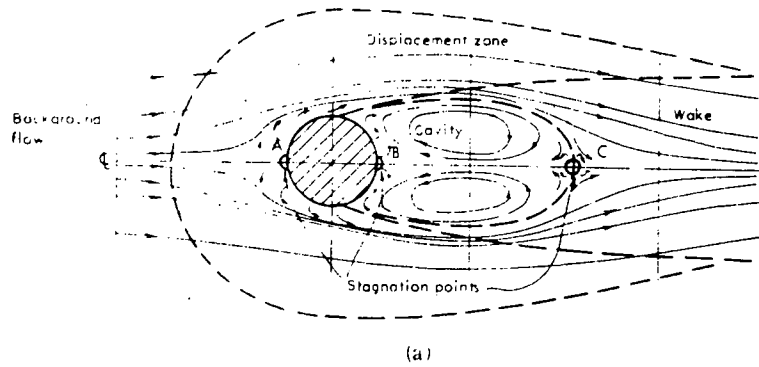
1. Stromingspatroon rond de koepel van een kerncentrale

Beeld van het stromingspatroon rond de koepel van een kerncentrale

A : Stromingspatroon rond het object op grondniveau in het horizontale vlak

B : Stromingspatroon in het verticale vlak op de symetrie-as

C : Snelheidsprofielen in het verticale vlak op de symetrie-as

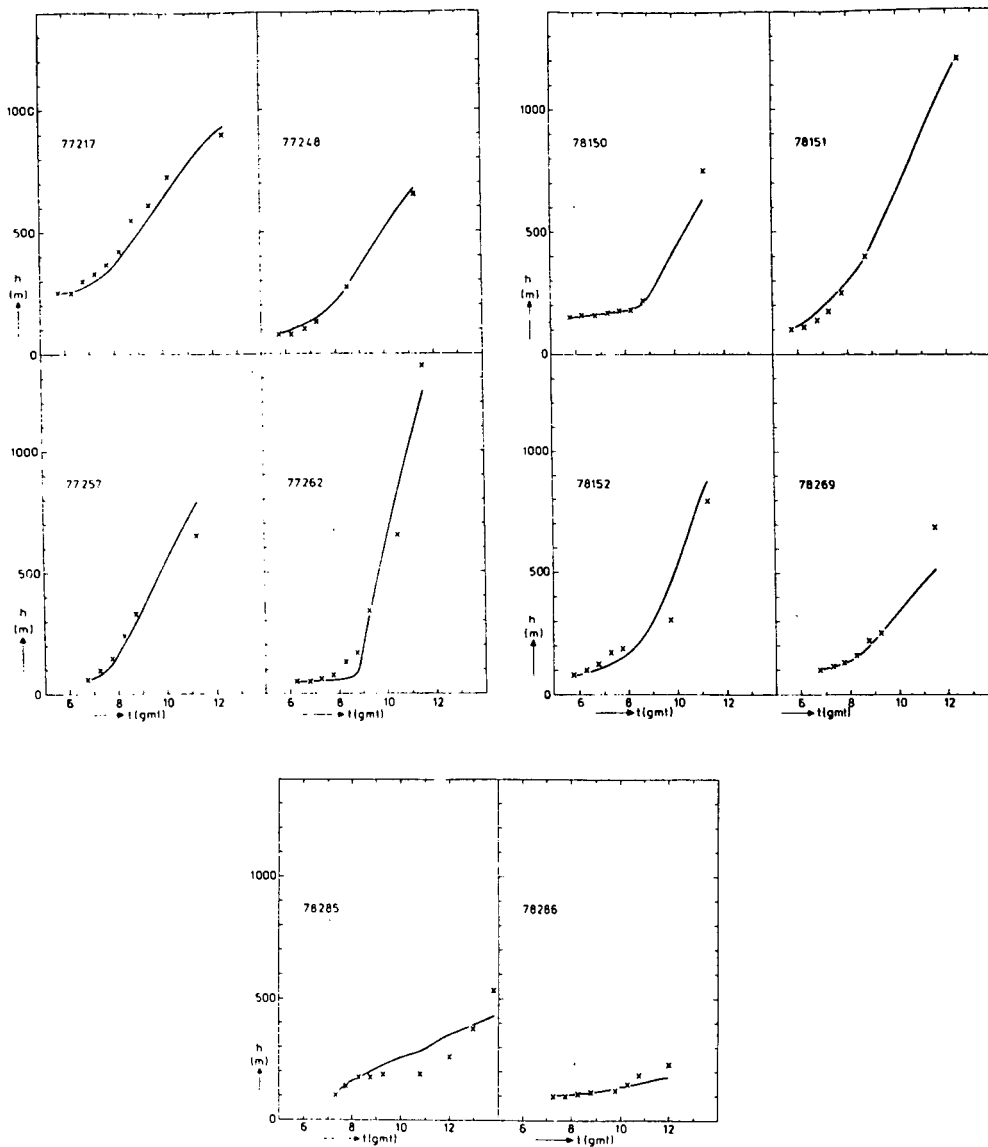


Ref. G.G. Eichholz

"Environmental Aspects of Nuclear Power"

Ann. Arbor Science Publishers Inc.

2. Tijdsafhankelijke verandering van een menglaag

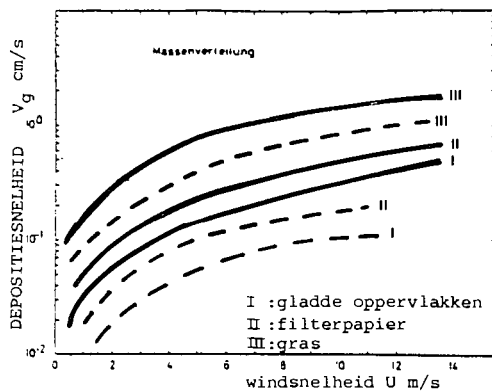


Vergelijking van de geobserveerde ontwikkeling van de menglaaghoogte X en de berekende menglaaghoogte voor verschillende meetdagen.

Ref. Driedonks A.G.M.

"Dynamics of the well-mixed atmospheric boundary layer"
 Proefschrift VU Amsterdam '81

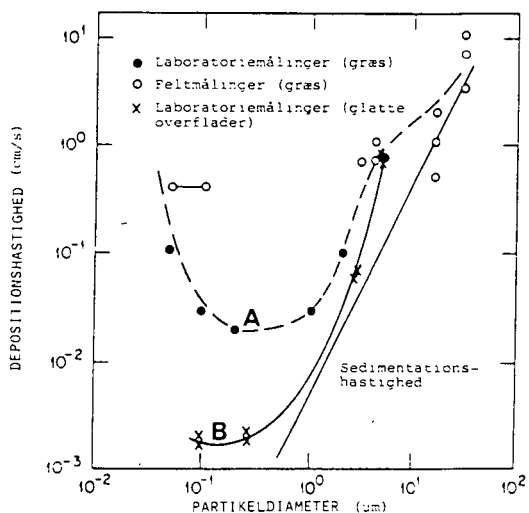
3. Depositievelheid



De getrokken lijnen geven het verband weer van de depositievelheid voor natuurlijke aerosol en de windsnelheid.

De onderbroken lijnen geven het verband weer van de depositievelheid voor natuurlijk radioactieve aerosol en de windsnelheid.

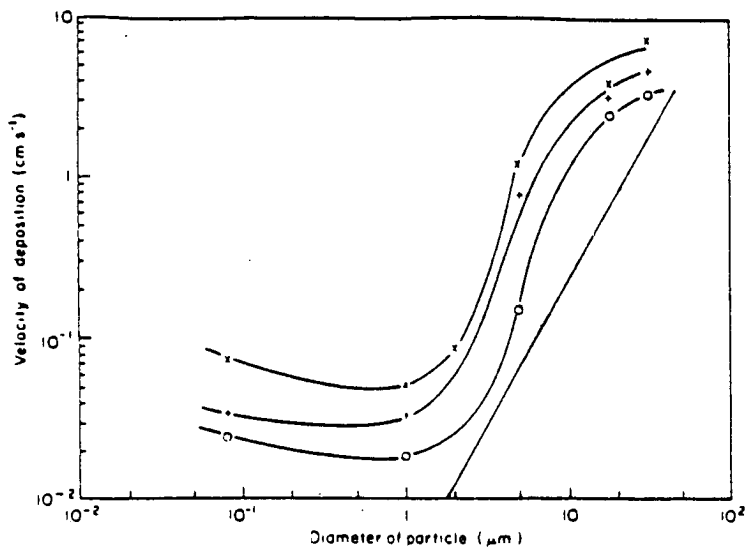
Bron: Ahmed A. "Untersuchungen zur Aerosoldeposition an Oberflächen",
Universiteit Gissen 1979



Kurve A. Laboratorie- og feltmålinger af depositions-hastigheder af partikler på græs (fra McMahon og Denison 1979).

Kurve B. Laboratiemålinger af depositions-hastigheden på glatte overflader $U_0 = 73$ cm/s $U = 13,4$ m/sec (fra McMahon og Denison 1979).

Bron Jørn Roed RISØ-M-2274 oct. '81
Onderzoekcentrum Risø Roskilde
Denemarken

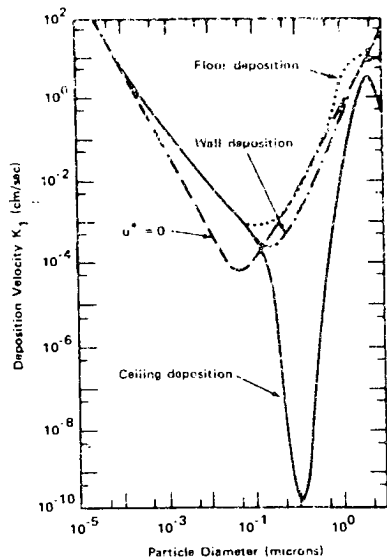


Depositiesnelheid als funktie van de deeltjesgrootte op grond van windtunnelproeven bij verschillende wrijvingsnelheden U

- x : U = 140 cm/s
- + : U = 70 cm/s
- o : U = 36 cm/s

1 : verband volgens Chamberlain, A.C. "The movement of particles in plant communities" Vegetation and the atmosphere vol.1 '75

Bron : Jørn Roed RISØ-M-2274 oct. '81



Depositiesnelheden voor verschillende oppervlakken.
U = 34,1 cm/s

Bron : WASH-1400 app. VI 1974

4. Uitwaskoefficiënt

De waarde van de uitwaskoefficiënt is voornamelijk een functie van de neerslagintensiteit.

In onderstaande figuren zijn enige experimentele resultaten en theoretisch berekende resultaten weergegeven.

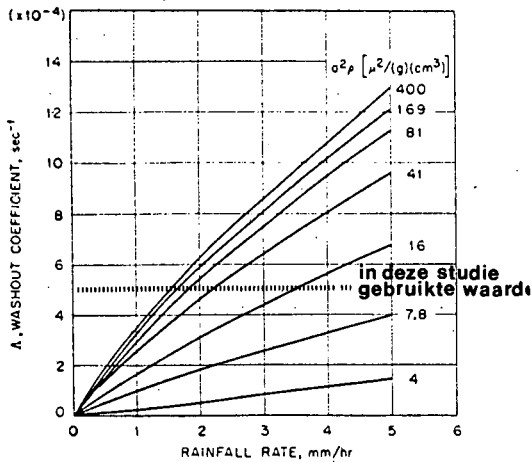


Fig. 4 Washout coefficients for unit density particles vs. rainfall rate and $a^2\rho [\mu^2/(g)(cm^3)]$, where a and ρ are the radius and density of the particles. These calculations are based on Best's²² spectra and Langmuir's¹¹ target efficiencies. (Adapted from Ref. 6.)

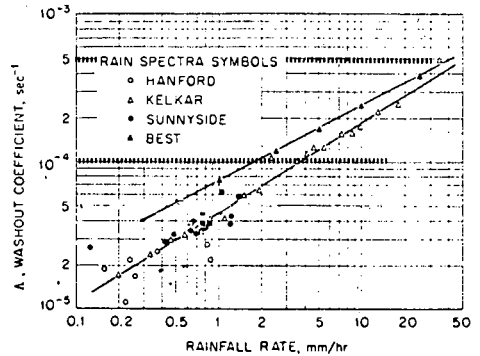


Fig. 6 Predicted washout coefficients in rain for I_2 based on Best's²² fitted spectra and spectra from Washington and India.^{24,25}

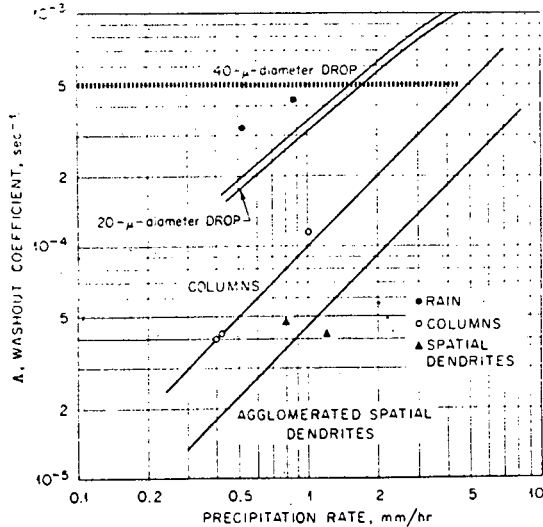


Fig. 7 Washout coefficients for inorganic iodine in process-plant stack gases in rain and snow. (From Ref. 37.)

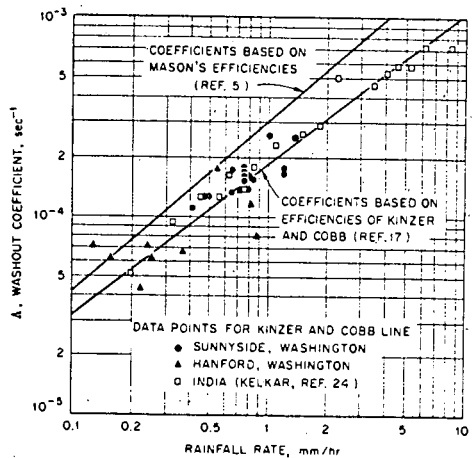


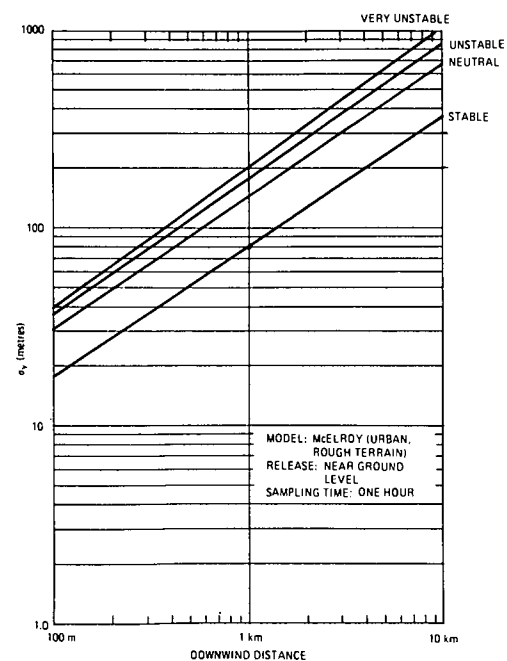
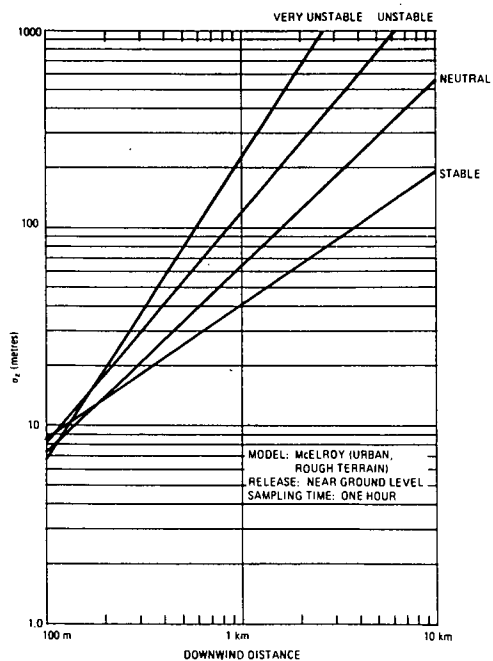
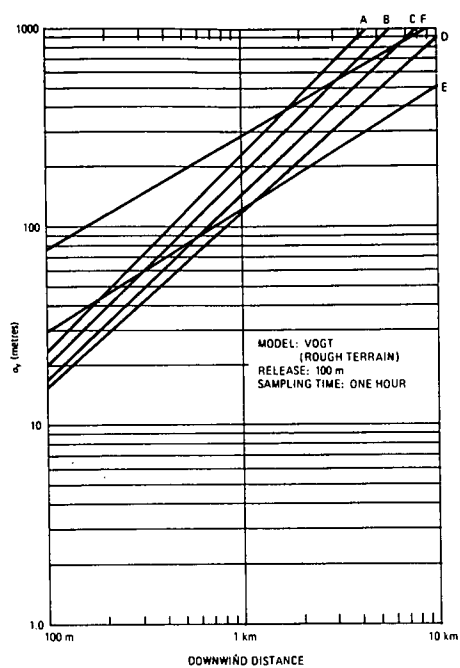
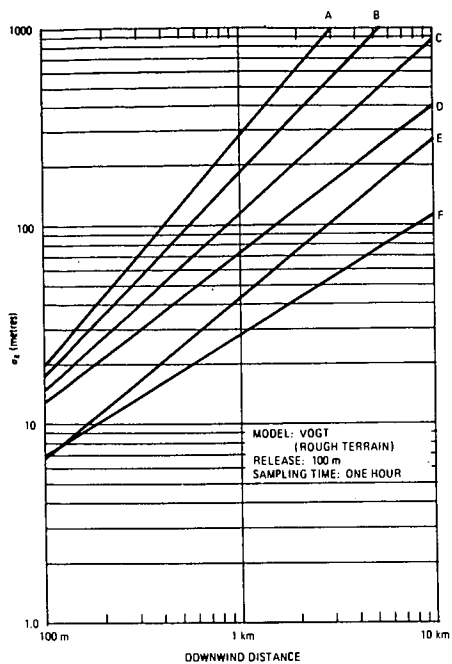
Fig. 5 Washout coefficients for $a^2\rho = 42$ only, calculated from spectra measured in Washington and India based on theoretical efficiencies from Mason⁵ and measured efficiencies of Kinzer and Cobb.¹⁷

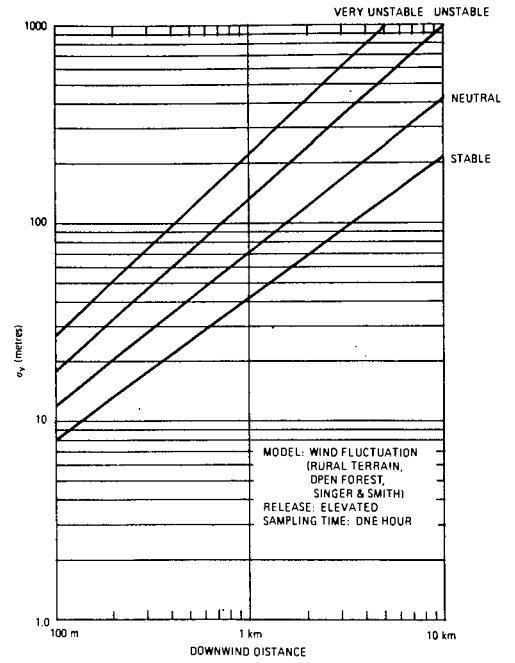
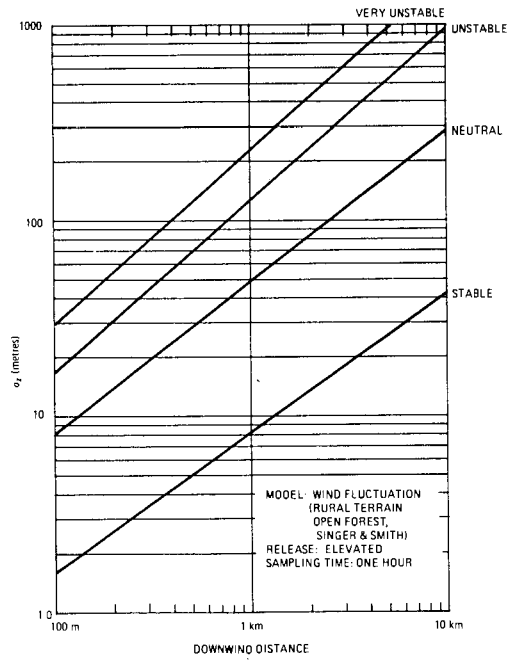
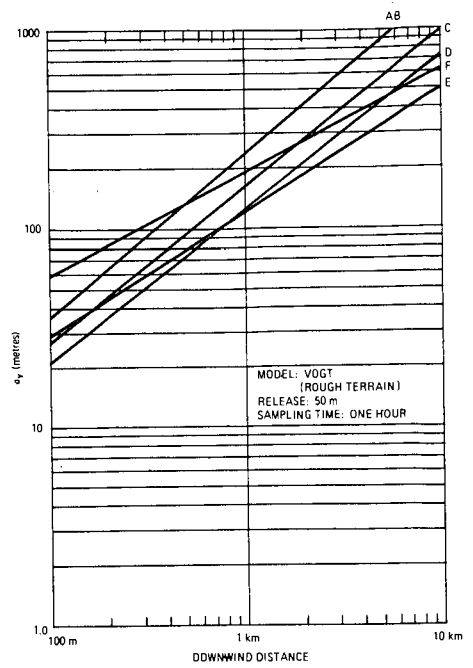
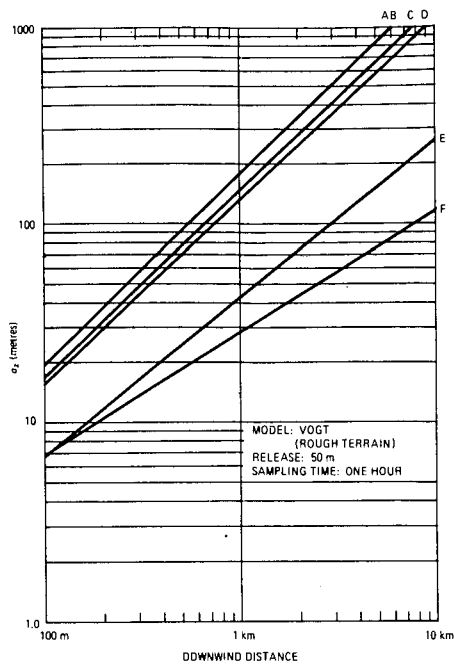
Ref. Engelman R.J.

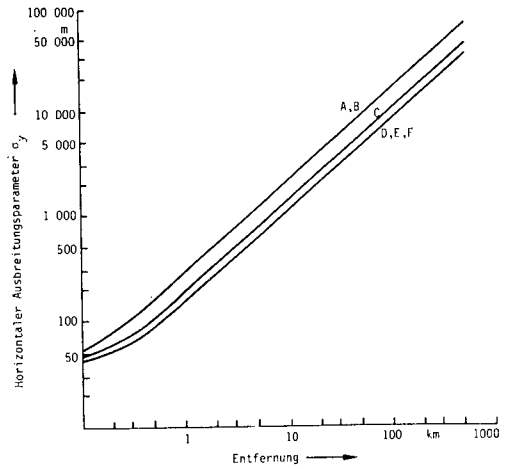
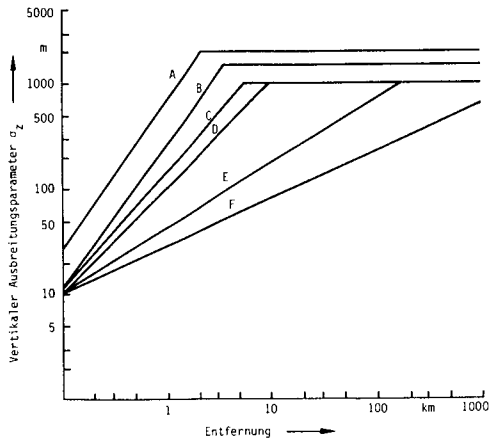
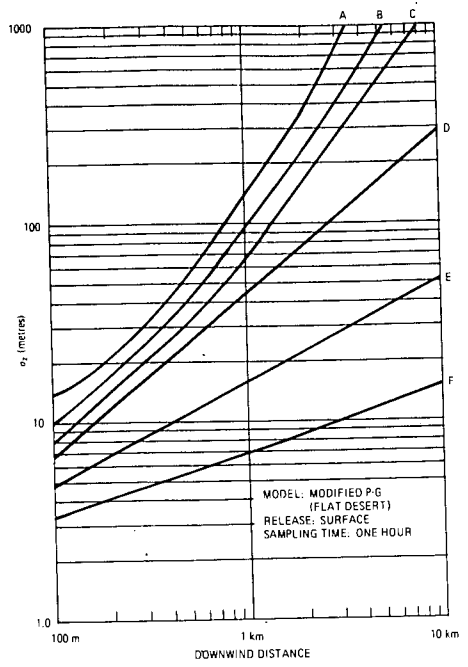
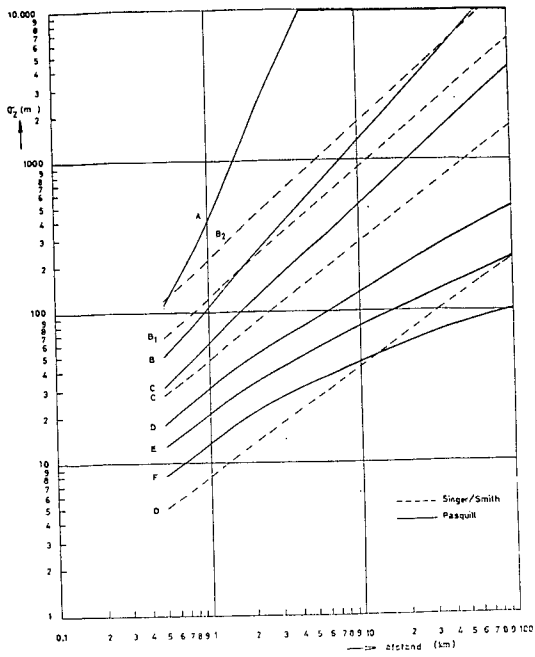
"Calculation of precipitation scavenging of particles and gases from the atmosphere"

Nuclear Safety vol. 3 '66 pp. 354-364

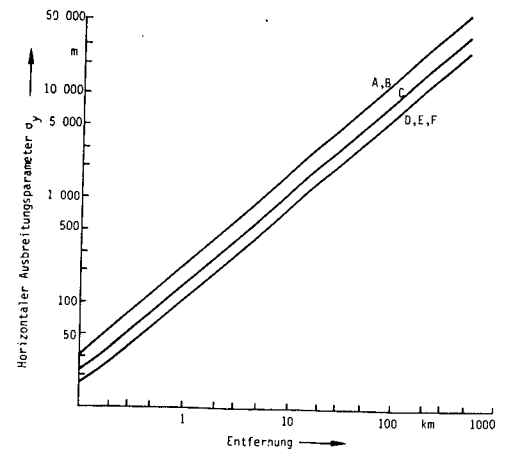
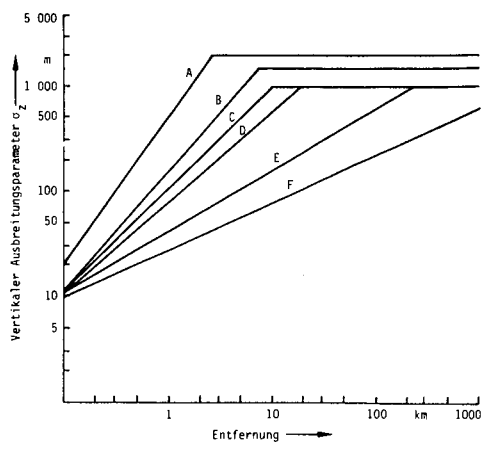
5. Grafische weergave van dispersiecoëfficiënten voor verschillende weerskategorieën



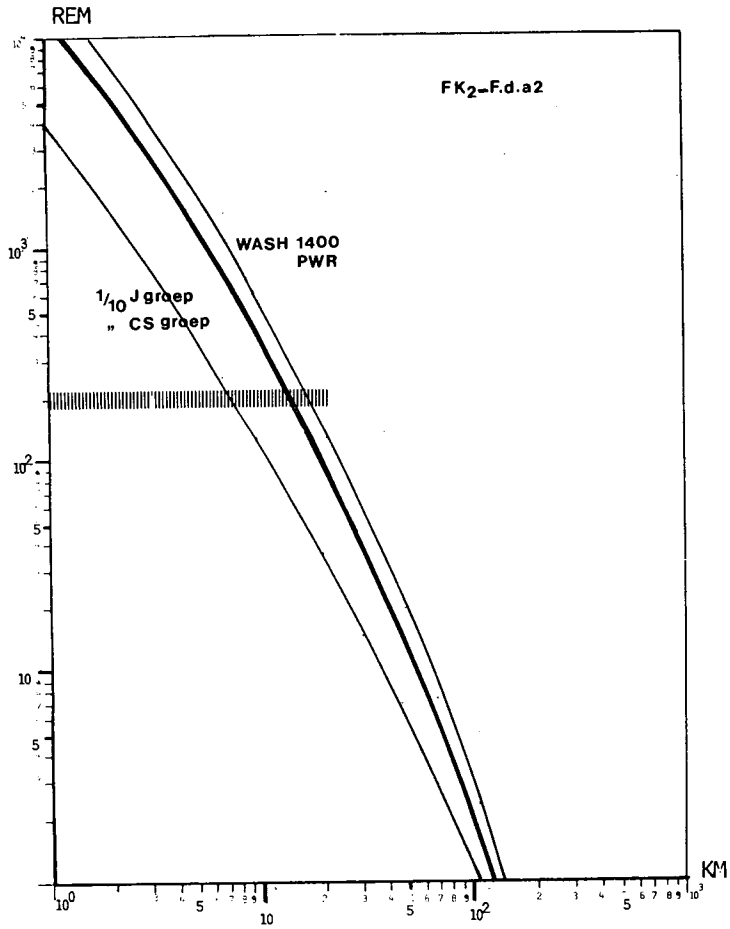




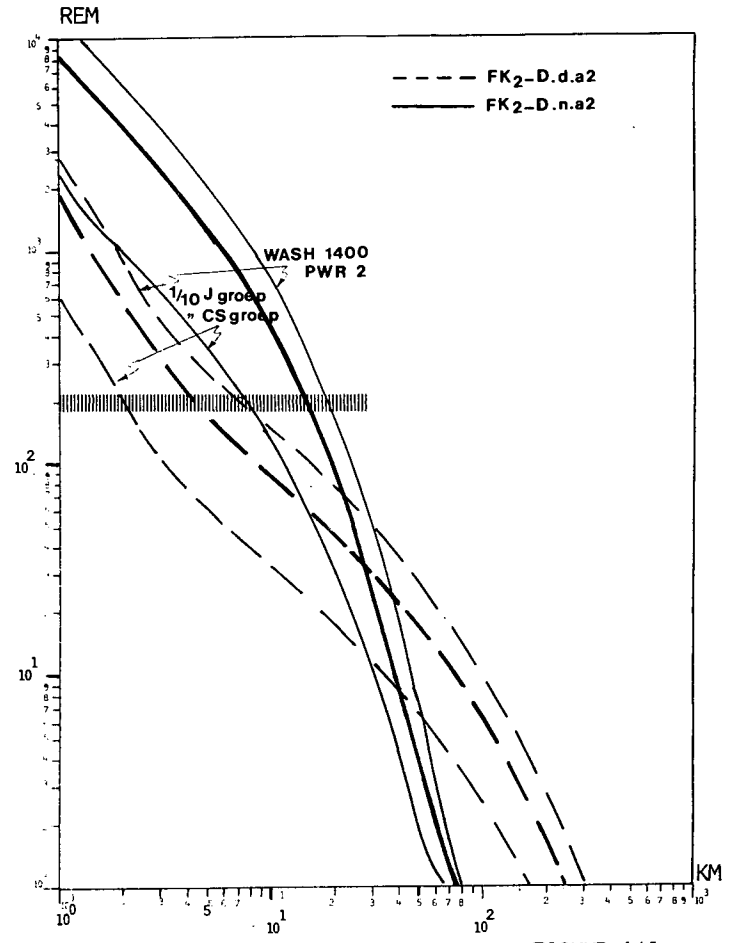
Dispersiekoeffizienten volgens DRK III



Dispersieoeffizienten volgens DRK II

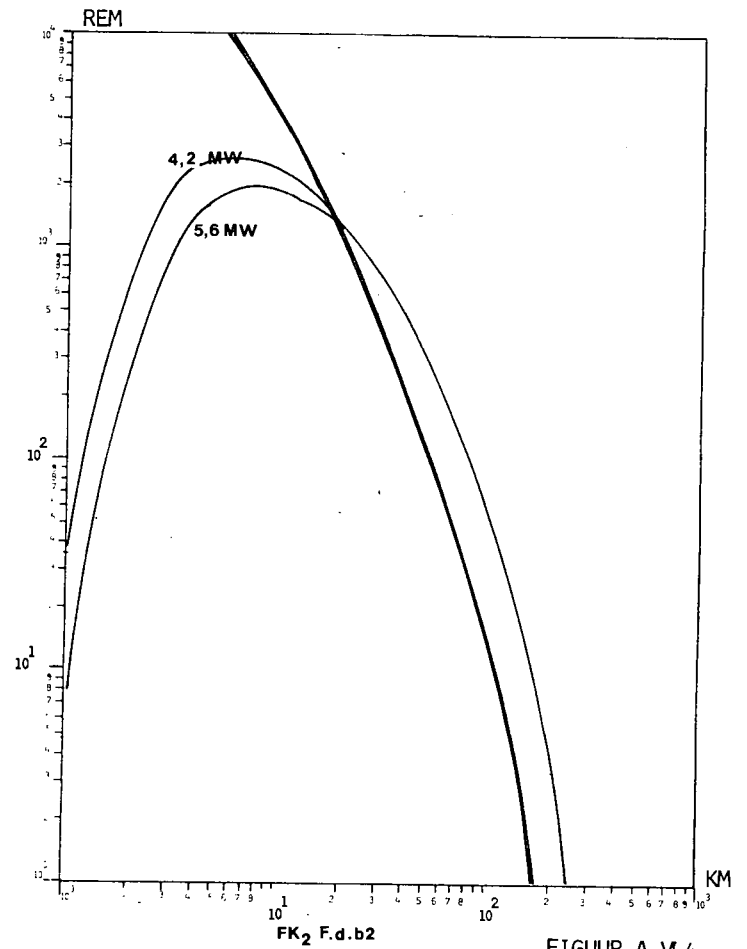
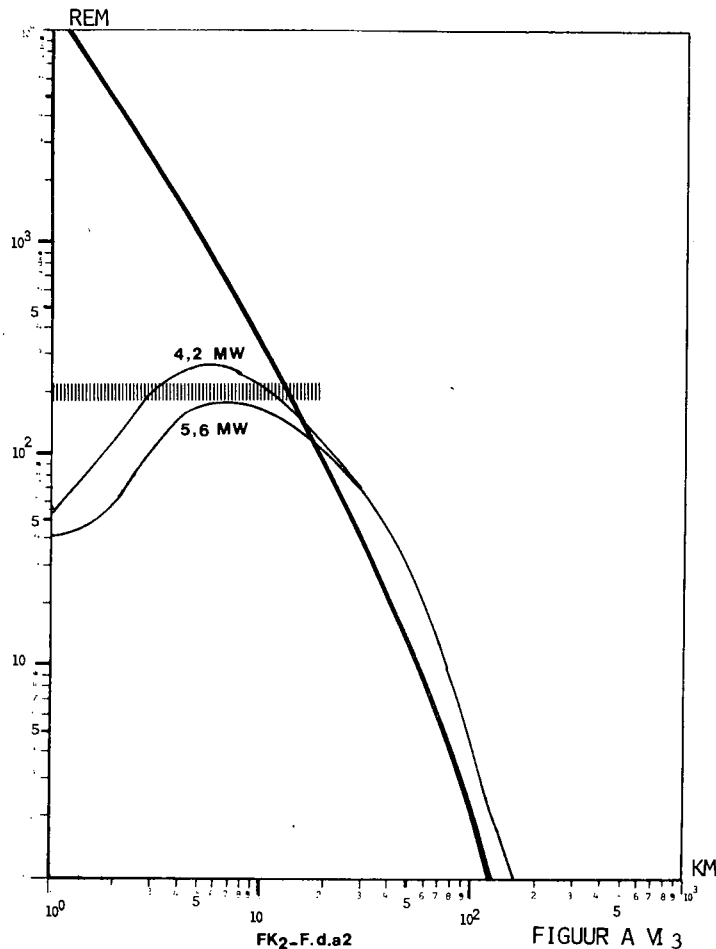


FIGUUR A M1



FIGUUR A M2

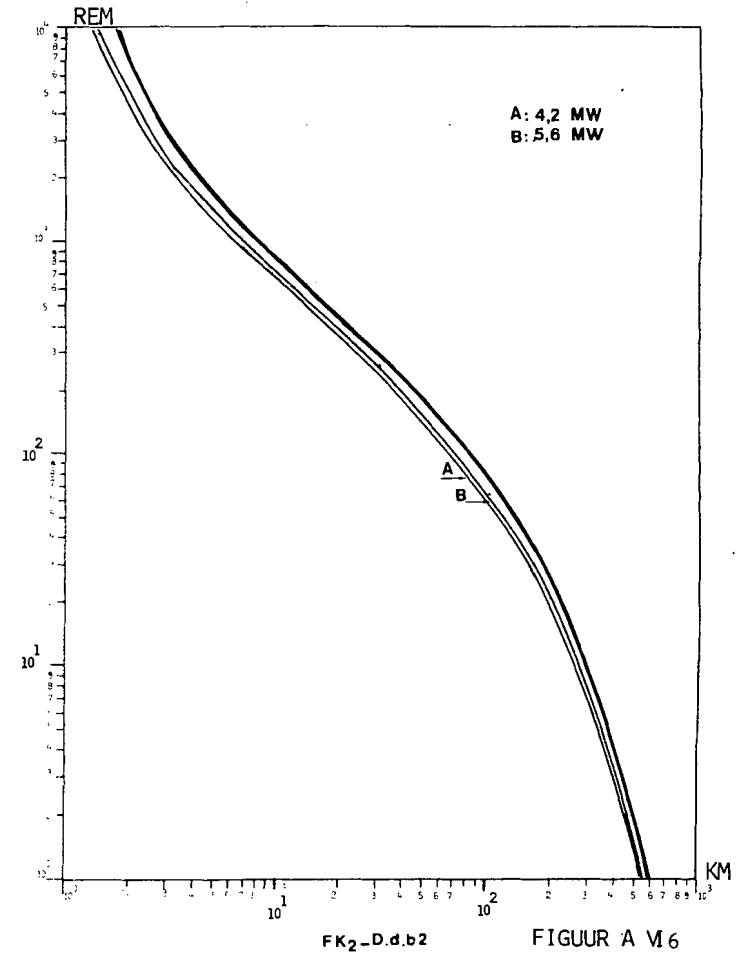
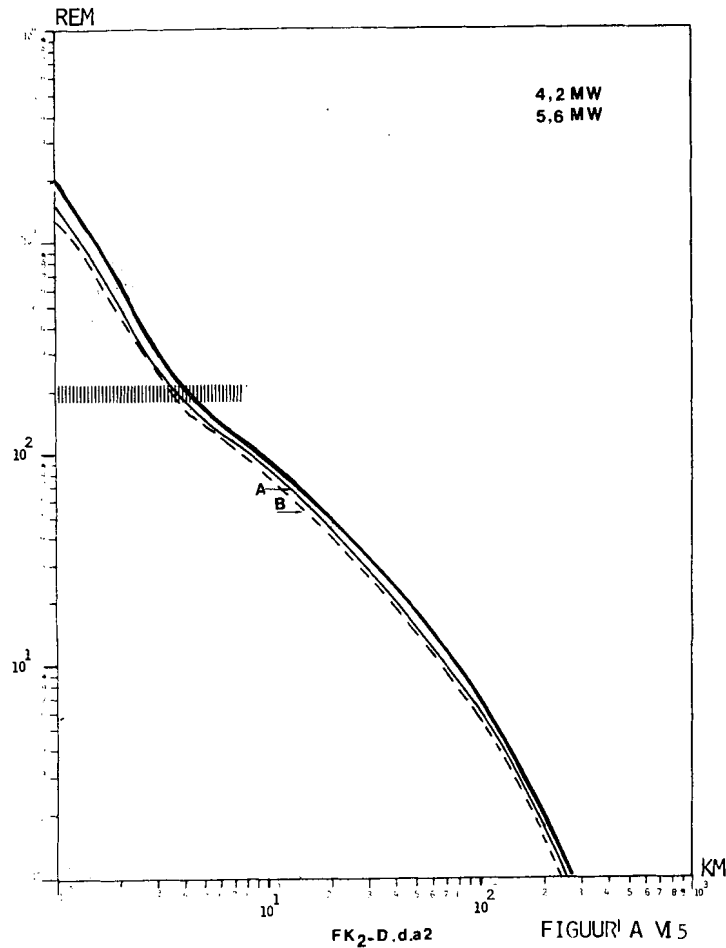
RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN DE BRONTERM
 Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Fig. AVI.1 en 2)



RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: INVLOED VAN PLUIMSTIJGING

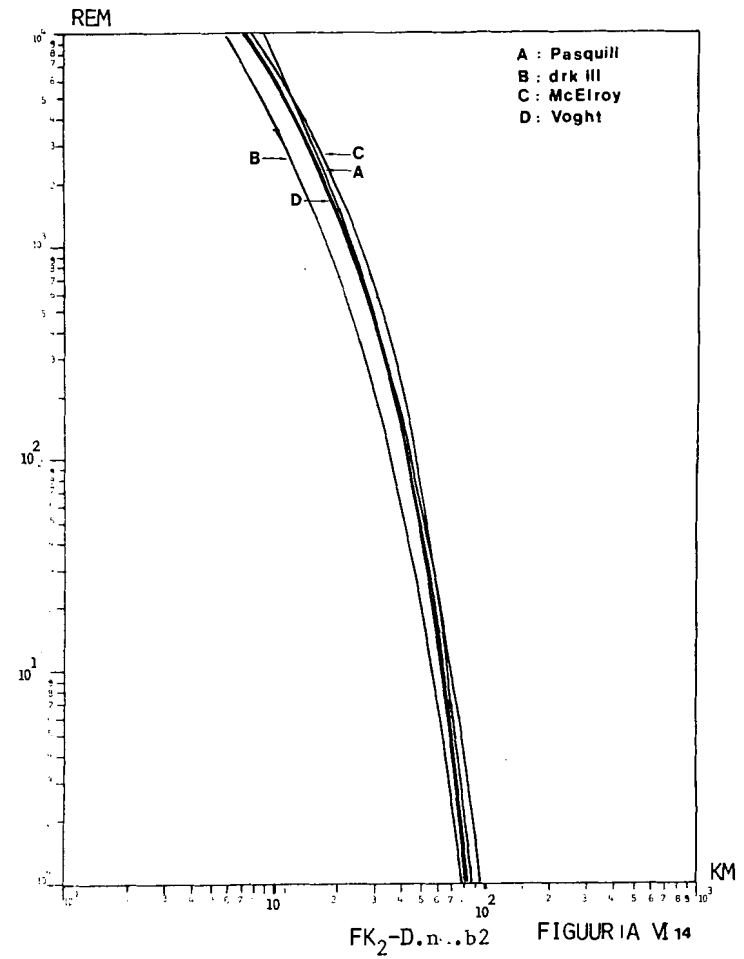
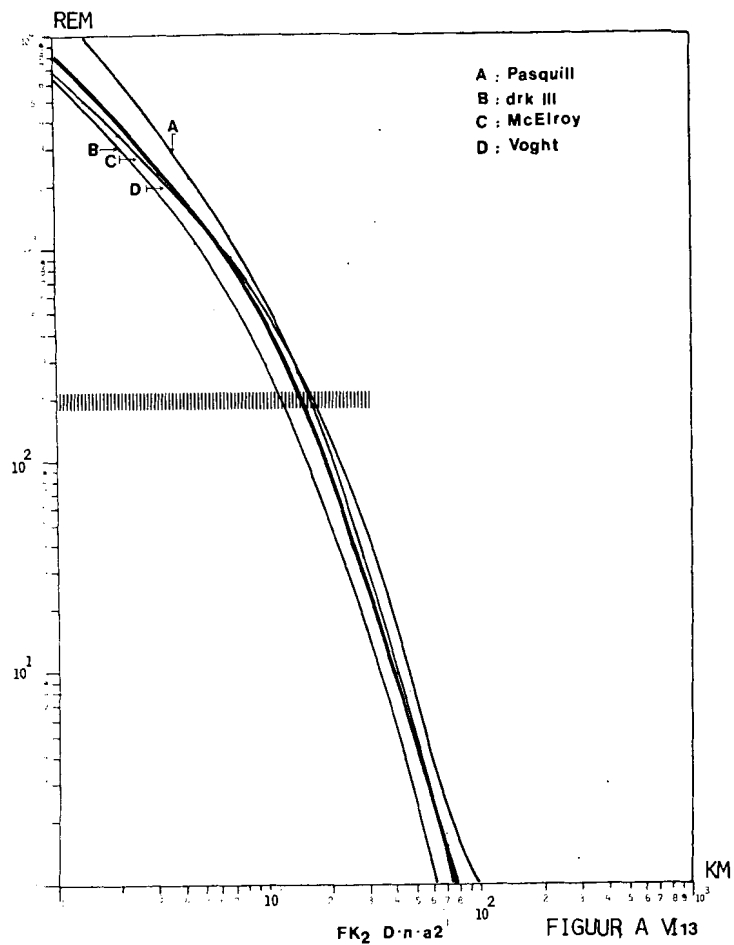
Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur AVI.3)

Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur AVI.4)

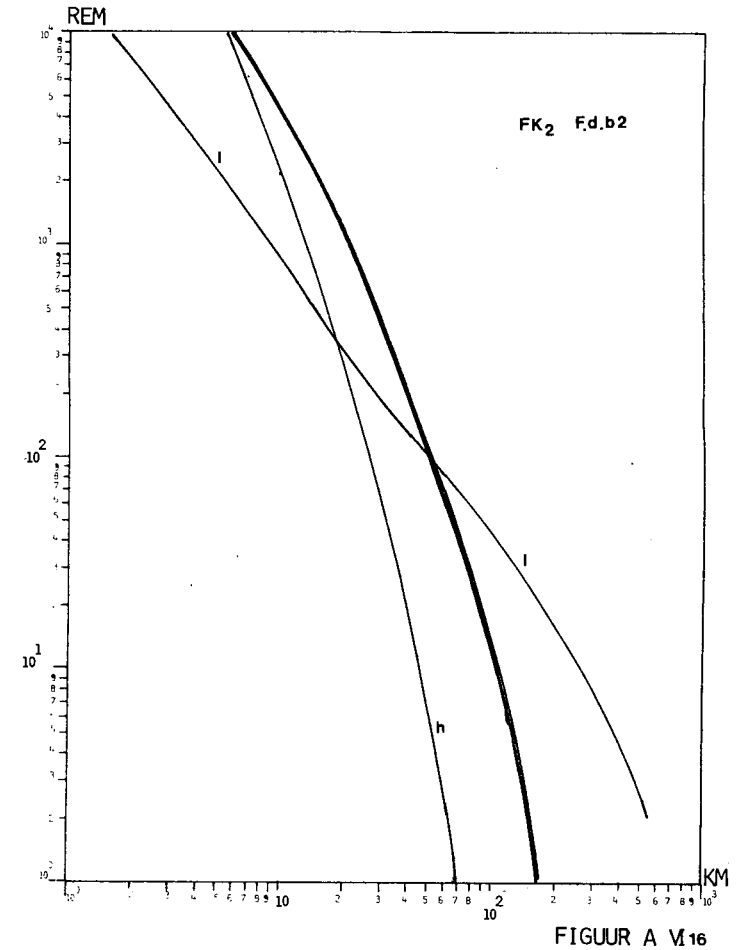
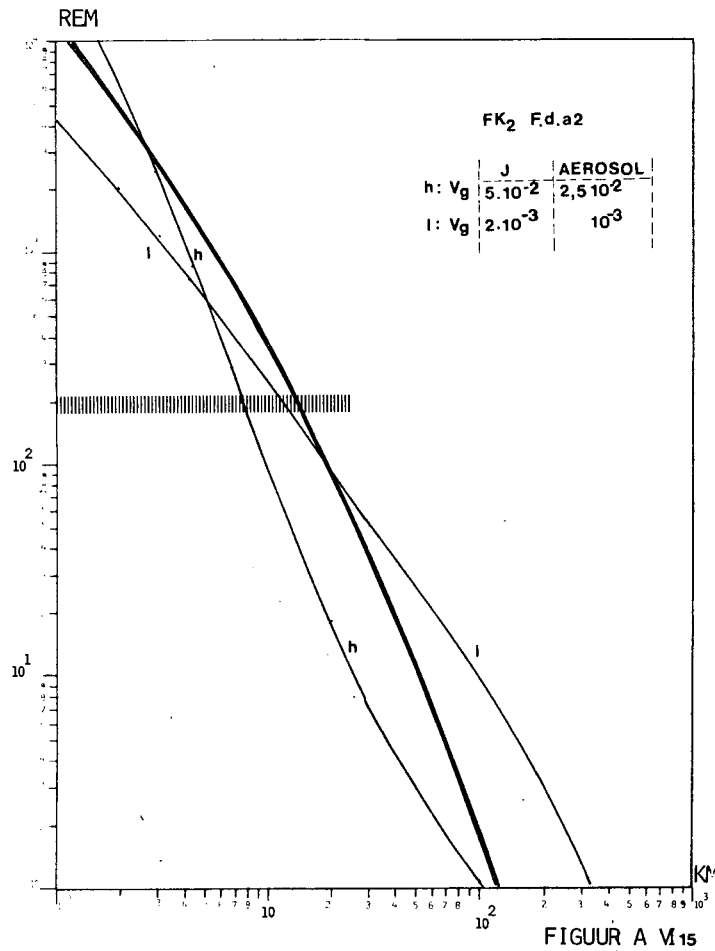


RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: INVLOED VAN PLUIMSTIJGING

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur AVI.5)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur AVI.6)



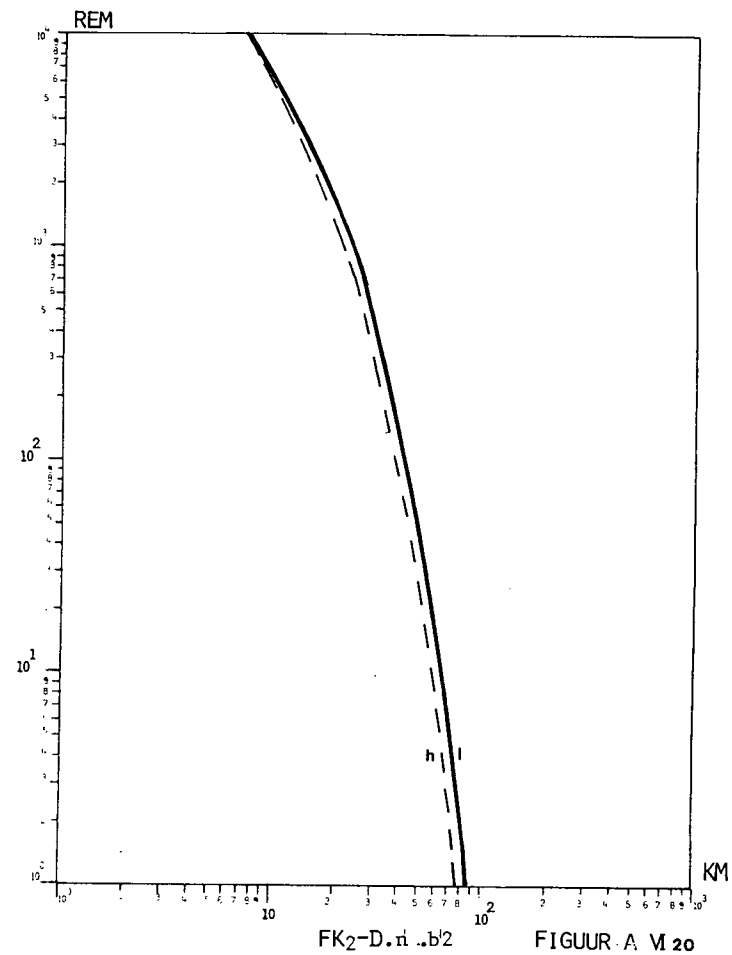
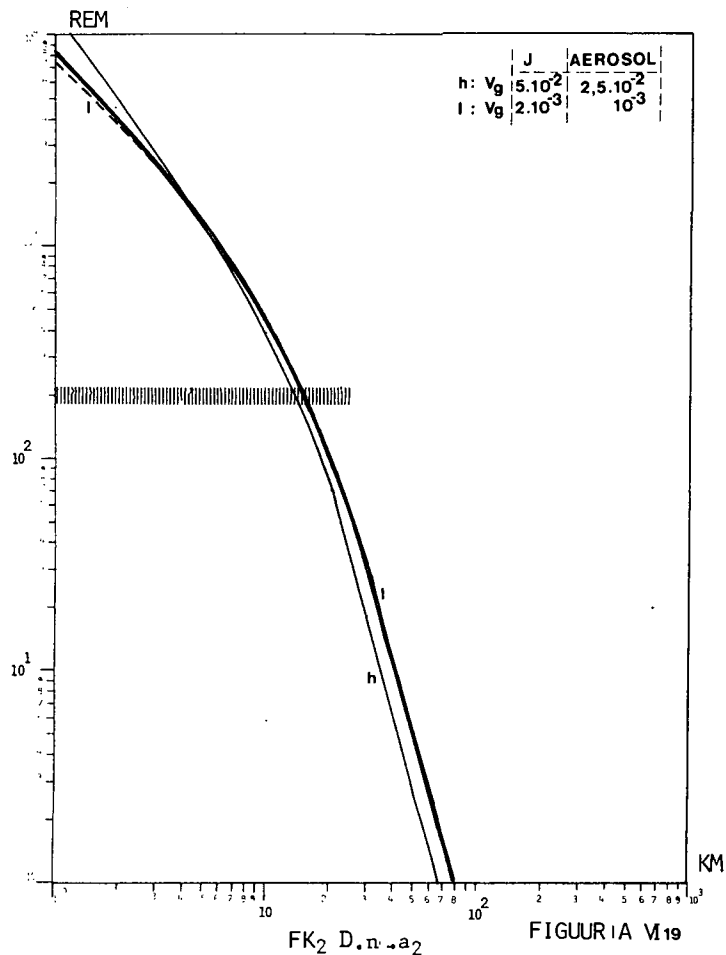
RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN DISPERSIEKOEFFICIENTEN
 Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.13)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.14)



RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN DEPOSITIESNELHEID

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.15)

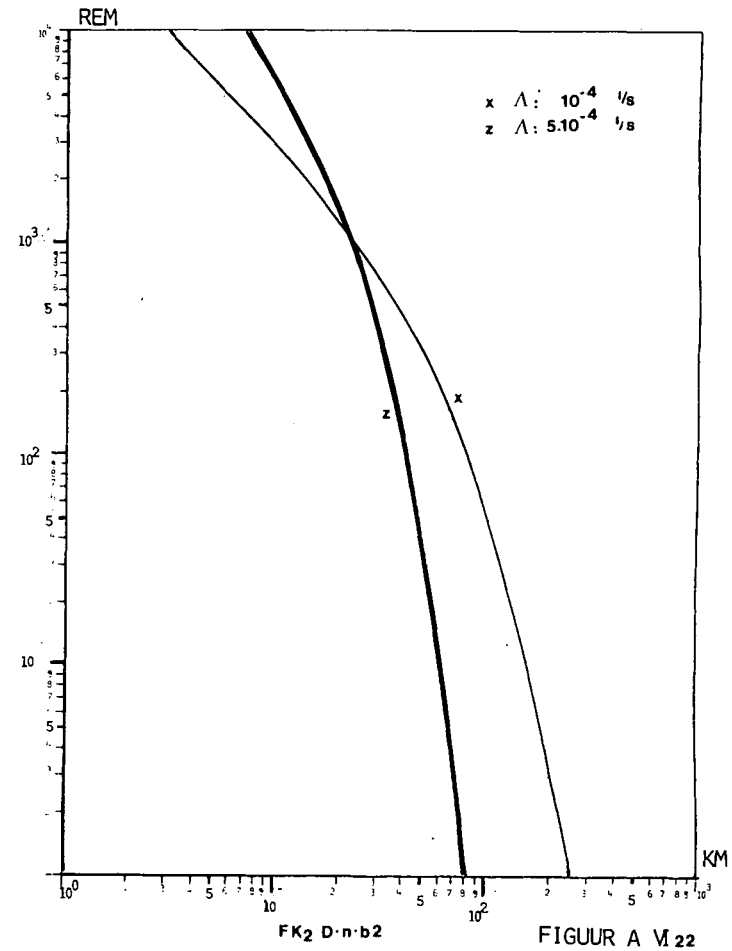
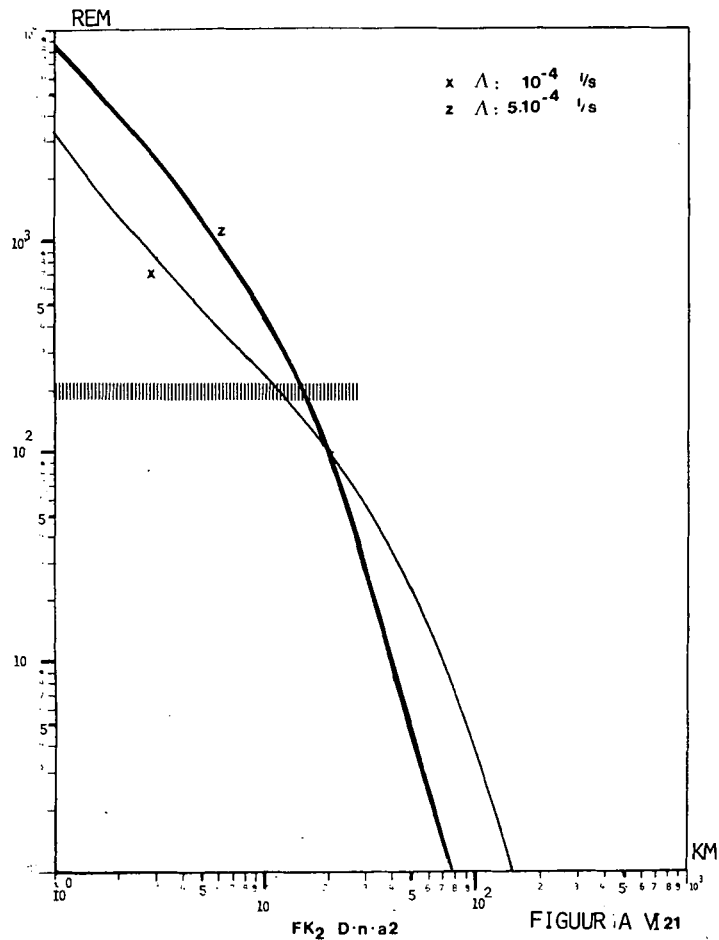
Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.16)



RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN DEPOSITIESNELHEID

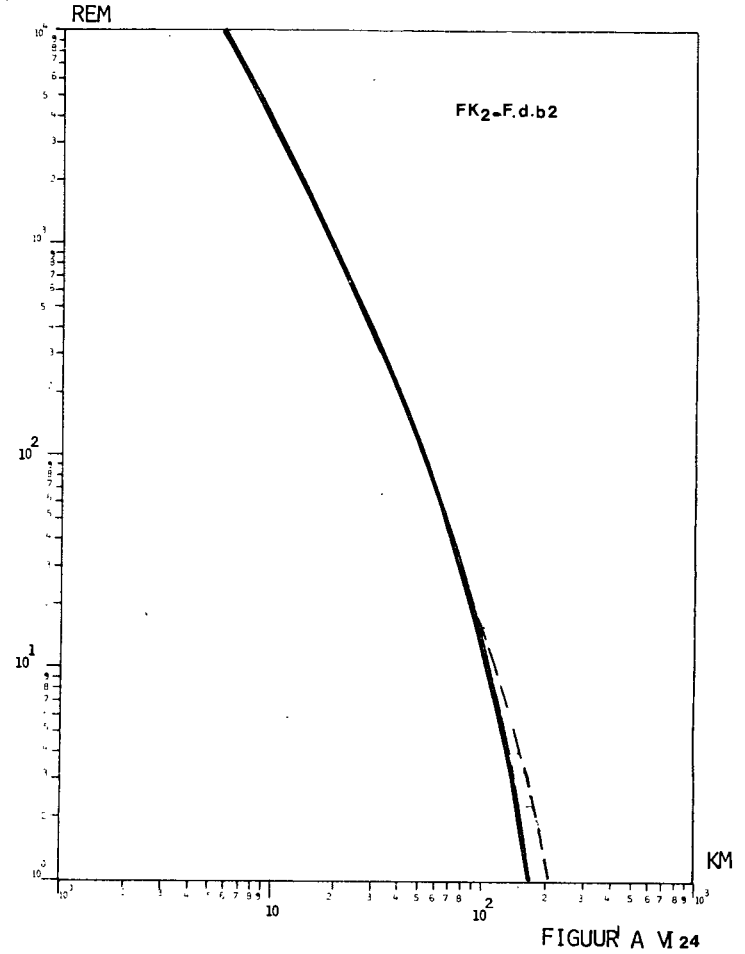
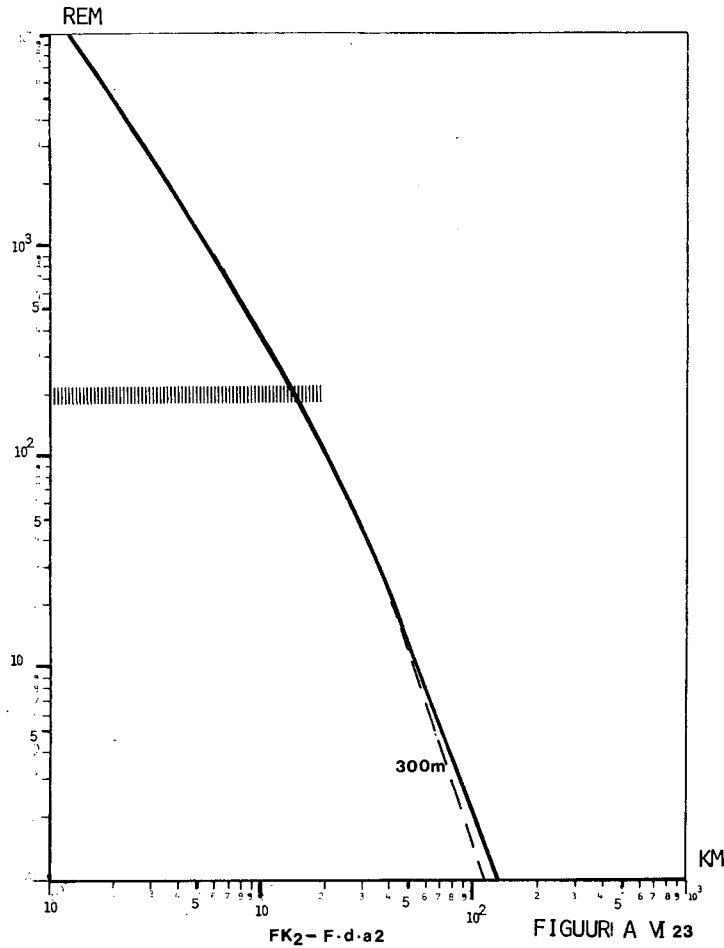
Akute beenmergdosis bij verblijf van 24-uur in besmet gebied (Figuur A VI.19)

Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.20)



RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN UITWASKOEFFICIËNT

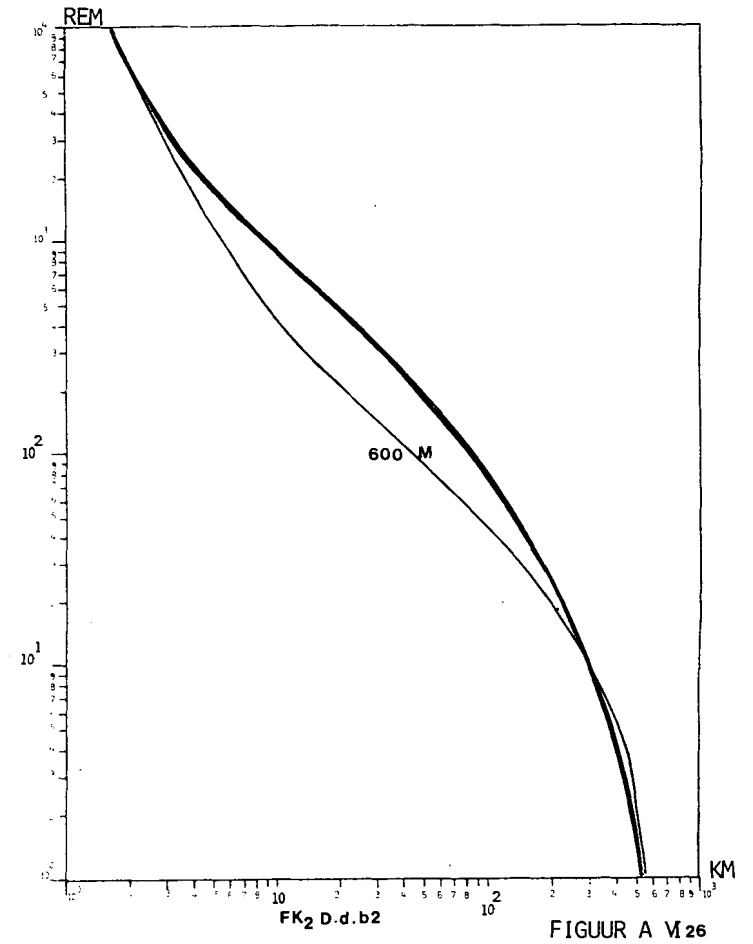
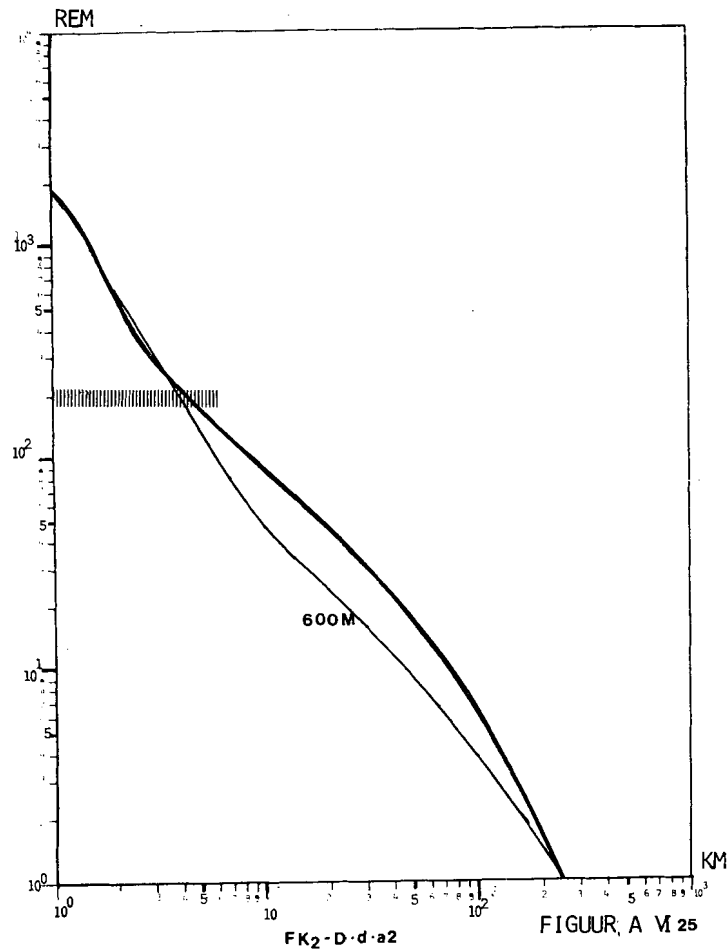
Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.21)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.22)



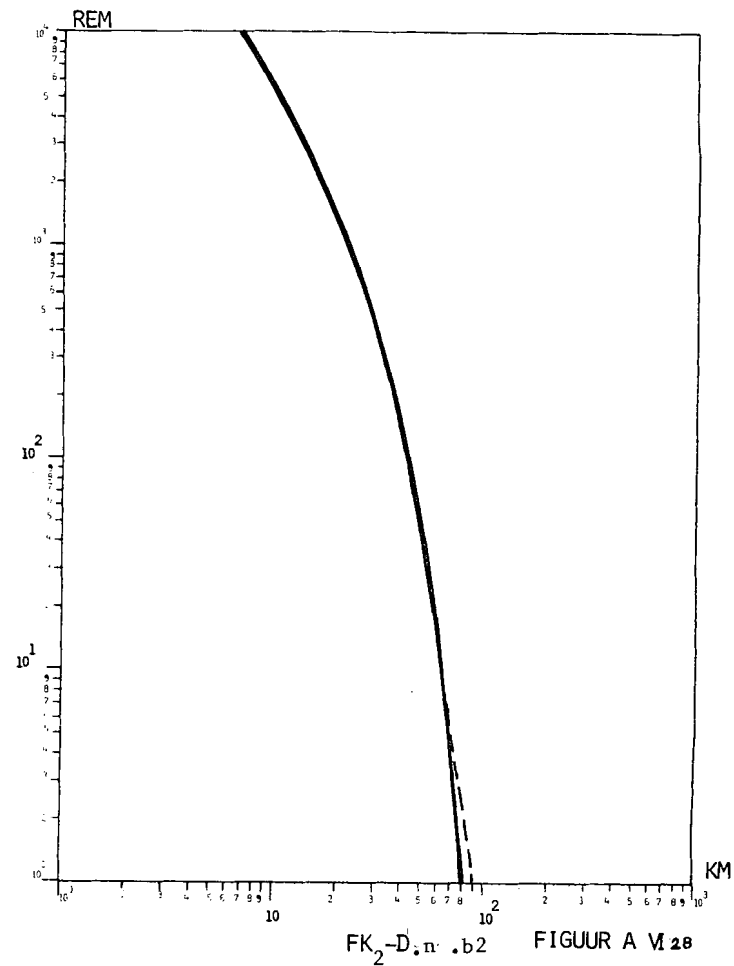
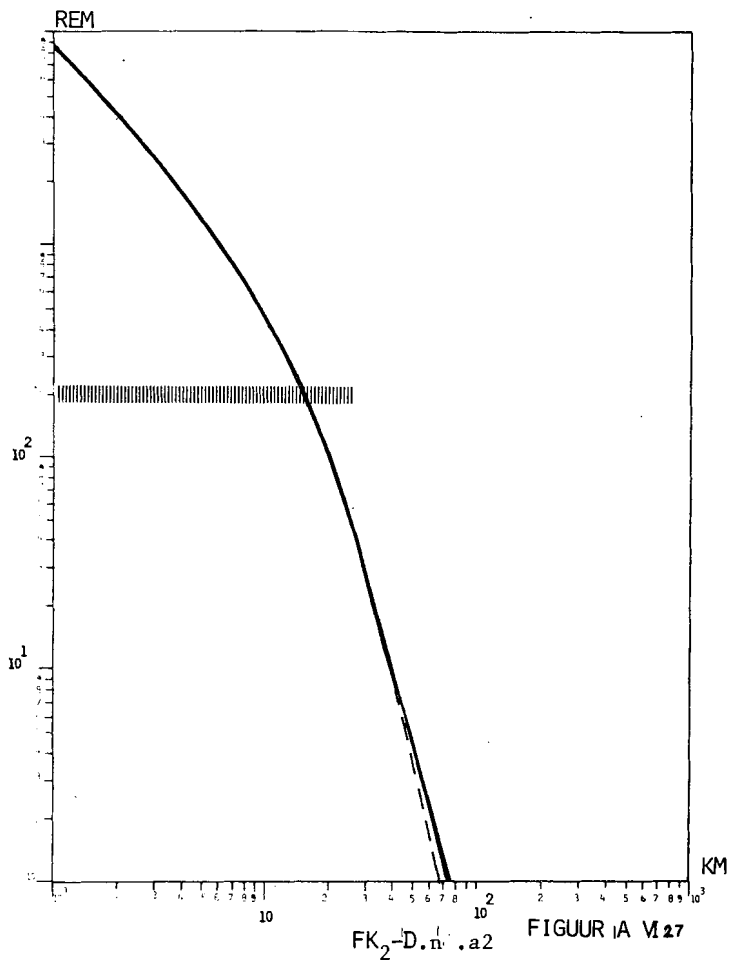
RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN MENGLAAGHOOGTE

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.23)

Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.24)

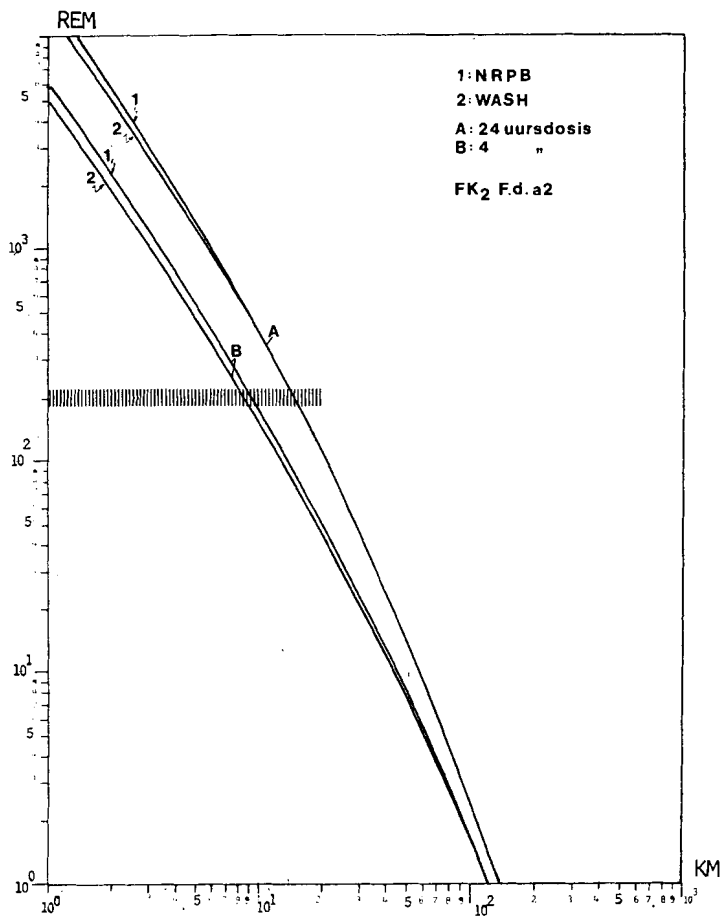


RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN MENGLAAGHOOGTE
 Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.25)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.26)

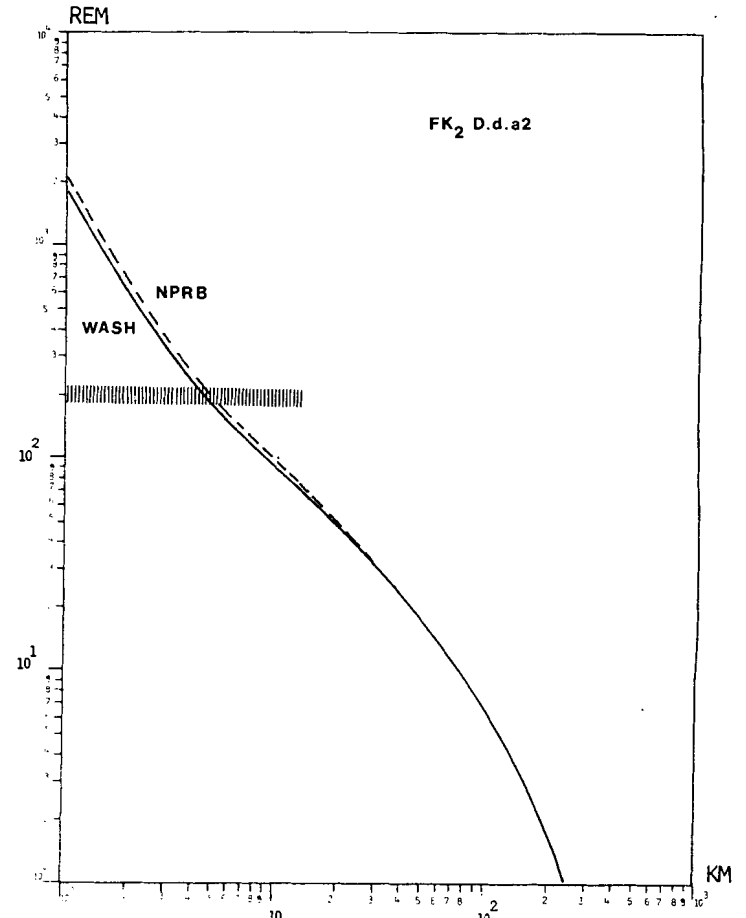


RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE MENGLAAGHOOGTE

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.27)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.28)



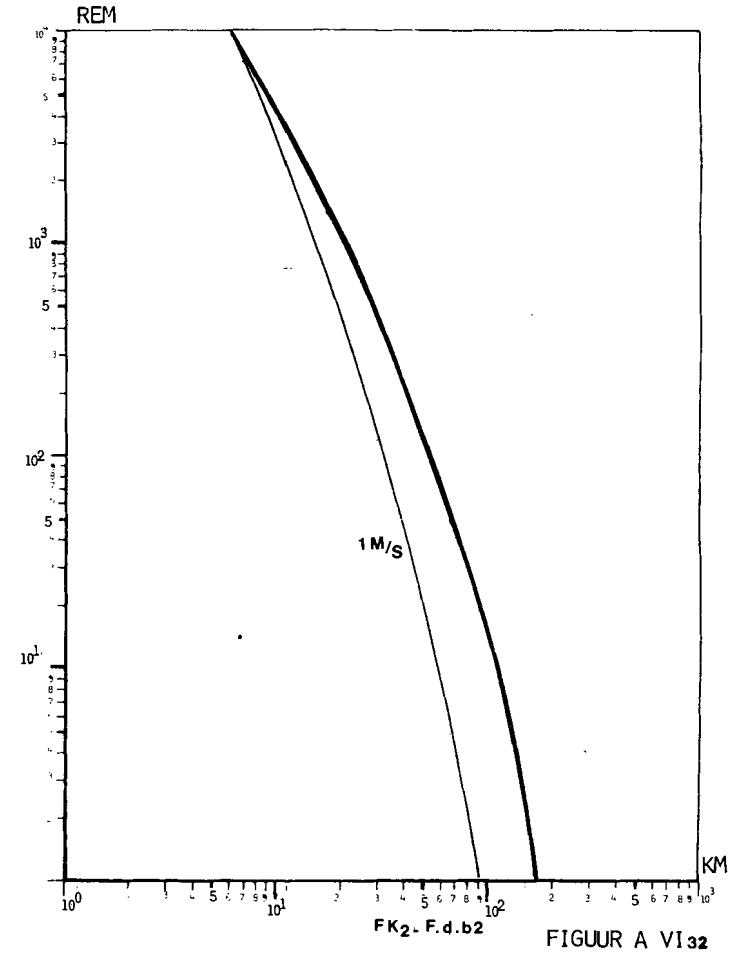
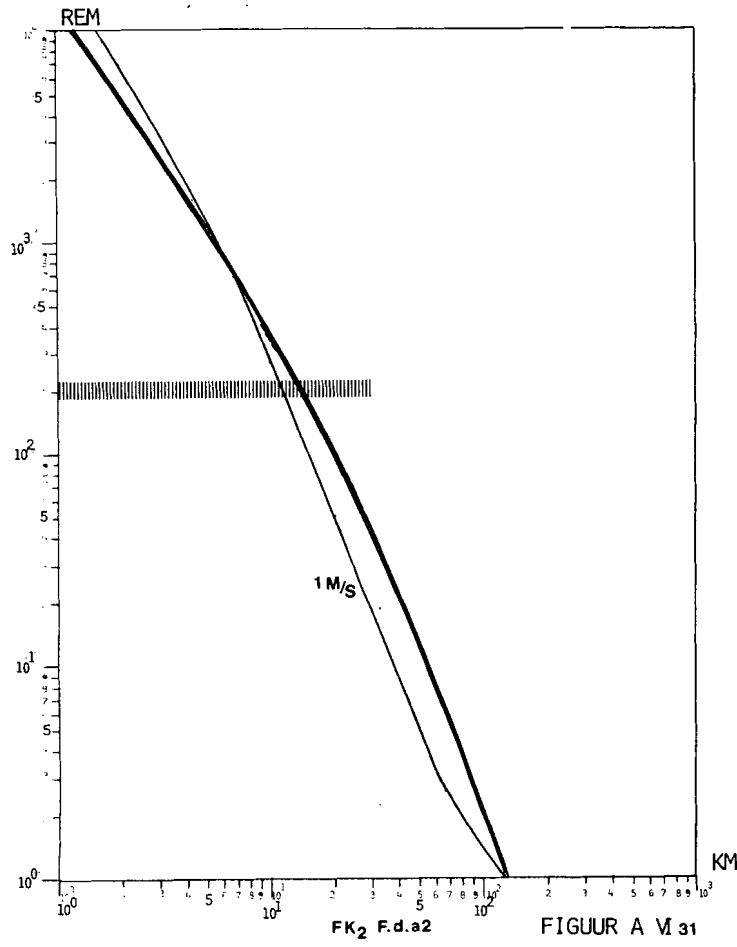
FIGUUR A VI.29



FIGUUR A VI.30

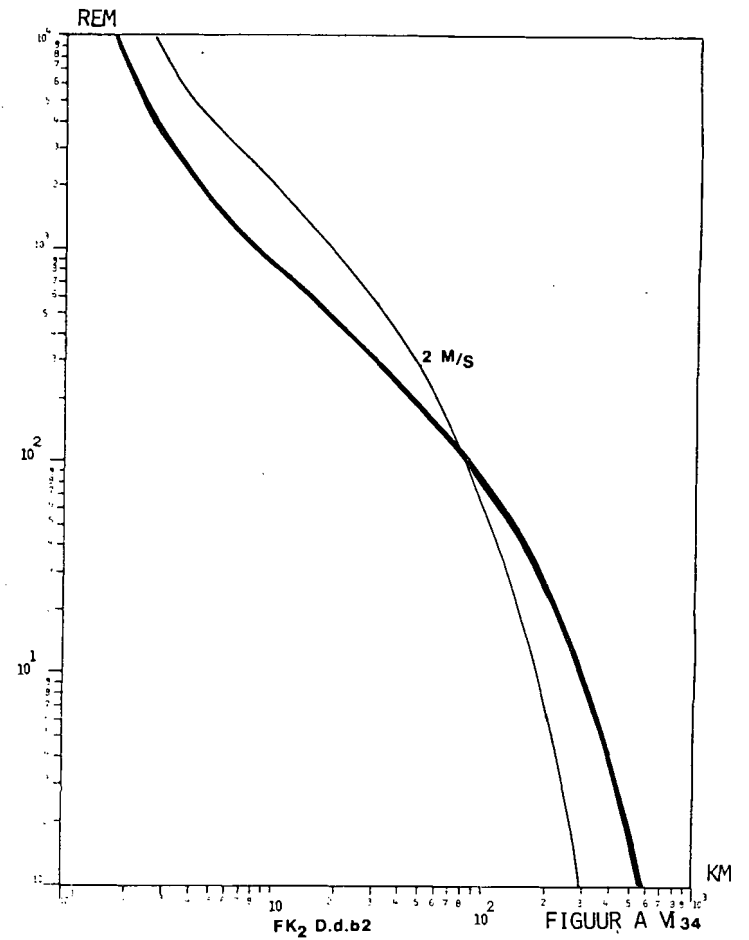
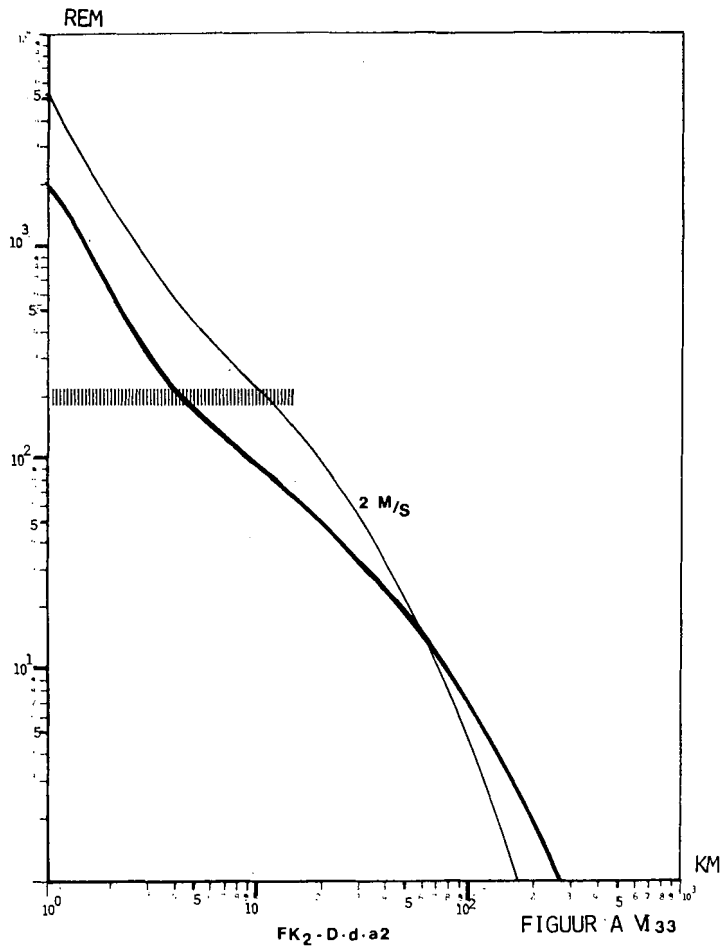
RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN DOSISKONVERSIEFACTOREN INHALATIE

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.29)
Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.30)



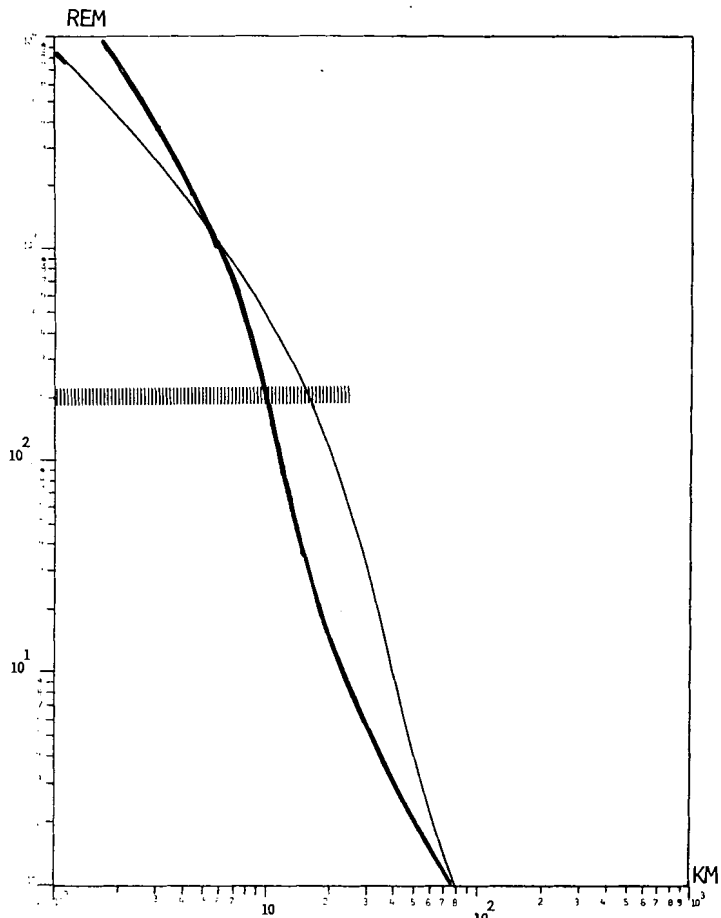
RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN WINDSNELHEID

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.31)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.32)

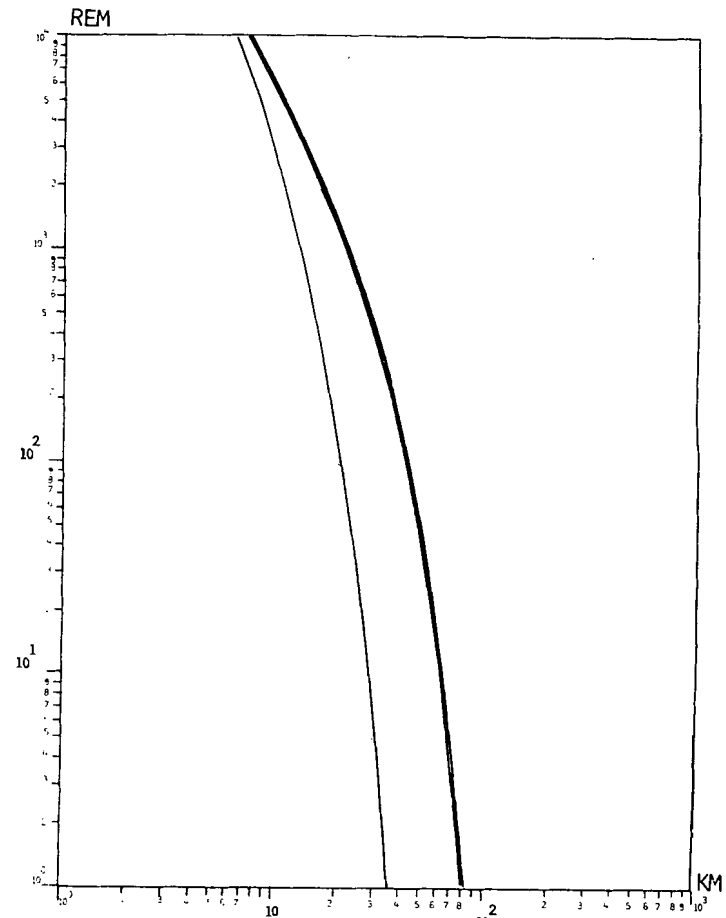


RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN WINDSNELHEID

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.33)
 Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.34)



FK₂-D.n .a2 FIGUUR A M35



FK -D.n .b2 FIGUUR A M36

RESULTATEN GEVOELIGHEIDSANALYSE: VARIATIE VAN WINDSNELHEID

Akute beenmergdosis bij 24-uur verblijf in besmet gebied (Figuur A VI.35)

Lichaamsdosis bij verblijf van een jaar in besmet gebied (Figuur A VI.36)

In de reeks 'Vorstudies en achtergronden' zijn tot nu toe verschenen:

In de eerste Raadsperiode:

- V 1 W. A. W. van Walstijn e.a.: Kansen op Onderwijs; een literatuurstudie over ongelijkheid in het Nederlandse onderwijs (1975)*
- V 2 I. J. Schoonenboom en H. M. in 't Veld-Langeveld: emancipatie van de vrouw (1976)*
- V 3 G. R. Mustert: Van dubbeltjes en kwartjes: een literatuurstudie over de ongelijkheid in de Nederlandse inkomensverdeling (1976)
- V 4 IV A/Instituut voor Sociaal-Wetenschappelijk Onderzoek van de Katholieke Hogeschool Tilburg: De verdeling en de waardering van de arbeid: een studie over ongelijkheid in het arbeidsbestel (1976)
- V 5 'Adviseren aan de overheid', met bijdragen van economische, juridische en politicologische bestuurskundigen (1977)
- V 6 Verslag Eerste Raadsperiode: 1972-1977

In de tweede Raadsperiode:

- V 7 J. J. C. Voorhoeve: Internationale macht en interne autonomie - Een verkenning van de Nederlandse situatie (1978)
- V 8 W. M. de Jong: Techniek en wetenschap als basis voor industriële innovatie - Verslag van een reeks van interviews (1978)
- V 9 R. Gerritse/Instituut voor Onderzoek van Overheidsuitgaven: De publieke sector: ontwikkeling en waardevorming - Een vooronderzoek (1979)
- V10 Vakgroep Planning en Beleid/Sociologisch Instituut Rijksuniversiteit Utrecht: Konsumptieverandering in maatschappelijk perspectief (1979)
- V11 R. Penninx: Naar een algemeen etnisch minderhedenbeleid? Opgenomen in het rapport nr. 17 (1979)
- V12 De quartaire sector - Maatschappelijke behoeften en werkgelegenheid - Verslag van een werkconferentie (1979)
- V13 W. Driehuis en P. J. van den Noord: Productie, werkgelegenheid en sectorstructuur in Nederland 1960-1985
Modelstudie bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V14 S. K. Kuipers, J. Muysken, D. J. van den Berg en A. H. van Zon: Sectorstructuur en economische groei: een eenvoudig groeimodel met zes sectoren van de Nederlandse economie in de periode na de tweede wereldoorlog
Modelstudie bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V15 F. Muller, P. J. J. Lesuis en N. M. Boxhoorn: Een multisectormodel voor de Nederlandse economie in 23 bedrijfstakken
F. Muller: Veranderingen in de sectorstructuur van de Nederlandse economie 1950-1990
Modelstudie bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)

- V16 A. B. T. M. van Schaik: Arbeidsplaatsen, bezettingsgraad en werkgelegenheid in dertien bedrijfstakken
Modelstudie bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V17 A. J. Basoski, A. Budd, A. Kalff, L. B. M. Mennes, F. Racké en J. C. Ramaer: Exportbeleid en sectorstructuurbeleid
Preadviezen bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V18 J. J. van Duijn, M. J. Ellman, C. A. de Feyter, C. Inja, H. W. de Jong, M. L. Mogendorff en P. Verloren van Themaat: Sectorstructuurbeleid: mogelijkheden en beperkingen
Preadviezen bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V19 C. P. A. Bartels: Regio's aan het werk: ontwikkelingen in de ruimtelijke spreiding van economische activiteiten in Nederland
Studie bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V20 M. Th. Brouwer, W. Driehuis, K. A. Koekoek, J. Kol, L. B. M. Mennes, P. J. van den Noord, D. Sinke, K. Vijlbrief en J. C. van Ours: Raming van de finale bestedingen en enkele andere grootheden in Nederland in 1985
Technische nota's bij het rapport Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
- V21 J. A. H. Bron: Arbeidsaanbod-projecties 1980-2000 (1980)
- V22 P. Thoenes, R. J. in 't Veld, I. Th. M. Snellen, A. Faludi:
Benaderingen van planning
Vier preadviezen over beleidsvorming in het openbaar bestuur (1981)
- V23 Beleid en toekomst
Verslag van een symposium over het rapport
Beleidsgerichte toekomstverkenning deel 1 (1981)
- V24 L. J. van den Bosch, G. van Enkevort, Ria Jaarsma, D. B. P. Kallen, P. N. Karstanje, K. B. Koster: Educatie en welzijn (1981)
- V25 J. C. van Ours, D. Hamersma, G. Hupkes, P. H. Admiraal: Consumptiebeleid voor de werkgelegenheid
Preadviezen bij het rapport Vernieuwingen in het arbeidsbestel (1982)
- V26 J. C. van Ours, C. Molenaar, J. A. M. Heijke: De wisselwerking tussen schaarsteverhoudingen en beloningsstructuur
Preadviezen bij het rapport Vernieuwingen in het arbeidsbestel (1982)
- V27 A. A. van Duijn, W. H. C. Kerkhoff, L. U. de Sitter, Ch. J. de Wolff, F. Sturmans: Kwaliteit van de arbeid
Preadviezen bij het rapport Vernieuwingen in het arbeidsbestel (1982)
- V28 J. G. Lambooy, P. C. M. Huigsloot, R. E. van de Lustgraaf: Greep op de stad?
Een institutionele visie op stedelijke ontwikkeling en de beïnvloedbaarheid daarvan (1982)

- V29 J. C. Hess, F. Wielenga: Duitsland in de Nederlandse pers – altijd een probleem?
Drie dagbladen over de Bondsrepubliek 1969–1980 (1982)
- V30 C. W. A. M. van Paridon, E. K. Greup, A. Ketting: De handelsbetrekkingen tussen Nederland en de Bondsrepubliek Duitsland (1982)
- V31 W. A. Smit, G. W. M. Tiemessen, R. Geerts: Ahaus, Lingen en Kalkar; Duitse nucleaire installaties en de gevolgen voor Nederland (1983)
- V32 J. H. von Eije: Geldstromen en inkomensverdeling in de verzorgingsstaat (1982)

De serie Voorstudies en achtergronden mediabeleid bestaat uit de volgende delen:

- M1 J. M. de Meij: Overheid en uitingsvrijheid (1982)
- M2 E. H. Hollander: Kleinschalige massacommunicatie: lokale omroepvormen in West-Europa (1982)
- M3 L. J. Heinsman/NOS: De kulturele betekenis van de instroom van buitenlandse televisieprogramma's in Nederland – Een literatuurstudie (1982)
- M4 L. P. H. Schoonderwoerd, W. P. Knulst/Sociaal en Cultureel Planbureau: Mediagebruik bij verruiming van het aanbod (1982)
- M5 N. Boerma, J. J. van Cuilenburg, E. Diemer, J. J. Oostenbrink, J. van Putten: De omroep: wet en beleid; Een juridisch-politicologische evaluatie van de Omroepwet (1982)
- M6 Intomart b.v.: Etherpiraten in Nederland (1982)
- M7 P. J. Kalff/Instituut voor Grafische Techniek TNO: Nieuwe technieken voor productie en distributie van dagbladen en tijdschriften (1982)
- M8 J. J. van Cuilenburg, D. McQuail: Media en pluriformiteit; Een beoordeling van de stand van zaken (1982)
- M9 K. J. Alsem, M. A. Boorsma, G. J. van Helden, J. C. Hoekstra, P. S. H. Leeftang, H. H. M. Visser: De aanbodstructuur van de periodiek verschijnende pers in Nederland (1982)
- M10 W. P. Knulst/Sociaal en Cultureel planbureau: Mediabeleid en cultuurbeleid; Een studie over de samenhang tussen de twee beleidsvelden (1982)
- M11 A. P. Bolle: Het gebruik van glasvezelkabel in lokale telecommunicatienetten (1982)
- M12 P. te Nuyl: Structuur en ontwikkeling van vraag en aanbod op de markt voor televisieproducties (1982)
- M13 P. J. M. Wilms/Instituut voor Onderzoek van Overheidsuitgaven: Horen, zien en betalen; Een inventariserende studie naar de toekomstige kosten en bekostiging van de omroep (1982)
- M14 W. M. de Jong: Informatietechniek in beweging; consequenties en mogelijkheden voor Nederland (1982)

- M15 J. C. van Ours: Mediaconsumptie; Een analyse van het verleden, een verkenning van de toekomst (1982)
- M16 J. G. Stappers, A. D. Reijnders, W. A. J. Möller, De werking van massamedia; Een overzicht van inzichten (1983)
- M17 F. J. Schrijver: De invoering van kabeltelevisie in Nederland (1983)

De Raad heeft tot nu toe de volgende Rapporten aan de Regering uitgebracht:

In de eerste Raadsperiode:

1. Europese Unie
2. Structuur van de Nederlandse economie
3. Energiebeleid
Gebundeld in één publikatie (1974)*
4. Milieubeleid (1974)*
5. Bevolkingsprognose (1974)*
6. De organisatie van het openbaar bestuur (1975)*
7. Buitenlandse invloeden op Nederland: Internationale migratie (1976)
8. Buitenlandse invloeden op Nederland:
Beschikbaarheid van wetenschappelijke en technische kennis (1976)
9. Commentaar op de Discussienota Sectorraden (1976)
10. Commentaar op de nota Contouren van een toekomstig onderwijsbestel (1976)
11. Overzicht externe adviesorganen van de centrale overheid (1976)
12. Externe adviesorganen van de centrale overheid (1977)
13. Maken wij er werk van?
Verkenningen omtrent de verhouding tussen actieven en niet-actieven (1977)
14. Interne adviesorganen van de centrale overheid (1977)
15. De komende vijfentwintig jaar – Een toekomstverkenning voor Nederland (1977)
16. Over sociale ongelijkheid – Een beleidsgerichte probleemverkenning (1977)

In de tweede Raadsperiode:

17. Etnische minderheden (1979)*
 - A. Rapport aan de Regering
 - B. Naar een algemeen etnisch minderhedenbeleid?
18. Plaats en toekomst van de Nederlandse industrie (1980)
19. Beleidsgerichte toekomstverkenning
Deel 1: Een poging tot uitlokking (1980)
20. Democratie en geweld
Probleemanalyse naar aanleiding van de gebeurtenissen in Amsterdam op 30 april 1980
21. Vernieuwingen in het arbeidsbestel (1981)
22. Herwaardering van welzijnsbeleid (1982)
23. Onder invloed van Duitsland
Een onderzoek naar gevoeligheid en kwetsbaarheid in de betrekkingen tussen Nederland en de Bondsrepubliek (1982)
24. Samenhangend mediabeleid (1982)

* Uitverkocht

Alle publikaties van de Raad zijn verkrijgbaar via de Staatsuitgeverij, Christoffel Plantijnstraat 1, Postbus 20014, 2500 EA 's-Gravenhage, tel. 070-7899 11 of in de boekhandel.

