

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 610053005

**Risicoberekening voor in het milieu geloosde radio-
nucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen
(RIBRON) - EERSTE HERZIENE VERSIE**

G.M.H. Laheij, R.O. Blaauboer, J.F.M.M. Lembrechts

juni 1996

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling van het Ministerie van VROM en is uitgevoerd onder projectnummer 610053.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
tel. 030-2749111, fax 030-2742971

VERZENDLIJST

- 1 - 15 Directoraat-Generaal Milieubeheer, directie Stoffen, Veiligheid en Straling
- 16 plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
- 17 Hoofdinspecteur voor de Milieuhygiëne
- 18 Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse bibliografie
- 19 Directie RIVM
- 20 Hoofd afdeling Voorlichting & Public Relations
- 21 Directeur Sector Stoffen en Risico's (IV)
- 22 Hoofd van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
- 23 Hoofd van de afdeling Modellen en Processen van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
- 24 Bibliotheek van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
- 25 - 27 Auteurs
- 28 Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
- 29 Bibliotheek RIVM
- 30 - 39 Reserve-exemplaren LSO
- 40 - 60 Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST.....	2
INHOUDSOPGAVE.....	3
SUMMARY	6
SAMENVATTING	7
1. INLEIDING.....	8
2. BRONCATEGORIEËN: EMISSIES EN BLOOTSTELLINGSPADEN.....	11
2.1 Broncategorieën.....	11
2.2 Emissies	12
2.2.1 <i>Functionele toepassingen</i>	14
2.2.2 <i>Niet-nucleaire industrie</i>	18
2.3 Relevante blootstellingspaden	18
2.3.1 <i>Functionele toepassingen</i>	20
2.3.2 <i>Niet-nucleaire industrie</i>	24
3. ATMOSFERISCHE VERSPREIDING	26
3.1 Processen die in de modellen beschreven moeten worden	26
3.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters	27
3.2.1 <i>Keuze van te gebruiken meteorologie</i>	29
3.2.2 <i>Ruimte en tijdsdefinitie voor de berekeningen</i>	30
3.3 Processen die niet beschreven worden in het Nationaal Model	32
3.3.1 <i>Depositie</i>	32
3.3.2 <i>Resuspensie</i>	34
3.3.3 <i>Radioactief verval en ingroei van dochternucliden</i>	35
4. VERSPREIDING VIA OPPERVLAKTEWATER	36
4.1 Blootstellingspaden die beschreven moeten worden.....	36
4.1.1 <i>Lozingen na zuivering van het afvalwater</i>	36
4.1.2 <i>Lozingen zonder voorafgaande zuivering van het afvalwater</i>	37

4.1.3 <i>Relevante blootstellingspaden</i>	37
4.2 Beschrijving van het conceptueel model met te gebruiken parameters	38
4.2.1 <i>Ruimte en tijdsdefinitie voor de berekeningen</i>	40
4.2.2 <i>Processen die beschreven moeten worden</i>	43
5. VERSPREIDING IN BODEM	48
5.1 Besmettingswegen en blootstellingspaden die beschreven moeten worden.....	48
5.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters	48
6. MODELLERING VAN DE VOEDSELKETEN.....	53
6.1 Processen die in het te gebruiken model beschreven moeten worden.....	53
6.2 Beschrijving van het conceptueel model met te gebruiken parameters	54
6.2.1 <i>Concentratie in gewassen</i>	55
6.2.2 <i>Concentratie in vlees en melk</i>	57
6.2.3 <i>Concentratie in drinkwater</i>	59
6.2.4 <i>Concentratie in de aquatische voedselketen</i>	60
6.2.5 <i>Bewaarperioden en bereidingsverliezen</i>	62
7. INHALATIE.....	64
8. CONSUMENTENPRODUKTEN	66
9. REFERENTIES	68
VERKLARENDE WOORDENLIJST	80
BIJLAGE A BESCHRIJVING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA <i>NUDOS</i>	82
BIJLAGE B BESCHRIJVING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA <i>COSYMA</i>	85
BIJLAGE C BESCHRIJVING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA <i>OPS</i>	88
BIJLAGE D BESCHRIJVING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA <i>STACKS</i>	92
BIJLAGE E HET WATERVERSPREIDINGSMODEL <i>DELWAQ</i>	95
BIJLAGE F WATERVERSPREIDINGSMODELLEN VOOR HET IJSSELMEER: KEMA, RIZA EN WATERLOOPKUNDIGLABORATORIUM	96
BIJLAGE G HET WATERVERSPREIDINGSMODEL <i>SIMPLEBOX</i>	97

BIJLAGE H HET VERSPREIDINGSMODEL <i>MINIBIOS</i>	98
BIJLAGE I HET WATERVERSPREIDINGSMODEL <i>O'KANE</i>	99
BIJLAGE J MODELLEN TOEPASBAAR VOOR DE BESCHRIJVING VAN TRANSPORT VAN RADIONUCLIDEN IN DE BODEM.....	100
BIJLAGE K TABELLEN.....	102

SUMMARY

For standardization of environmental protection the risks posed by sources of ionizing radiation and/or radioactivity need to be quantified. Based on the requirements in the Dutch policy paper ORS and the recent EU directive on basic safety standards, the determination will result in emission limits for a number of sources. Risk assessments will also support permit applications. A standard guideline for model calculations has been developed in order to treat all applicants equally.

In this report, a method is given for a risk analysis for normal discharges of all sources of ionizing radiation and radioactivity, and for accidental discharges from all sources except nuclear power plants. The relevant emissions and exposure pathways are given for various sources. The conceptual modelling of exposure pathways with parameter values is given in the form of *standards*, *requirements* and *recommendations*, with the conceptual modelling founded on generally accepted practices. Various computer programs in which the conceptual modelling is worked out are described.

Preconditions and goals for a risk analysis described in the policy points of view are included in this report.

SAMENVATTING

Ten behoeve van de vergunningverlening in de milieubescherming moeten de risico's van toepassingen van radioactieve stoffen vastgesteld worden. Uitgaande van de beleidsnotitie ORS en de recente Europese richtlijn betreffende 'basic safety standards', moeten de daarin gestelde grenzen (risicogrenzen en dosislimieten) o.a. resulteren in emissielimieten voor de verschillende toepassingen. De op modelberekeningen gebaseerde schatting van het risico dient tevens ter onderbouwing van een vergunningaanvraag voor de betreffende toepassing. In verband met rechtsgelijkheid voor alle aanvragers van een dergelijke vergunning, is een standaard richtlijn voor de uitvoering van modelberekeningen met de daarin te gebruiken parameterwaarden ontwikkeld.

In het onderhavige rapport wordt een methode gegeven voor het uitvoeren van risico-analyses van reguliere lozingen door alle bronnen van ioniserende straling en radioactiviteit en van ongevalslozingen door alle bronnen behalve kerncentrales.

Voor de verschillende bronnen wordt aangegeven wat de relevante emissies en blootstellingspaden zijn. De conceptuele modellering van de blootstellingspaden met de te gebruiken parameterwaarden wordt vervolgens gegeven in de vorm van *standaarden*, *voorschriften* en *aanbevelingen*. Hierbij is zoveel als mogelijk uitgegaan van de in Nederland algemeen geaccepteerde wijze van modelleren. Aangegeven wordt in welke computerprogramma's de conceptuele modellering is uitgewerkt. Randvoorwaarden en eindpunten zoals beschreven in de Beleidsstandpunten Stralingshygiëne zijn in dit rapport meegenomen.

1. INLEIDING

Drie beleidsterreinen houden zich bezig met de blootstelling van de bevolking aan ioniserende straling, namelijk milieubeheer, arbeidsbescherming en patiëntenbescherming. Blootstellingen aan diverse bronnen van natuurlijke straling (zoals kosmische straling op grondniveau) zijn niet aan beleidsmaatregelen onderworpen. In de Tweede Kamer notitie *Omgaan met risico's van straling* [OR90] is een kader gegeven waarbinnen het beleid met betrekking tot normstelling van ioniserende straling voor arbeid en milieu vormgegeven wordt. In ORS is gekozen voor normering op basis van risico. In het kader van de breder toe te passen richtlijnen van de EU wordt echter uitgegaan van een normering op basis van effectieve doses. Vooruitlopend op de implementatie van het Europese beleid (o.a. een cumulatieve effectieve dosis van 1 mSv per jaar per lid van de algemene bevolking) is voor het beleid in Nederland deze normering vertaald naar een maximaal toelaatbare dosis van 100 µSv per jaar per bron, de zogenaamde bronlimiet [BsK96].

Ten behoeve van normstelling in de milieubescherming moeten de risico's van toepassingen van radioactieve stoffen vastgesteld worden. Uitgaande van het BsK en de daarin gestelde grenzen resulteert dit in emissielimieten. De op modelberekeningen gebaseerde schatting van doses en risico's dient tevens ter onderbouwing van een vergunningaanvraag voor de betreffende toepassing. In verband met rechtsgelijkheid voor alle aanvragers van een dergelijke vergunning, is een standaard richtlijn voor de uitvoering van de berekeningen met de daarin te gebruiken parameterwaarden ontwikkeld. Deze richtlijn wordt ondersteund door twee documenten. Zo is er de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93] waarin een methode wordt gegeven voor het uitvoeren van de risico-analyse van ongevalslozingen door kerncentrales. In het onderhavige rapport wordt een methode gegeven voor het uitvoeren van risico-analyses van reguliere lozingen door alle bronnen van ioniserende straling en radioactiviteit en van ongevalslozingen door alle bronnen behalve kerncentrales. Het betreft daarbij voornamelijk de inhalatie en ingestie routes en externe bestraling. Voor de berekeningsmethode van de externe-stralingsdosis wordt verwezen naar [Hi96].

Dit rapport is grotendeels gebaseerd op het MORIS-rapport [BI92] betreffende de risicoberekening voor de genoemde lozingen naar oppervlaktewater en atmosfeer en vormt een herziene versie van het RIBRON-rapport [La94].

De beschreven risico-analyse dient gevolgd te worden indien niet aangetoond kan worden dat het risico onder het secundaire niveau ligt [Be93]. Het secundaire niveau geeft het niveau aan waaronder de overheid een risicoreductie niet meer prioritair, maar secundair, acht. Dit risiconiveau is vooralsnog gesteld op ongeveer 10^{-8} per jaar per belastingspad per bron [BsK96].

In de vorm van standaarden, voorschriften en aanbevelingen wordt de conceptuele modellering met de te gebruiken parameterwaarden gegeven, voor de processen van belang voor de verspreiding in het milieu. Hierbij is zoveel als mogelijk uitgegaan van de in Nederland algemeen geaccepteerde wijze van modelleren. Tevens is rekening gehouden met de resultaten van door DGM georganiseerde workshops over dit onderwerp, waarbij deskundigen van verschillende instituten en overheidsdiensten waren betrokken. Bij de keuze van de parameterwaarden is gestreefd naar enerzijds zo recent mogelijk vastgestelde waarden en anderzijds een zo volledig mogelijk geaccepteerd overzicht.

De te volgen standaardmethode wordt *cursief* weergegeven in de tekst met de vermelding *standaard* .

Van een standaard mag alleen afgeweken worden als de vergunningaanvrager kan aantonen dat in zijn geval door het gebruik van de gehanteerde standaard een relevante overschatting van het risico berekend wordt.

Als de voorgeschreven *Standaard* in al te voorziene gevallen conservatieve waarden geeft, wordt ook een *Aanbeveling* gegeven, die, indien gewenst, gevolgd kan worden.

In *Voorschriften* worden de randvoorwaarden aangegeven waarvan niet mag worden afgeweken voor de modellering.

De voor evaluatie van ongevalslozingen van kerncentrales te hanteren methode is beschreven in de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93].

Randvoorwaarden en eindpunten voor het uitvoeren van een risico-analyse zijn gegeven in de geldende Beleidsstandpunten Stralingshygiëne [Be93 of recenter]. Hierin zijn ook zaken als bronnen, inrichtingen, de referentiepersoon, het tijdstip waarvoor het risico geëvalueerd dient te worden, de terreingrens en begrippen als multifunctionaliteit gedefinieerd. Verder wordt aangegeven wat de consequenties zijn indien gestelde risicogrenzen overschreden worden en welke van overheidswege opgelegde verplichtingen, zoals sanering, ALARA en zorgplicht, nageleefd moeten worden [Be93]. In onderhavig rapport is met de beschreven randvoorwaarden en eindpunten rekening gehouden.

De beleidsstandpunten zullen, evenals het beleid, aan veranderingen onderhevig kunnen zijn [Be93].

Voorschrift: Bij het uitvoeren van een risico-analyse dient eveneens uitgegaan te worden van de meest recente versie van de beleidsstandpunten.

Aangegeven is in welke computerprogramma's de conceptuele modellering is uitgewerkt. In bijlage K zijn de te gebruiken parameterwaarden gegeven.

In hoofdstuk 2 is een overzicht gegeven van de broncategorieën met de relevante emissies en blootstellingspaden. In de hoofdstukken 3, 4 en 5 is de conceptuele modellering met te gebruiken parameterwaarden voor achtereenvolgens verspreiding in lucht, water en bodem gegeven. In hoofdstuk 6 wordt de modellering van de voedselketen besproken. In hoofdstuk 7 is de modellering van de inhalatie beschreven. Hoofdstuk 8 behandelt de modellering van de blootstelling als gevolg van het gebruik van consumentenprodukten.

2. BRONCATEGORIEËN: EMISSIES EN BLOOTSTELLINGSPADEN

Dit hoofdstuk geeft een nadere omschrijving van de broncategorieën zoals die binnen de richtlijn worden besproken (paragraaf 2.1). Tevens komen de emissies van radioactiviteit en de mogelijke bijdrage van externe bestraling aan de orde.

Eerst wordt een meer algemene beschouwing gegeven (paragraaf 2.2) resulterend in enkele standaarden en aanbevelingen voor toepassing in de risicoanalyse. Vervolgens wordt nader ingegaan op de emissies door de verschillende broncategorieën en worden enkele specifieke toevoegingen en/of afwijkingen van de algemene lijn gepresenteerd (paragrafen 2.2.1 en 2.2.2). In paragraaf 2.3 wordt tenslotte een algemene beschouwing gegeven van de in de richtlijn te behandelen blootstellingspaden. Ook hier wordt nader ingegaan op de voor specifieke bronnen eventueel afwijkende relevantie in blootstellingspaden (paragrafen 2.3.1 en 2.3.2).

2.1 Broncategorieën

In het kader van de Tweede Kamer notitie *Omgaan met risico's van straling* [OR90] is er ten behoeve van milieubescherming een indeling van bronnen van ioniserende straling gekozen. Deze indeling is in drie categorieën:

- I.a Bronnen waarbij de radioactiviteit of straling een functionele toepassing dient. De belangrijkste toepassingen zijn: (1) nucleaire installaties, (2) radionucliden-laboratoria, (3) ingekapselde bronnen en toestellen, (4) consumentenproducten, (5) transport van radioactief materiaal en (6) opslag van radioactief afval. De laatste twee zijn niet zozeer toepassingen, maar zijn onlosmakelijk verbonden met de ervoor genoemde toepassingen.
- b De niet-nucleaire industrie, waar natuurlijke radioactiviteit die aanwezig is in diverse grondstoffen, door industriële processen geconcentreerd kan worden. Het betreft hier de volgende industrieën: (1) de fosfaatertsverwerkende industrie, (2) de ijzerertsverwerkende industrie, (3) conventionele energie centrales, (4) winning van aardgas en aardolie en (5) overige industrie, zoals de bouwmaterialenindustrie.
- II. Bronnen die betrekking hebben op bouwen en wonen; een verhoging van natuurlijke niveaus van straling en radon in het binnenmilieu die het gevolg zijn van de toegepaste bouwmaterialen en bouwwijzen.
- III. Overige bronnen van natuurlijke straling, zoals kosmische straling, terrestrische straling en radon in het buitenmilieu (voorzover dit laatste niet afkomstig is van de bronnen uit categorie I.b).

De gekozen volgorde geeft een afnemende beheersbaarheid weer. Bronnen uit categorie III worden geacht volledig onbeheersbaar te zijn en vormen daarom geen onderwerp van normering. Bronnen uit categorie II zijn nog niet onderworpen aan vergunningverlening. Overigens geldt hier wel een zogenaamd *stand-still* principe voor het gebruik van bouwmaterialen [OR90]. Het beleid zal zich voor het toegevoegde risico als gevolg van radon richten op de bouwwijze en bouwmaterialen [BR94].

Daarom hoeft alleen voor alle bronnen van ioniserende straling beschreven in de categorie I te worden voldaan aan de hier beschreven methode voor evaluatie van lozingen van radionucliden in het milieu. Dit geldt voor zowel reguliere lozingen als ongevalslozingen. Een uitzondering zijn *ongevalslozingen van kerncentrales*. De voor evaluatie van ongevalslozingen van kerncentrales te hanteren methode is beschreven in de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93].

De hier beschreven methode heeft slechts betrekking op blootstelling van de bevolking buiten de terreingrens van de inrichting via het milieu [Be93]. Blootstelling van werknemers werkzaam bij bronnen uit de genoemde categorie I, van patiënten die een diagnostische en/of therapeutische behandeling ondergaan en van de *personen die niet beroepshalve thuis willens en wetens in aanraking komen met deze patiënten* [BsK96], vallen onder de arbeidsbescherming en patiëntenbescherming.

2.2 Emissies

Er worden vier typen emissies onderscheiden, te weten lozingen in de atmosfeer en op oppervlaktewater, opslag van grond-, afval- of reststoffen op het land en externe bestraling. De afvalstoffen vormen een secundaire bron van emissies. De reststoffen kunnen soms als secundaire grondstoffen een nieuw bestaan gaan leiden in een andere toepassing, bijvoorbeeld een bouw materiaal.

Standaard: Emissies uit eindprodukten worden vanaf het moment dat de produkten de inrichting verlaten hebben, toegeschreven aan de nieuwe toepassing en niet meer aan de inrichting waar de produkten zijn gemaakt [Be93].

Bij emissies naar water kan door sedimentatie verontreinigd slib ontstaan (bijvoorbeeld havenslib en zuiveringslib). Deze secundaire bron van verontreiniging zou na baggeren gebruikt kunnen worden voor het bemesten of ophogen van land. Dit wordt echter *niet* gezien als een nieuwe toepassing maar als een neveneffect van de lozing. De eventuele secundaire emissies uit dergelijk slib worden wat betreft de risico's voor het milieu dan toegerekend aan de toepassing waaruit het slib is ontstaan.

Emissies naar lucht vinden plaats via een schoorsteen die, of een ander lozingspunt dat eventueel is voorzien van een filterinstallatie. Emissies naar oppervlaktewater vinden plaats via riolering en afvalwaterzuivering of direct op het oppervlaktewater. Opslag op land vindt alleen plaats bij processen waarbij grote hoeveelheden vaste afvalstoffen (slakken, vliegas e.d.) geproduceerd worden.

Bij bulkopslag op land dient rekening gehouden te worden met externe bestraling en eventueel verwaaien, exhalatie en/of uitspoeling of uitloging van radionucliden uit het materiaal.

Standaard: Voor de evaluatie van reguliere emissies dient rekening gehouden te worden met installaties (bijvoorbeeld filtersystemen in schoorstenen) die gericht zijn op zuivering van die emissies.

Aangezien het aantal verschillende radionucliden in sommige gevallen zeer groot kan zijn (bijvoorbeeld bij reguliere lozingen uit kernreactoren), kan hiervoor een selectie gemaakt worden op basis van eerder uitgevoerd onderzoek (voor kernreactoren bijvoorbeeld [Hi90]). Hieruit volgt:

Standaard: Indien het aantal radionucliden zeer groot is, mag volstaan worden met de relevante radionucliden. Welke radionucliden relevant zijn, is voor een belangrijk deel afhankelijk van de toepassing. Een selectie dient onderbouwd te worden.

Standaard: Indien emissies gepulst plaatsvinden, bijvoorbeeld naar water vanwege tijdelijke opslag in tanks ter controle van de geloosde activiteit, moet, indien niet aannemelijk kan worden gemaakt dat de gevolgen significant zullen afwijken van een continue emissie, van een continue emissie uitgegaan worden.

Alleen bij ongevallen met nucleaire installaties kunnen dusdanige emissies van radioactief materiaal optreden dat blootstelling van de bevolking daaraan acute slachtoffers tot gevolg kan hebben. Daarom moet voor potentiële nucleaire ongevallen naast het maximaal individueel risico ook het groepsrisico bepaald worden [Ro93]. Voor andere ongevalsemissies hoeft alleen een maximaal individueel risico te worden geschat.

*Standaard: De modellering van het **ongevalsrisico** kan daarom analoog verlopen aan de modellering van het risico ten gevolge van een reguliere emissie.*

Standaard: Voor het evalueren van ongevalsemissies moet naast de evaluatie van een emissie, de kans van optreden van een dergelijke emissie worden geschat en onderbouwd.

Omdat er een groot verschil is tussen de diverse bronnen mag men verwachten dat niet alle genoemde bronnen van ioniserende straling een zelfde emissie en dus risico geven. Daarom volgt hier voor de te beschouwen broncategorie een nadere beschouwing van de typen emissies.

2.2.1 Functionele toepassingen

De broncategorie functionele toepassingen kent een grote schakering aan brontypen. Een groot deel van de geloosde radioactiviteit bestaat uit kunstmatige radionucliden, d.w.z. door de mens geproduceerd. In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de mogelijke emissies bij de diverse gangbare functionele toepassingen.

Nucleaire installaties

De nucleaire industrie in Nederland omvat de kernreactoren (kerncentrales en onderzoeksreactoren) en de verrijkingsinstallatie van URENCO te Almelo. Van kernreactoren worden hier alleen reguliere lozingen in beschouwing genomen.

De emissies naar de atmosfeer dragen belangrijk bij aan de totale dosis per installatie. Belangrijk aan de dosis bijdragende radionucliden zijn ^{14}C , ^3H en isotopen van enkele edelgassen (Xe, Kr en Ar) [Hi90, UN82, UN93] bij kernreactoren en ^{238}U bij de verrijking van uranium [UN82, UN93]. Naast de atmosferische lozingen vinden er tevens lozingen van diverse radionucliden plaats naar het oppervlaktewater. Eventueel kan een selectie van radionucliden worden gemaakt zoals gegeven in [Hi90].

Veelal is er een tijdelijke opslag van vast afval en restprodukten op het terrein van een kerncentrale of bij een onderzoeksreactor. Uit deze interim opslag kunnen emissies naar de atmosfeer plaatsvinden. Tevens is er een extern stralingsrisico voor de bevolking. Een voorbeeld is de hoog-energetische straling, uitgezonden door het kortlevende ^{16}N , dat geproduceerd wordt in het reactorgebouw [Wi87]. Voorbeelden van andere processen die aanleiding geven tot externe bestraling zijn interim opslag, het transport van afval en eventuele reststoffen of brandstof(staven) en het wisselen van brandstofstaven.

Bij een uraniumverrijkingsfabriek dient rekening te worden gehouden met emissies van voornamelijk ^{234}U en ^{238}U naar zowel de lucht als het oppervlaktewater. Bij ongevallen zullen deze emissies wellicht groter, maar qua samenstelling niet erg afwijkend zijn van reguliere lozingen.

Radionuclidenlaboratoria

De categorie radionuclidenlaboratoria omvat de volgende types lozingen:

- lozingen door onderzoeks- en ziekenhuislaboratoria
- urine en faeces van in ziekenhuizen met radionucliden behandelde/onderzochte patiënten

Uit studies van de Gezondheidsraad [GR85] en De Jong [Jo88] blijkt dat de belangrijkste radionucliden die vanuit radionuclidenlaboratoria geloosd worden naar oppervlaktewater zijn: ^3H , ^{14}C , ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{63}Ni , ^{67}Ga , ^{111}In , ^{125}I , ^{131}I en ^{201}Tl .

Standaard: In de evaluatie van lozingen door radionuclidenlaboratoria dienen alle mogelijk toegepaste radionucliden te worden meegenomen.

Omdat bijvoorbeeld zuiverings-slib nog enige tijd zal drogen nabij de zuiveringsinstallatie en beweiding, van met slib bemeste weiden, pas na 40 dagen toegestaan is en oogsten veelal nog later plaatsvindt, zal kortlevend radioactief materiaal minder belangrijk zijn.

Aanbeveling: Voor lozingen vanuit radionuclidenlaboratoria naar lucht of water mogen de correctiefactoren zoals gegeven in tabel 10.1 (luchtlozingen) en tabel 10.4 (waterlozingen) van de beleidsstandpunten [Be93] gehanteerd worden.

De belangrijkste wijze van lozing naar de atmosfeer is via afzuiginstallaties (zuurkasten e.d.). Overigens zijn er weinig gegevens bekend over de door radionuclidenlaboratoria in lucht geloosde hoeveelheden radioactieve stoffen [Jo88]. Deze hoeveelheden zijn namelijk vooral afhankelijk van het type verbinding (vluchtigheid e.d.) waarin de radioactieve stof wordt gebruikt.

De meeste van de genoemde radionucliden komen ook voor in de excreta van patiënten die in een ziekenhuislaboratorium radiofarmaca hebben ontvangen [Be88].

Standaard: Emissies die het gevolg zijn van de toepassing van radiofarmaca worden toegerekend aan de inrichting waar de patiënt deze radiofarmaca heeft ontvangen.

Bij **ongevalslozingen** kan gedacht worden aan brand.

Standaard: De hoeveelheden maximaal te lozen radionucliden zijn hierbij te relateren aan de maximaal toegestane hoeveelheden per laboratorium.

Voor radionuclidenlaboratoria is een inspectierichtlijn uitgebracht voor radiologische werkers en milieu [Wi94]. De optredende emissies en blootstellingsberekeningen voor radionuclidenlaboratoria dienen tenminste te voldoen aan deze richtlijn. Nadere beperkingen, in het kader van ALARA, kunnen bij de vergunningverlening worden opgelegd.

Ingekapselde bronnen en toestellen

Blootstelling aan ingekapselde (gesloten) bronnen en toestellen bestaat voornamelijk uit externe bestraling. Eventueel kunnen er activeringsproducten vrijkomen bij hoge-energie versnellers of neutronenbronnen.

In **ongevalsomstandigheden** (breuk in de omhulling van een gesloten bron) kan radioactiviteit vrijkomen in de omgeving.

Standaard: Indien geen specifieke informatie over mogelijke lozingen beschikbaar is, moet bij een dergelijk incident worden aangenomen dat al het radioactief materiaal vrijkomt.

Richtlijnen voor ingekapselde bronnen en toestellen zijn niet in dit rapport vastgelegd. Hiervoor is een specifieke richtlijn uitgebracht [Hi96].

Consumentenprodukten

Diverse toepassingen zijn ondergebracht onder de titel *Consumentenprodukten*. Daarbij is een indeling te maken in apparatuur die ioniserende straling produceert tijdens het gebruik en produkten die een hoeveelheid van een radioactieve stof bevatten [BI91]. Voorbeelden van de eerste categorie zijn: röntgenstraling producerende apparaten zoals bagageonderzoeksapparatuur, tv's, andere beeldschermen, fluorescentiebuizen, etc. Voorbeelden van de tweede categorie zijn: antistatische middelen, rookdetectoren, overslagbeveiligingen, starters, uurwerken, speciale cameralenzen en gloeikousjes. Overigens bevatten niet alle typen van een hier genoemd produkt ook altijd radioactief materiaal.

In de categorie van ioniserende straling uitzendende apparatuur is alleen sprake van een externe bestraling en komen geen radioactieve materialen vrij. Bij de andere categorie van consumentenprodukten kunnen radionucliden vrijkomen in de productie-, vervoers-, gebruiks- en afvalfase.

De tijdens de productiefase vrijkomende activiteit zal zich voornamelijk via lucht en eventueel via het afvalwater verspreiden. Tijdens de gebruiksfase treedt voornamelijk externe bestraling op. Bij beschadiging van de omhulling van een produkt kan echter besmetting door inhalatie of ingestie optreden. Bij het gebruik van sommige produkten (bijvoorbeeld gloeikousjes) kunnen radioactieve gassen of stofdeeltjes vrijkomen. In de afvalfase kunnen bij verbranding de aanwezige radionucliden terechtkomen in de slak, het filteras, het vliegass, of

als gas de schoorsteen verlaten. Afhankelijk van het gebruik van vlieggas en slakken (stort, opslag, toepassing in fundering voor wegen etc.) vindt besmetting van bodem plaats.

Transport van radioactief materiaal

Bij regulier transport van radioactief materiaal is er geen sprake van lozing van radioactiviteit. Individuen uit de bevolking kunnen echter wel aan externe bestraling worden blootgesteld. Bij ongevallen met een transport kunnen wel emissies optreden. Hierbij moet vooral gedacht worden aan radioactiviteit die bij brand vrijkomt in de lucht. Vrijwel alle kort- en langlevende radionucliden kunnen in principe bij een dergelijk ongeval vrijkomen.

Standaard: Bij ongevallen met een transport dienen alle mogelijk vrijkomende radionucliden te worden geëvalueerd. Hierbij mag rekening gehouden worden met de brandremmende werking en de eventuele schokvastheid van te gebruiken containers.

Voor het transport van radioactief materiaal zal binnenkort door VROM een aparte richtlijn worden uitgebracht met dezelfde opzet als het onderhavige rapport.

Standaard: De NVS handleiding voor het vervoer van radioactieve stoffen over de weg in Nederland [NVS95] dient voorlopig gebruikt te worden. Na publicatie dient de officiële richtlijn van VROM te worden toegepast.

Opslag van radioactief afval

Er is momenteel één locatie, in het Sloegebied, waar opslag van radioactief afval plaatsvindt (door de COVRA). Interimopslag op het terrein van een inrichting valt onder de vergunning van de desbetreffende toepassing. Emissies vanuit een dergelijke opslag dienen dan ook te worden meegenomen tijdens de evaluatie van die toepassing.

Na het overbrengen van het afval naar de opslaglocatie van de COVRA wordt de emissie toegekend aan de COVRA-locatie. Reguliere emissies naar de lucht worden veroorzaakt door verwerking van het radioactief afval in ovens (β - en γ -stralers) en persinstallaties (α -stralers). De verwachte reguliere emissie vanuit het afval naar de atmosfeer kan daarbij een scala aan radionucliden bevatten [CO89]. Uit de opslag zelf komt onder reguliere omstandigheden vrijwel geen radioactiviteit vrij. Uit de conditioneringsmatrix diffundeert een geringe hoeveelheid ^3H naar de opslagruimte. Dit tritium kan m.b.v. een ontvochtiger grotendeels weer opgevangen worden in condenswater. Verwerking hiervan kan tot een emissie leiden.

Overigens is het mogelijk dat in de loop der tijd meer afval met natuurlijke radioactiviteit wordt opgeslagen (bijvoorbeeld afval met hoge radiumconcentraties). In dat geval kan er sprake zijn van radonemissies.

Door de verwerking van radioactief afval kan er ook radioactiviteit geloosd worden naar het oppervlaktewater. Het gaat hier evenals bij de emissies naar de atmosfeer om een scala van mogelijke radionucliden.

Bij een **ongeval** (b.v. overstroming of brand) kunnen diverse elementen vrijkomen die onder reguliere omstandigheden niet geloosd worden (b.v. Pu en Am) [CO89].

2.2.2 *Niet-nucleaire industrie*

Binnen de broncategorie niet-nucleaire industrie wordt een aantal brontypes onderscheiden (zie 2.1). Gezien het feit dat de grondstoffen van deze industrie in alle gevallen van natuurlijke oorsprong zijn, d.w.z. uit de aarde afkomstig (bijvoorbeeld: steenkool, fosfaat- en ijzererts) zijn de radionucliden, die van belang zijn, veelal dezelfde.

Standaard: Emissies van radioactiviteit door dergelijke industrieën bestaan voornamelijk uit radionucliden uit de ^{232}Th - en ^{238}U -reeksen en ^{40}K (zie bijvoorbeeld [UN82]). Dit zijn de radionucliden die in een evaluatie dienen te worden meegenomen.

Emissies van een niet-nucleaire industrie vinden meestal plaats naar lucht en/of naar oppervlaktewater [Pe88]. Een derde wijze van 'lozen' vormt het storten van afvalprodukten zoals slakken en vliegias. Dergelijke afvalprodukten worden veelal als secundaire grondstoffen weer toegepast in bouwmaterialen of gebruikt ter ophoging en onderbouwing van wegen.

In **ongevalssituaties** (bijvoorbeeld bij brand en/of explosies) is niet te verwachten dat de hoeveelheid natuurlijke radioactiviteit die vrijkomt significant groter zal zijn dan onder reguliere omstandigheden. Alleen eventuele filters kunnen buiten werking geraakt of gesteld zijn.

Standaard: In ongevallssituaties dient rekening gehouden te worden met het niet meer (volledig) werkzaam zijn van eventuele filterinstallaties.

2.3 **Relevante blootstellingspaden**

De drie belangrijkste manieren waarop de mens blootgesteld kan worden aan radionucliden en ioniserende straling in het milieu zijn ingestie, inhalatie en externe bestraling.

In de beleidsstandpunten [Be93] worden randvoorwaarden gesteld aan de wijze waarop blootstelling tot standkomt en aan het individu dat wordt blootgesteld. Uitgaande van deze randvoorwaarden zijn de volgende standaarden geformuleerd:

Standaard: Het maximale individuele risico als gevolg van inhalatie wordt berekend op de plaats van maximale concentratie in de lucht.

Standaard: Het maximale individuele risico als gevolg van externe bestraling vanuit de inrichting wordt berekend voor een persoon uit de referentiegroep nabij de terreingrens.

Standaard: Het maximaal individueel risico als gevolg van ingestie wordt berekend voor ingestie van vlees, zuivel en akker- en tuinbouwprodukten en van vis volgens het consumptiepakket van de referentiegroep.

Standaard: Het totale maximaal individueel risico wordt bepaald voor de referentiegroep waarvoor de gesommeerde individuele risico's voor inhalatie, ingestie en externe bestraling het hoogste is.

Uit de beleidsstandpunten [Be93] volgt verder dat de gemiddelde besmetting van de zuivel, het vlees en de akker- en tuinbouwprodukten dient te worden berekend voor het COROP-gebied waarin de referentiegroep woonachtig is. Aangezien deze indeling nauw aansluit op de gemeente-indeling wordt verwezen naar bijvoorbeeld de jaarlijkse CBS-publicaties over de indeling van Nederland [CB96]. Overigens dient van de helft van de bladgroenten te worden aangenomen dat die afkomstig is uit de moestuin die zich bevindt op de plaats waar de referentiegroep woont. Voor de vis moet worden uitgegaan van de relevante watervolumina waarin zich visbanken bevinden.

De wijze waarop een dosis ontvangen wordt, is vooral afhankelijk van het compartiment waarin primair geloosd wordt, namelijk lucht of water. Bij emissies naar het oppervlaktewater dient hoofdzakelijk rekening te worden gehouden met de ingestie van drinkwater, besmette landbouwprodukten en vis. Bij emissies naar de atmosfeer is vooral het blootstellingspad inhalatie van belang en eventueel interceptie op bladgroenten en opname in gewassen vanuit de bodem.

Bij reguliere lozingen dient voor de besmetting van weidegras en van de diverse akker- en tuinbouwprodukten zowel de interceptie van gedeponeed radioactief materiaal als de opname van dat materiaal uit de bodem te worden meegenomen in de evaluatie. Om opname uit de

bodem en externe bestraling vanaf de bodem volledig te kunnen beschouwen moet in principe het transport in de bodem (migratie) in de berekening worden meegenomen.

Standaard: Modelleren van de bodem (migratie in de bodem) hoeft alleen te worden uitgevoerd voor zover binnen een periode van 25 jaar een bijdrage aan het risico te verwachten is (hoofdstuk 5).

De wijze waarop blootstelling tot stand komt, verschilt niet wezenlijk voor de onderscheiden bronnen en lozingstypen. Hieronder wordt voor de verschillende brontypen apart een nadere analyse gegeven met eventuele aanvullingen of vereenvoudigingen van de algemene beschouwing.

2.3.1 Functionele toepassingen

Door het scala aan kunstmatige radionucliden en stralingstoepassingen binnen de broncategorie functionele toepassingen zijn verschillende blootstellingspaden van belang.

Nucleaire installaties

Voor nucleaire installaties geldt over het algemeen dat zowel naar lucht als oppervlaktewater wordt geloosd. Tevens is er productie van vast afval en treedt er externe bestraling vanuit de installatie op (zie ook 2.2.1).

Gezien de sterke fluctuaties in de natuurlijke achtergrondstraling is het met behulp van de TLD-metingen die door het RIVM rond de kerncentrales worden uitgevoerd (bijvoorbeeld [Le91], [Lu91]), niet mogelijk het belang van externe bestraling te kwantificeren. In het rapport van Van Hienen *et al.* [Hi90] is dit onderdeel niet in beschouwing genomen. Ook een overzichtsrapportage zoals die van UNSCEAR [UN88] gaat niet in op dit aspect van de stralingsbelasting door kerncentrales. Toch lijkt vooralsnog dit blootstellingspad niet te mogen worden uitgesloten gezien bijvoorbeeld het onderzoek naar de bijdrage aan de stralingsbelasting van ¹⁶N-straling vanuit het reactorgebouw [Wi87].

Voor de risicoberekeningen voor lozingen naar de atmosfeer zijn door Van Hienen *et al.* [Hi90] de volgende blootstellingspaden in beschouwing genomen: uitwendige bestraling vanuit de wolk en vanaf de bodem, inwendige bestraling na inhalatie en inwendige bestraling na ingestie van voedingsgewassen, vlees, vis, zuivelproducten en drinkwater.

Uit het onderzoek van Van Hienen *et al.* [Hi90] kan afgeleid worden dat er via alle blootstellingspaden bijdragen aan het maximaal individueel risico worden geleverd. Als vereenvoudiging kan echter gesteld worden:

Standaard: Voor de modellering van externe bestraling vanaf de bodem wordt uitgegaan van een besmettingsperiode van 25 jaar [Be93].

Aanbeveling: Opname vanuit de bodem voor de besmetting van landbouwgewassen hoeft niet te worden meegenomen in de evaluatie.

Standaard: Voor edelgassen is alleen de concentratie in lucht van belang voor het bepalen van de dosis door inhalatie en submersie [Hi90]. Er is geen ingestie en depositie. Depositie van de dochternucliden van de edelgassen kan verwaarloosd worden.

Gezien het afwijkende gedrag van waterstof en koolstof in de voedselketen geldt voor radionucliden van deze elementen:

Standaard: Voor de dosisberekening door ^{14}C en ^3H dient een andere benadering te worden gekozen, waarbij de concentratie in het lichaam een functie is van het water- en stabiel C-gehalte.

Voor ^{14}C is de ingestie veruit het belangrijkste blootstellingspad.

Bij reguliere en ongevalslozingen door een uraniumverrijkingsinstallatie zoals van URENCO moet rekening gehouden worden met de inhalatieroute en met een bijdrage door ingestie van vis en blootstelling aan externe bestraling van slib [UN88].

Radionuclidenlaboratoria

Voor het vaststellen van de eisen waaraan een radionuclidenlaboratorium dient te voldoen wordt verwezen naar de richtlijn ter zake [Ri94]. Uitgaande van de emissies naar lucht en (riool)water zoals die volgens deze richtlijn zijn vast te stellen, dient in een aantal gevallen een risico-analyse te worden uitgevoerd. De maximale individuele dosis als gevolg van lozingen in oppervlaktewater is geschat door de Gezondheidsraad [GR85]. Het rapport gaat daarbij echter uit van een vrij conservatieve inschatting van diverse uitgangspunten. Besmetting van de voedselketen treedt op via slib van zuiveringsinstallaties of na directe lozing op het oppervlaktewater. In de berekeningen is wel aangenomen dat beide wegen (via slib of door directe lozing) elkaar uitsluiten, zodat slechts één van beide optreedt.

De bijdrage van verschillende onderdelen van de voedselketen aan de individuele dosis als gevolg van lozingen door radionuclidenlaboratoria in de lucht is geëvalueerd uitgaande van de veronderstelling dat de verblijftijd, en dus het verval, in lucht zijn te verwaarlozen. De Gezondheidsraad stelt hierbij vast dat de maximale individuele dosis veroorzaakt door een eenheidslozing via de onderscheiden blootstellingspaden vrij gering is. Niet-radiologisch

werkers in en rond een gebouw met radionuclidenlaboratoria zouden een inhalatiedosis ontvangen die veel belangrijker is dan de dosis die na depositie nog wordt opgelopen. Gezien de conservatieve aannamen van de Gezondheidsraad en gebruikte parameterwaarden is een schatting van relevante belastingspaden onder reële omstandigheden moeilijk te geven. Er is echter geen reden om in belangrijke mate af te wijken van de in paragraaf 2.3 beschreven blootstellingspaden. Enkele kleine vereenvoudigingen zijn:

Standaard: Aangenomen mag worden dat ^3H en ^{14}C bij zuivering in de waterfase blijven en dat de overige nucliden deels aan het slib adsorberen.

De ingestie van vlees en melk besmet via zuiveringsslib en zoetwatervis besmet door de directe lozing op het oppervlaktewater levert de belangrijkste bijdrage aan de dosis.

Doses die opgelopen worden na depositie van nucliden vanuit de lucht op het water zijn te verwaarlozen ten opzichte van doses na depositie op het land omdat de nucliden in het water sterk verdund worden en de belastingspaden ingestie van water en vis niet altijd relevant zijn (hoofdstuk 4).

Aanbeveling: Bij modellering van depositie na reguliere emissies naar de lucht hoeft de depositie op oppervlaktewater niet meegenomen te worden.

Bij een **ongeval** zal het soort ongeval (bijvoorbeeld brand of wegspoelen van activiteit naar het oppervlaktewater) bepalen welk blootstellingspad belangrijk is.

*Standaard: Bij **ongevalslozingen** in de lucht zal voor een eventuele besmetting via de voedselketen met alleen interceptie door gewassen (dus geen opname uit de bodem) rekening moeten worden gehouden als de halveringstijd van de radionucliden kort is (orde van dagen).*

Consumentenprodukten

Consumentenprodukten doorlopen verschillende fasen waarin de activiteit in het milieu terecht kan komen. Onderscheiden worden: produktiefase, gebruiksfase en afvalfase.

De tijdens de produktiefase vrijkomende activiteit zal zich voornamelijk via lucht en eventueel via het afvalwater verspreiden. In eerste instantie wordt hierdoor het personeel blootgesteld (lucht) en vindt (waarschijnlijk in beperkte mate) belasting van het oppervlaktewater plaats. Over deze fase is weinig gestructureerde informatie beschikbaar. Er is echter geen reden om af te wijken van de algemene benadering.

Een uitzondering dient te worden gemaakt voor consumentenprodukten in de gebruiksfase. Veel van de consumentenprodukten leveren een externe bestraling op. Hiervoor zal een inschatting moeten worden gegeven, bijvoorbeeld met behulp van metingen. Hetzelfde geldt voor blootstelling via voornamelijk inhalatie van eventueel vrijgekomen radioactief materiaal in een afgesloten ruimte (b.v. het verwisselen van gaskousjes).

Standaard: Bij de modellering van een uitstoot van radionucliden uit een consumentenprodukt dient, gezien de slechts lokaal te verwachten belasting van het (binnen)milieu, een beperkt inhalatiemodel te worden toegepast, zie hiervoor hoofdstuk 8.

Bij verbranding kunnen aanwezige radionucliden terecht komen in de slak, de filteras en het vliegstof, of als gas of gehecht aan aerosolen de schoorsteen verlaten.

Van de relevante radionucliden zijn ^3H en ^{85}Kr in gasvormige staat. Er mag worden aangenomen dat deze nucliden, ongeacht de bron en het moment van vrijkomen, als gas in de atmosfeer komen. Van hieruit kan externe blootstelling of blootstelling via inhalatie optreden [Jo88]. Alle andere nucliden die in de lucht geloosd worden, zullen via depositie op gewassen voor een ingestiedosis (via groenten, zuivel en vlees) kunnen zorgen. Beschouwing van de voedselketen is voor de afvalfase dan ook nodig.

Bij verbranding komt restactiviteit terecht in slak en filteras. Afhankelijk van het gebruik hiervan (stort, opslag, toepassing in fundering voor wegen etc.) vindt besmetting van bodem en eventueel grondwater plaats. Of en in welke mate activiteit in het grondwater terecht komt is afhankelijk van de binding aan de bodem en verblijftijd in de bovenste laag.

Standaard: Als belangrijkste blootstellingspaden gelden voor deze broncategorie externe bestraling en inhalatie, waarbij het relatief belang sterk afhankelijk is van de toegepaste nuclide. Voor de afvalfase moet ook rekening gehouden worden met het belastingspad ingestie.

Zwakke stralers zoals ^3H zijn alleen belangrijk bij besmetting, andere nucliden zoals ^{85}Kr leveren juist een dosis door externe bestraling.

Opslag van radioactief afval

De belangrijkste blootstellingsroute wordt gevormd door de externe bestraling aan de terreingrens door het opgeslagen afval in het depot. Voor de Milieu Effect Rapportage van de COVRA (locatie Sloe) zijn ook de doses ten gevolge van reguliere lozingen naar lucht en

water berekend. De berekeningen geven geen reden om voor de modellering af te wijken van de algemene benadering.

Onder **ongevalsomstandigheden** kunnen eventueel aanzienlijk grotere hoeveelheden radionucliden vrijkomen. De te volgen modelprocedure is daarvan sterk afhankelijk.

Standaard: Voor ongevalsoomstandigheden is modellering van alle blootstellingspaden gewenst.

2.3.2 Niet-nucleaire industrie

Bij de niet-nucleaire industrie (NNI) wordt er niet specifiek met radioactief materiaal gewerkt. De natuurlijke radioactiviteit die vrijkomt, is aanwezig in de grondstof en wordt deels geconcentreerd in de reststoffen die voor een deel weer in het milieu terecht komen of worden gebruikt als secundaire grondstof. Omdat de grondstoffen in het reguliere productieproces verhit worden, is het bij **ongevallen** niet waarschijnlijk dat er geheel andere emissies van radioactiviteit naar het milieu zullen plaatsvinden. Modellering van ongevalslozingen kan daarom analoog aan die van reguliere lozingen worden uitgevoerd.

Bij kolencentrales lijkt de bijdrage van de externe bestraling door vliegstof in de dosis (met ^{40}K als belangrijkste nuclide) verwaarloosbaar klein t.o.v. de bijdrage door inhalatie en vooral ingestie [B191]. Bij de bepaling van de dosis door ingestie is hierbij rekening gehouden met de besmetting van consumptiegewassen door zowel interceptie als door opname uit een langjarig besmette bodem.

Standaard: Bij de berekening van het radiologische risico ten gevolge van kolencentrales hoeft de externe bestraling die het gevolg is van gedeponeerd vliegstof niet gemodelleerd te worden.

Bij de dosisberekeningen voor de fosfaatertsverwerkende industrie worden alleen de doses ten gevolge van de lozingen en opslag beschouwd. Doses ten gevolge van het gebruik van kunstmest worden niet in rekening gebracht, gezien de geringe bijdrage aan de individuele dosis [UN93]. Het belang van de verschillende blootstellingspaden voor de fosfaatertsverwerkende industrie kan afgeleid worden uit berekeningen voor lozingen van Hoechst [Kö88, Ti93].

Gezien het belang van de temperatuur en eventuele filtering van de afgassen is het nodig een onderscheid te maken tussen de diverse industrieën, zoals die in de categorie NNI vallen. Vooral bij de thermische processen van Hoechst (Vlissingen), Hoogovens (IJmuiden) en de kolencentrales is het mogelijk dat er relatief kleine deeltjes geëmitteerd worden, waaraan

vervolgens relatief hoge concentraties van zowel ^{210}Po als ^{210}Pb gehecht kunnen zijn. Immers: door de hoge temperatuur kunnen zowel lood als polonium gasvormig worden en hoog in de schoorsteen, na het passeren van diverse filters, condenseren op de ook door de filters doorgelaten kleine stofdeeltjesfractie (vliegstof). De nu uitgestoten fractie bestaat uit deeltjes met een relatief kleine diameter (AMAD kleiner dan $0,5\ \mu\text{m}$) en een hoge concentratie van zowel ^{210}Po als ^{210}Pb . Deze kleine deeltjes kunnen relatief diep in de longen doordringen. Daarom, maar ook vanwege mogelijke chemische processen, kunnen deze deeltjes vervolgens een lange retentietijd in de longen hebben. In termen van het nieuwe longmodel betekent dat een absorptieklasse S. Om deze reden is het nodig om de drie genoemde industrieën wat betreft hun thermische processen (dus niet het natte proces of de overslag en het transport e.d.), door te rekenen met DCC's voor de inhalatie van beide nucliden bij een absorptieklasse S(low), vroeger zuiveringsklasse Y genoemd [Kö88, G190, Le96].

Overigens kan gesteld worden dat er geen reden is om af te wijken van de algemene benadering. Enkele toevoegingen/vereenvoudigingen zijn:

Standaard: Inhalatie van stof dient in de risicoberekeningen meegenomen te worden.

Standaard: Bij emissies naar lucht van de thermische-proces industrie (fosfaaterts-industrie, kolencentrales) dient bij de inhalatie van ^{210}Pb en ^{210}Po gebruik gemaakt te worden van de DCC's bij een absorptieklasse S(low).

Standaard: Bij de opslag van grond-, afval- of reststoffen dient rekening gehouden te worden met externe bestraling en met exhalatie van radonisotopen.

Aanbeveling: Gezien het geringe belang hoeft de bijdrage van externe bestraling in de stralenbelasting door NNI na depositie van geloosde radioactiviteit niet te worden geëvalueerd.

3. ATMOSFERISCHE VERSPREIDING

Dit hoofdstuk behandelt het conceptuele model voor de verspreiding in de atmosfeer. Eerst wordt nagegaan welke processen in het conceptuele model beschreven dienen te worden. Vervolgens wordt het gekozen conceptuele model aangegeven met de te gebruiken parameterwaarden. Ook wordt aangegeven welke computerprogramma's gebaseerd zijn op het gekozen conceptuele model.

3.1 Processen die in de modellen beschreven moeten worden

Blootstellingswegen die door de verspreiding in de atmosfeer beïnvloed worden en die van belang zijn voor het maximaal individueel risico, zijn:

o Inhalatie.

De blootstelling door inhalatie wordt bepaald door de concentratie van de radionucliden in de lucht. Van belang hierbij zijn de verspreiding van de geloosde radionucliden vanuit de bron en de hoeveelheid opgewaarde stofdeeltjes die weer in de lucht komt (resuspensie).

o Ingestie.

Als gevolg van de depositie van in de lucht geloosde radionucliden kunnen consumptiegewassen besmet worden door zowel interceptie als de transfer vanuit de bodem.

o Externe bestraling.

Bij de directe verspreiding is de externe bestraling door de pluim voor zowel ongevals- als reguliere lozingen mogelijk van belang. Externe bestraling door de bodem, als gevolg van depositie, kan ook een rol spelen.

Standaard: De processen verspreiding, depositie, resuspensie en externe bestraling door de pluim dienen te worden beschreven in de te gebruiken modellen voor de verspreiding in de atmosfeer.

Standaard: Voor de daarna uit te voeren dosisberekeningen moet de uitvoer van de modellen minimaal bestaan uit de concentratie in de lucht op grondniveau en de depositie op de bodem.

3.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters

Luchtverspreidingsmodellen kunnen in vijf hoofdtypen onderverdeeld worden [De90]:

- o Gaussische pluimmodellen
- o Trajectoriën modellen
- o Lagrangiaanse puff-modellen
- o Euleriaanse grid-modellen
- o Particle-modellen

Tussen bovengenoemde hoofdtypen bevinden zich diverse mengvormen (Gaussische puff-modellen, particle-trajectoriën modellen etc.).

In Nederland wordt voor luchtverspreidingsberekeningen veelal gebruik gemaakt van op het zogenaamde Nationaal Model gebaseerde computerprogramma's. Het Nationaal Model is een verzameling van aanbevelingen voor verspreidingsformules en parameterwaarden voor de berekening van de concentraties van stoffen in lucht na een lozing. In het Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS) wordt voor de atmosferische verspreiding het op het Nationaal Model gebaseerde *OPS* gebruikt [UB92]. In de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93] wordt het Nationaal Model, met aanpassingen, als standaard gebruikt.

Standaard: Het Nationaal Model wordt als uitgangspunt gekozen.

De keuze van een luchtverspreidingsmodel gebaseerd op het Nationaal Model sluit hierbij aan op de vergunningverlening in het verleden alsmede op de vergunningverlening voor niet-radioactieve stoffen.

Het Nationaal Model is momenteel onderwerp van discussie omdat het gezien het huidige kennisniveau en de huidige mogelijkheden achterhaald is [Ha92, Er92]. Zo is onder andere de stabiliteitsklasse/menglaaghoogte benadering verouderd. Naar verwachting leidt deze discussie eind 1996 danwel begin 1997 tot een nieuwe standaard.

Voorschrift: Zodra de discussie rond het Nationaal Model leidt tot een nieuwe standaard zal deze overgenomen moeten worden.

In het anno 1996 toegepaste Nationaal Model wordt gebruik gemaakt van het Gaussische pluimmodel waarbij uitgegaan wordt van constante meteorologische omstandigheden. Aan de hand van de bewolgingsgraad en de windsnelheid op 10 m hoogte wordt een aantal stabiliteitsklassen onderscheiden die de verschillende weertypes karakteriseren. Parameterwaarden die afhangen van de meteorologische omstandigheden, zoals de dispersiecoëfficiënten en de menglaaghoogte, worden per stabiliteitsklasse voorgeschreven.

In [KN76,WV84,WV86] wordt een uitgebreide omschrijving van het Nationaal Model gegeven inclusief de te gebruiken parameterwaarden. Ook in de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro92,Ro93] wordt het Nationaal Model beschreven.

Voorbeelden van computerprogramma's gebaseerd op, of die aangepast kunnen worden aan het Nationaal Model zijn *NUDOS* (bijlage A), *COSYMA* (bijlage B), *OPS* (bijlage C) en *STACKS* (bijlage D). Per programma worden de beschikbaarheid, documentatie, opgenomen processen, in- en uitvoer, bereik en resolutie, beperkingen, de aansluiting op de compartimenten bodem en water, toepassingen en validatie besproken.

In de beschrijving van het Gaussische pluimmodel wordt uitgegaan van een lozing uit een vrijstaande bron en een pluim zonder warmte-inhoud. Dit legt sterke beperkingen aan de bruikbaarheid van het model op. Het Nationaal Model is dusdanig aangepast dat de invloed van gebouwen en "warme" pluimen wel beschreven kan worden.

In het geval van luchtlozingen uit niet vrijstaande schoorstenen of lozingen direct uit een gebouw (mogelijk bij ongevalslozingen) wordt de verspreiding van de radionucliden beïnvloed door het gebouw. De windstromingsprofielen rond een gebouw zijn anders dan in het vrije veld en het is verder mogelijk dat de pluim ingevangen wordt in de lijwervel van het gebouw [WV86]. Als gevolg hiervan zal de maximale concentratie en depositie dicht bij de bron optreden dan bij lozing uit een vrijstaande schoorsteen. De broncategorie waarvoor dit vooral een rol speelt is die van de radionuclidenlaboratoria.

In 1986 werd door de Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging een aanvulling op het Nationaal Model uitgebracht in de vorm van een rekenmethode voor de berekening van de invloed van een gebouw op de verspreiding van schoorsteenpluimen [WV86].

Standaard: Voor gebouwinvloeden dient de rekenmethode van de Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging gebruikt te worden.

Gebouwinvloeden worden gemodelleerd in de computerprogramma's *NUDOS* (gebaseerd op [WV86]), *STACKS* en *COSYMA*.

Pluimen met een grote warmte-inhoud zullen in tegenstelling tot de zogenaamde "koude" pluimen na emissie verder doorstijgen. Als gevolg hiervan wordt de pluim over grotere afstanden verspreid en zal, als gevolg van deze verspreiding over een grotere afstand, de maximale concentratie en depositie lager zijn dan die voor "koude" pluimen.

In het Nationaal Model wordt pluimstijging als gevolg van warme bronnen in rekening gebracht via een effectieve lozingshoogte, waarbij de reële lozingshoogte vermeerderd wordt met de pluimstijging. De pluimstijging wordt berekend met behulp van de warmte-inhoud en

de windsnelheid op de hoogte van de schoorsteentop en is afhankelijk van de stabiliteitsklasse [WV84].

Standaard: Voor pluimstijging wordt de methode uit het Nationaal Model gebruikt.

Aanbeveling: Indien voor pluimstijging een betere beschrijving voorhanden is, mag deze worden gehanteerd.

Pluimstijging wordt gemodelleerd in de computerprogramma's *NUDOS*, *COSYMA*, *STACKS* en *OPS*.

Bij de berekening van het maximale individuele risico ten gevolge van lozingen in de atmosfeer zal het resultaat sterk beïnvloed worden door de meteorologische condities die meegenomen worden, de afstand waarover de pluim verspreid wordt en het tijdsinterval dat in de berekeningen meegenomen wordt. In de volgende paragrafen wordt hierop nader ingegaan.

3.2.1 *Keuze van te gebruiken meteorologie*

Voor de berekening van het maximaal individueel risico als gevolg van reguliere lozingen moeten alle meteorologische omstandigheden die gedurende de periode van lozing kunnen optreden gewogen meegenomen worden. In algemene termen kan gesteld worden dat het risico relatief ongevoelig is voor het precieze verloop van de weerreeksen [Ro93].

Standaard: Een risicoberekening wordt met behulp van probabilistische rekentechnieken uitgevoerd, waarbij gebruik gemaakt wordt van een frequentieverdeling van het weer.

De meest ongunstige condities komen voor bij lage windsnelheden en stabiel weer (weerklasse F). Wel zijn de gangbare dispersieformules alleen bruikbaar voor windsnelheden groter dan $1,5 \text{ m s}^{-1}$, lagere windsnelheden moeten daarom niet meegenomen worden.

Standaard: Uit de frequentieverdeling moeten de samples zodanig getrokken worden, dat ook de meest ongunstige condities (weerklasse F: $1,5 \text{ m s}^{-1}$) meegenomen worden.

De computerprogramma's *NUDOS*, *COSYMA*, *STACKS* en *OPS* kunnen probabilistisch rekenen met een frequentieverdeling van het weer.

Voor de (probabilistische) berekening van het maximaal individueel risico als gevolg van een ongevalslozing is als uitgangspunt genomen dat de kans op een ongeval gedurende het gehele jaar op elk tijdstip even groot is.

Standaard: Voor ongevalslozingen moet voor het sampelen uit de frequentieverdeling van het weer eenzelfde benadering gekozen worden als voor reguliere lozingen.

Het berekende maximale risico is daardoor een gemiddelde van de maximale risico's over de verschillende weersomstandigheden.

Vooraf tussen de meteorologische omstandigheden overdag (veelal instabiel) en 's nachts (veelal stabiel) komen verschillen voor. De verspreiding van de pluim en de concentratie aan de grond zullen daarom ook verschillen tussen dag en nacht.

Aanbeveling: Zowel voor reguliere als ongevalslozingen geldt dat indien aangetoond kan worden dat deze alleen gedurende een bepaalde periode van de dag zullen optreden, met een frequentieverdeling van het weer voor de betreffende periode gerekend mag worden.

In de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93] wordt als standaard een frequentieverdeling van uurgemiddelde waarden over tenminste één jaar genomen.

Standaard: Standaard wordt een frequentieverdeling van uurgemiddelde waarden over tenminste één jaar genomen, waarbij de data representatief voor de beschouwde locatie moeten zijn [KN92].

Bij gebruik van een frequentieverdeling van één specifiek jaar zal de spreiding in de resultaten voor verschillende jaren ongeveer 15% bedragen. Indien gebruik gemaakt wordt van een frequentieverdeling over een periode van vijf jaar zal de spreiding slechts enkele procenten bedragen. Middeling over nog langere tijd zal waarschijnlijk geen grote reductie in de spreiding laten zien [Ja93a].

Aanbeveling: Aanbevolen wordt een weerskarakteristiek over vijf jaar te nemen.

3.2.2 Ruimte en tijdsdefinitie voor de berekeningen

Voor de bepaling van het maximale individuele risico is de afstand en de grootte van het gebied waarvoor de berekeningen uitgevoerd dienen te worden, afhankelijk van de beschouwde blootstellingswegen [Be93]. Voor het risico als gevolg van inhalatie en externe

bestraling zijn de maximale concentratie en depositie van belang. Voor het risico ten gevolge van de ingestie van melk, akkerbouw- en tuinbouwprodukten wordt uitgegaan van de gemiddelde depositie over het COROP-gebied waarin de referentiegroep woonachtig is. Voor het risico tengevolge van de ingestie van bladgroenten wordt aangenomen dat de helft uit de eigen moestuin komt (hiervoor is de maximale depositie van belang) en de andere helft uit het COROP-gebied betrokken wordt [Be93].

De plaats waar de maximale concentratie en depositie gevonden wordt, zal sterk afhangen van de bronkarakteristiek (o.a. bronhoogte, warmte-inhoud) en de meteorologische omstandigheden waaronder de lozing plaatsvindt. Aangezien er probabilistisch met een weerskarakteristiek gerekend moet worden, zal de plaats van het maximum voornamelijk bepaald worden door de bronkarakteristiek. Uit metingen blijkt dat ook voor hoge bronnen met behoorlijke warmte-inhoud de plaats van de maximale concentratie binnen een afstand van enkele kilometers van de bron te vinden is [Er92]. De modelberekeningen dienen daarom minimaal tot ongeveer 10 km afstand van de bron uitgevoerd te worden. Omdat het Gaussisch pluimmodel uitgaat van een in de tijd en ruimte niet veranderende meteokarakteristiek limiteert dit het gebruik van het model tot enkele tientallen kilometers.

Standaard: Voor het risico ten gevolge van inhalatie, externe bestraling en de ingestie van bladgroenten moet de maximale concentratie in de lucht en depositie bepaald worden binnen een afstand van 40 km van de bron.

Standaard: Voor het risico ten gevolge van de ingestie van melk en vlees moet de gemiddelde depositie in het COROP-gebied bepaald worden.

Als de inrichting op de grens van twee COROP-gebieden ligt, moet de evaluatie plaatsvinden voor het COROP-gebied waar het risico het grootst zal zijn.

Voor reguliere lozingen waarbij continue depositie plaatsvindt, zal de hoeveelheid radionucliden in de bodem in de tijd niet constant zijn maar accumuleren. Voor de blootstellingswegen ingestie en externe bestraling moet daarom een tijdstip van beoordeling vastgesteld worden.

Voorschrift: Voor het tijdstip van evaluatie wordt de situatie na een periode van 25 jaar van continue lozing gekozen [Be93].

*Voorschrift: Voor **ongevalslozingen** wordt in navolging van de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93] voor kinderen de dosis opgelopen tot 70 jaar en voor volwassenen tot 50 jaar na het ongeval aangenomen wordt [Be93].*

3.3 Processen die niet beschreven worden in het Nationaal Model

Het Nationaal Model beperkt zich tot de berekening van de concentraties in de lucht. Echter, ook processen zoals depositie, resuspensie, radioactief verval en de ingroei van dochternucliden zijn van belang voor de bepaling van het maximale individuele risico.

3.3.1 *Depositie*

Als gevolg van depositie van aërosolen op de bodem zal de totale aanwezige hoeveelheid aërosolen in de pluim afnemen. De afname van de inhoud van de pluim wordt in Gaussische pluimmodellen veelal gemodelleerd met behulp van brondepletie [Ro92].

Bij depositie op water mag de blootstelling door ingestie van drinkwater verwaarloosd worden (zie 4.1.3).

Standaard: Brondepletie wordt voor depositieberekeningen als standaard genomen.

In de computerprogramma's *COSYMA*, *STACKS* en *NUDOS* is brondepletie opgenomen.

Brondepletie geeft op korte afstanden een systematische overschatting van de concentraties in de lucht en dientengevolge van de depositie [Ro92]. In de Richtlijn Niveau-3 PSA [Ro93] wordt aanbevolen gebruik te maken van oppervlakdepletie.

Aanbeveling: Het gebruik van oppervlakdepletie wordt bij depositieberekeningen aanbevolen.

In het computerprogramma *OPS* wordt gebruik gemaakt van oppervlakdepletie.

Droge depositie

De droge depositie wordt in de eenvoudigste benadering beschreven met een droge depositiesnelheid, die onafhankelijk is van de deeltjesgrootteverdeling, de windsnelheid, de stabiliteitsklasse en het terrein. Deze benadering is o.a. toegepast in [St86] en [Bu90]. De depositiesnelheid ($B(x,y)$, $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$) wordt gegeven door:

$$B(x,y) = C(x,y,0) v_{d,\text{droog}} \quad (1)$$

$C(x,y,0)$: concentratie op grondniveau (Bq m^{-3})

$v_{d,\text{droog}}$: droge depositiesnelheid (m s^{-1})

In tabel 3.1 (bijlage K) worden waarden voor de droge depositiesnelheid v_d gegeven zoals gevonden in de literatuur.

Standaard: Indien de grootteverdeling van de aërosolen niet bekend is, wordt gebruik gemaakt van bovenstaande berekeningswijze en de parameterwaarden uit [Bu90].

De computerprogramma's *NUDOS* en *COSYMA* gaan in principe uit van één enkele deeltjesgrootte (bijlage A en B).

Aanbeveling: Indien de deeltjesgrootteverdeling in de wolk bekend is, kan gebruik gemaakt worden van meer realistische depositiesnelheden zoals gemodelleerd in OPS en STACKS. De droge depositiesnelheid wordt hierbij berekend, afhankelijk van de stabiliteit van de atmosfeer, de oppervlakteweerstand en deeltjesgrootte.

Natte depositie

Door natte depositie worden aërosolen op de bodem neergeslagen. De hoeveelheid gedeponeerd materiaal hangt af van de regenintensiteit, de duur van de bui, de gemiddelde jaarlijkse neerslag en de eigenschappen van de geëmitteerde aërosolen.

De depositiesnelheid ($B(x,y)$, $\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) wordt bepaald met [IA82]:

$$B(x,y) = \Lambda \int_0^{\infty} C(x,y,z) dz \quad (2)$$

$C(x,y,z)$: concentratieverdeling (Bq m^{-3})

Λ : regencoëfficiënt (s^{-1})

In de eenvoudigste benadering wordt voor de natte depositie uitgegaan van een constante regencoëfficiënt. In tabel 3.2 (bijlage K) worden literatuurwaarden voor Λ gegeven. Deze waarden zijn voor een regenintensiteit van 1 mm per uur, tenzij anders vermeld.

Standaard: Als standaard wordt bovenstaande berekeningswijze genomen met de parameterwaarden uit [Bu90].

Aanbeveling: In een andere benadering kan de regenkans, de regenintensiteit en de lengte van de bui afhankelijk gesteld worden van de stabiliteitsklasse en de windrichting [Ja91]. De regencoëfficiënt Λ kan afhankelijk van de regenintensiteit en de aërosolgrootte ingevoerd worden.

3.3.2 Resuspensie

Gedeponeerde radionucliden kunnen door middel van resuspensie weer in de lucht gebracht worden en hierdoor een bijdrage leveren aan de dosis door inhalatie.

Voor een oppervlaktebesmetting kan de volgende methode gebruikt worden:

Standaard: De activiteitsconcentratie in de lucht (C_{res} , $Bq\ m^{-3}$) op tijdstip t (jaar) als gevolg van resuspensie wordt berekend met:

$$C_{res}(t) = r(t) C_g(t) \quad (3)$$

C_g : activiteitsconcentratie op de bodem ($Bq\ m^{-2}$)

$r(t)$: tijdsafhankelijke resuspensiecoëfficiënt (m^{-1})

De resuspensiecoëfficiënt is tijdsafhankelijk omdat door binding aan bodemmateriaal de hoeveelheid materiaal die weer in de lucht kan komen zal afnemen. Deze afname wordt meestal als volgt gemodelleerd [Ro92,Ro93]:

$$r(t) = r_0 e^{-\lambda_{res}t} + r_\infty \quad (4)$$

In [Ro93] worden de volgende waarden als standaard genomen:

r_0 : resuspensiecoëfficiënt, $10^{-6}\ m^{-1}$

r_∞ : resuspensiecoëfficiënt, $10^{-9}\ m^{-1}$

λ_{res} : resuspensievervalconstante, $\ln(2)$ jaar $^{-1}$

Standaard: De bijdrage van resuspensie aan de concentratie van de radionucliden in de lucht wordt met behulp van formule 3 berekend.

Resuspensie is alleen van belang bij lozingen van transuranen [IA82].

Aanbeveling: Voor lozingen die geen transuranen bevatten, hoeft dan ook niet het proces resuspensie opgenomen te worden.

Resuspensie wordt gemodelleerd in het computerprogramma *COSYMA*.

Voor de resuspensie van bodemdeeltjes waarbij de activiteit homogeen verdeeld is in de bovenste bodemlaag kan gebruik gemaakt worden van:

$$C_{\text{res}}(t) = \frac{C_g(t) a_r}{\rho} \quad (5)$$

a_r	: stofconcentratie in lucht	(kg m ⁻³)
$C_g(t)$: activiteitsconcentratie in de bodem	(Bq m ⁻³)
C_{res}	: concentratie in lucht als gevolg van resuspensie	(Bq m ⁻³)
ρ	: dichtheid bodem	(kg m ⁻³)

De gemiddelde 50-percentielwaarde voor de stofconcentratie in Nederland bedroeg in de periode 1977-1981 voor landelijke gebieden 37×10^{-9} kg m⁻³ [Me87]. Deze waarde wordt hier overgenomen.

De activiteitsconcentratie in de bodem wordt berekend volgens de methode zoals gegeven in hoofdstuk 5.

De dichtheid varieert van 1200 kg m⁻³ voor klei tot 1300-1400 kg m⁻³ voor zand. In de berekeningen kan worden uitgegaan van een gemiddelde waarde (1300 kg m⁻³) [Ko87].

In tabel 3.3 (bijlage K) zijn de parameterwaarden samengevat.

3.3.3 *Radioactief verval en ingroei van dochternucliden*

Tijdens het transport van de radionucliden treedt radioactief verval op. Wanneer de dochternuclide eveneens radioactief is, kan ook deze een bijdrage leveren aan de totale stralingsdosis.

Standaard: Radioactief verval dient in de risicoberekeningen meegenomen te worden.

Standaard: Indien de dochternuclide ook radioactief is, moet tevens de ingroei, verspreiding en opname hiervan gemodelleerd worden.

De benodigde vervalconstanten of halveringstijden kunnen bijvoorbeeld worden overgenomen van de Karlsruher Nuklidkarte.

In de computerprogramma's *NUDOS*, *COSYMA*, *STACKS* en *OPS* wordt radioactief verval gemodelleerd. De ingroei van dochternucliden wordt gemodelleerd in de computerprogramma's *NUDOS* en *COSYMA* en het op *OPS* gebaseerde *TREND* [As90].

4. VERSPREIDING VIA OPPERVLAKTEWATER

Dit hoofdstuk behandelt de verspreiding in water. Eerst wordt in algemene termen aangegeven welke blootstellingspaden beschreven dienen te worden. Vervolgens wordt het gekozen conceptuele model aangegeven met de te gebruiken parameterwaarden. Ook wordt aangegeven welke computerprogramma's gebaseerd zijn op het gekozen conceptuele model.

4.1 Blootstellingspaden die beschreven moeten worden

Er kunnen twee categorieën van lozingen vanuit een inrichting onderscheiden worden, namelijk 1) lozingen op het oppervlaktewater die plaatsvinden na zuivering in een waterzuiveringsinstallatie en 2) lozingen die plaatsvinden zonder een voorafgaande zuivering. Bij de laatste vorm moet ook gedacht worden aan de depositie op het wateroppervlak als gevolg van lozingen in lucht.

Verder kan het afvalwater op verschillende watersystemen, zoals een rivier, meer, estuarium of zee, worden geloosd. Er kan niet één algemeen toepasbaar conceptueel model gegeven worden voor de verspreiding in water omdat per systeem andere processen van belang kunnen zijn. Zo zal voor een rivier het debiet in sterke mate de concentratie in het water bepalen terwijl voor een, van andere systemen afgesloten, meer dit geen relevant proces is.

Wel kan algemeen gesteld worden dat het proces van binding van de radionucliden in het water aan de aanwezige slibdeeltjes van belang is voor de verspreiding in het systeem. Aangezien de slibdeeltjes kunnen sedimenteren, zullen de relevante blootstellingspaden niet alleen van het gebruik van het water afhangen, maar ook van het gebruik van het sediment.

4.1.1 *Lozingen na zuivering van het afvalwater*

Wordt het afvalwater geloosd via een waterzuiveringsinstallatie, dan zal een deel van de radionucliden in het zuiveringsslib terecht komen. Het zuiveringsslib kan gebruikt worden als meststof voor akkers en weilanden [UB92], zodat akkerbouwprodukten, melk en vlees besmet kunnen worden. Als gevolg hiervan moet de ingestie van melk, vlees en akkerbouwprodukten en externe bestraling in de risicoberekeningen in beschouwing worden genomen. Het na zuivering geloosde water zal nog radionucliden bevatten die een besmetting van het sediment van het watersysteem zullen veroorzaken die klein is in vergelijking met de besmetting van het zuiveringsslib. Voor het geloosde zuiveringswater dienen het mogelijke gebruik als drinkwater en de ingestie van vis in beschouwing genomen te worden. Verder kan het besmette oppervlaktewater gebruikt worden voor de irrigatie van het aangrenzende akker- of weiland.

4.1.2 Lozingen zonder voorafgaande zuivering van het afvalwater

Indien het afvalwater niet gezuiverd wordt, zal de binding aan het zwevend slib plaatsvinden in het watersysteem waarop geloosd wordt. Door sedimentatie kan vervolgens het sediment besmet worden. Het sediment kan als gevolg van overstromingen, verlanding of baggeren op akkers of weilanden gebracht worden, zodat akkerbouwprodukten, melk en vlees besmet kunnen worden. Als gevolg hiervan moet ook hier de ingestie van melk, vlees en akkerbouwprodukten en externe bestraling in de risicoberekeningen meegenomen worden. Verder is het mogelijk dat het besmette oppervlaktewater gebruikt wordt voor de irrigatie van het aangrenzende akker- of weiland.

Standaard: Processen die bij lozingen naar oppervlaktewater, zonder voorafgaande zuivering, beschreven moeten worden, zijn verspreiding in het water, irrigatie, sedimentatie en de overdracht van het sediment naar land.

4.1.3 Relevante blootstellingspaden

De ingestie van drinkwater hoeft alleen gemodelleerd te worden als er geloosd wordt op een systeem waarop zich, binnen en ten behoeve van het betreffende COROP-gebied, inlaten van drinkwaterbereidingsbedrijven bevinden [Be93]. Bij lozingen op estuaria of zeeën mag er vanuit gegaan worden dat het water niet voor drinkwaterbereiding gebruikt wordt.

Blootstellingspaden die beïnvloed kunnen worden door de lozingen in water zijn, 1) de ingestie van drinkwater en vis via de directe besmetting van het water en 2) de ingestie van melk, vlees, tuinbouw- en akkerbouwprodukten en 3) externe bestraling, beide laatste als gevolg van irrigatie of overdracht van sediment naar land.

Standaard: De blootstelling door ingestie van drinkwater wordt alleen gemodelleerd indien effectief aanwezig [Be93]. De overige belastingspaden dienen gemodelleerd te worden.

Bij diffuse verspreiding via de atmosfeer zal de stralingsbelasting via drinkwater van ondergeschikt belang zijn. Dit blijkt uit de in Nederland uitgevoerde radioactiviteitsmetingen in de periode 1960-1970 [CC66, CC67, CC68]. Ingestie van drinkwater (bereid uit zowel oppervlaktewater als grondwater) heeft slechts voor 0,5 - 2,5% bijgedragen aan de totale belasting met ^{90}Sr en voor 0% aan de belasting met ^{137}Cs .

Aanbeveling: Bij besmetting van het water door depositie vanuit de lucht mag de blootstelling door ingestie van drinkwater verwaarloosd worden.

Voorschrift: Bij ongevalslozingen moet er van uitgegaan worden dat het verontreinigde water bij lozing niet gezuiverd wordt.

Standaard: Voor lozingen op zee moet in de risicoberekeningen alleen de bijdrage van de ingestie van zeevoedsel, zoals vis en mosselen, meegenomen worden.

Aanbeveling: Voor een systeem dat niet verbonden is met een relevant visbekken hoeft de ingestie van vis niet meegenomen worden in de risicoberekeningen.

Voorschrift: Voor de dosisberekeningen moet de uitvoer van de te gebruiken modellen minimaal bestaan uit de concentratie van de radionucliden in het water en het sediment.

4.2 Beschrijving van het conceptueel model met te gebruiken parameters

In tegenstelling tot de verspreiding in lucht, waar gekozen is voor het Nationaal Model, is er voor de verspreiding in water niet een conceptueel model aan te wijzen dat algemeen gebruikt kan worden. Wel kan algemeen gesteld worden dat veel van de gebruikte waterverspreidingsmodellen zogenaamde compartimentenmodellen zijn waarbij het systeem opgedeeld is in segmenten waarbinnen volledige menging wordt verondersteld. Ook voor de beschrijving van een waterzuiveringsinstallatie kan uitgegaan worden van een compartimentenmodel [UB92].

Voor rivieren, meren en zeeën kan het systeem door middel van een beperkt aantal compartimenten worden weergegeven omdat zij relatief homogeen zijn waardoor de plaatsafhankelijkheid van processen een minder belangrijke rol speelt. In estuaria wijzigen grootheden, zoals het zuurstof- en zoutgehalte, over kortere afstanden dan bij de overige systemen. Hierdoor is opsplitsing in kleinere compartimenten noodzakelijk.

Standaard: Voor alle watersystemen die in Nederland voorkomen (rivier, meer, estuarium en zee) kan gekozen worden voor een compartmentsbenadering.

Voor rivieren geldt dat de hoogste concentratie voorkomt in het compartiment waarop geloosd wordt.

De verdere opdeling van het systeem in subcompartimenten kan op verschillende wijzen geschieden. Een opdeling in water, bovenste sedimentlaag, onderste sedimentlaag enz., waarbij de opsplitsing verticaal en naar materiaalsoort plaatsvindt of een opsplitsing in de lengterichting van een watersysteem is mogelijk. Transport vindt bij een

compartimentenmodel dan ook uitsluitend over compartimentsgrenzen plaats, zowel van buitenaf als tussen compartimenten onderling.

Standaard: Voor een rivier kan volstaan worden met de modellering van het eerste compartiment en de relevante visbekkens.

De verhouding tussen de aan het slib gebonden en opgeloste hoeveelheid radionucliden kan wordt aangegeven met de distributiecoëfficiënt (K_d , $(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$). Deze nuclide-specifieke parameter beschrijft de evenwichtssituatie en is afhankelijk van o.a. de bodemsoort, deeltjesgrootteverdeling en omgevingsfactoren als de pH, de mate van oxydatie of reductie en het zoutgehalte. Dit geeft aan dat de grootte van de parameter sterk locatiespecifiek en tijdsafhankelijk zal zijn. Naast de onzekerheid veroorzaakt door omgevingsfactoren wordt de onzekerheid in deze parameter sterk bepaald door de experimentele omstandigheden [Ha85]. De in de literatuur gegeven waarden bevatten beide vormen van onzekerheid [La93]. Ondanks het feit dat voor de K_d een waarde per sediment- of bodemtype gebruikt zou moeten worden [IA94], wordt vaak slechts één waarde gegeven per nuclide, omdat in de literatuur onvoldoende gestructureerde informatie beschikbaar is om onderscheid naar bodem- of sedimenttype te maken. Elders is er zelfs geopteerd om voor dit type berekeningen slechts één waarde per nuclidegroep te geven [Bu90]. In het kader van Nederlandse studies naar de mogelijke consequenties voor de mens van opslag van radioactief afval in steenzout is een vergelijking gemaakt tussen waarden uit verschillende overzichtsrapporten [Kö89, La93].

Standaard: Voor de risicoberekeningen wordt voor de K_d , indien geen bodemtype-afhankelijke waarde beschikbaar is [IA94], één waarde per nuclide (best-estimate) genomen (zie tabel 4.1, bijlage K).

De verdeling binnen een compartiment tussen de geadsorbeerde en opgeloste fase wordt beschreven met behulp van:

$$F_w = \frac{1}{1 + K_d Z_s} \quad (6)$$

F_w : fractie in opgeloste fase (-)
 K_d : distributiecoëfficiënt $(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$
 Z_s : zwevend slibgehalte in water (kg m^{-3})

Standaard: Maak gebruik van locatiespecifieke gegevens voor het zwevend slibgehalte. Indien voor het zwevend slibgehalte geen gegevens voorhanden zijn, kan gebruik gemaakt worden van de in tabel 4.2 (bijlage K) gegeven waarden.

De algemene eerste orde differentiaalvergelijking voor de massabalans per compartiment i is:

$$\frac{dN_i}{dt} = \sum_{j \neq i} K_{ji} N_j(t) - \sum_{j \neq i} K_{ij} N_i(t) + S_i(t) - \lambda_o N_i(t) + \lambda_p N_i^p(t) \quad (7)$$

N_i	: radionuclide inhoud in compartiment i	(Bq)
N_i^p	: hoeveelheid van de moedernuclide in compartiment i	(Bq)
K_{ji}	: overdrachtscoëfficiënt van compartiment j naar compartiment i	(a^{-1})
K_{ij}	: overdrachtscoëfficiënt van compartiment i naar compartiment j	(a^{-1})
S_i	: lozingstempo	(Bq a^{-1})
λ_o	: vervalconstante	(a^{-1})
λ_p	: vervalconstante van de moedernuclide	(a^{-1})

Voor het berekenen van de concentratie (C_i , Bq m^{-3}) moet de radionuclide inhoud gedeeld worden door het volume (V_i , m^3) van het betreffende compartiment:

$$C_i = \frac{N_i}{V_i} \quad (8)$$

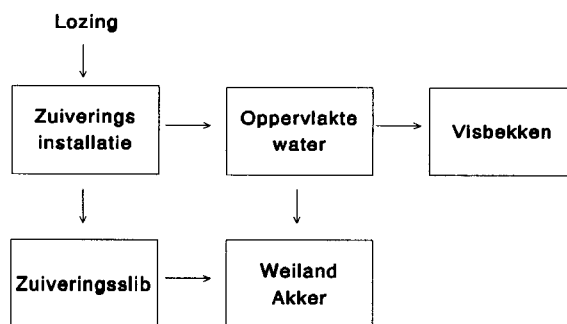
Bij depositie vanuit de lucht (Bq m^{-2}) wordt het lozingstempo bepaald aan de hand van het oppervlak van het compartiment dat het watersysteem beschrijft.

Voorbeelden van computerprogramma's waar de verspreiding in het milieu wordt gemodelleerd volgens een compartimentenbenadering zijn *DELWAQ* (bijlage E), *KEMA*, *RIZA* en *Waterloopkundig Laboratorium* (bijlage F), *SimpleBox* (bijlage G), *MiniBIOS* (bijlage H), *O' Kane* (bijlage I). Per model wordt in genoemde bijlage aangegeven: 1) het instituut dat het model heeft ontwikkeld, 2) toepassingen van het model, 3) of het model is gevalideerd, 4) of het model tijdsafhankelijk (dynamisch) is dan wel de evenwichtssituatie (steady-state) modelleert, 5) het transport en de processen die zijn gemodelleerd, 6) de benodigde in- en output van het model, 7) of het model een meer, zee, rivier en/of estuarium kan modelleren. In de beschikbare literatuur worden niet altijd voldoende gegevens verstrekt om deze opzet voor ieder model volledig te volgen.

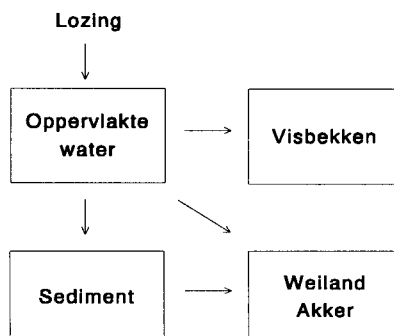
4.2.1 Ruimte en tijdsdefinitie voor de berekeningen

In de figuren 4.1 en 4.2 is het transport van de radionucliden schematisch weergegeven voor lozingen waarbij het afvalwater wordt gezuiverd respectievelijk direct op het oppervlaktewater wordt geloosd.

Standaard: De in figuren 4.1 en 4.2 aangegeven compartimenten dienen bij de modellering van het systeem te worden opgenomen (zie paragraaf 4.1).



Figuur 4.1 Schematische weergave van de subcompartimenten die moeten worden meegenomen bij de risicoberekeningen voor lozingen waarbij het afvalwater wordt gezuiverd.



Figuur 4.2 Schematische weergave van de subcompartimenten die moeten worden meegenomen bij de risicoberekeningen voor lozingen waarbij het afvalwater niet wordt gezuiverd.

Een waterzuiveringsinstallatie bestaat uit een voorbezinktank, beluchtingstank en een nabezinktank. Het compartiment dat de waterzuiveringsinstallatie beschrijft, wordt daarom weer in subcompartimenten opgedeeld. In het "Uniform Beoordelingssysteem Stoffen" [UB92] wordt de modellering van een zuiveringsinstallatie van gemiddelde grootte beschreven.

Standaard: Voor de risicoberekeningen dient de modellering van de waterzuiveringsinstallatie analoog te zijn aan die in het "Uniform Beoordelingsstelsel Stoffen" [UB92].

Standaard: De dimensies van de gemodelleerde waterzuiveringsinstallatie dienen te worden aangepast aan die van de installatie waarop de inrichting loost.

Een computerprogramma dat de beschreven installatie modelleert is *SimpleTreat* [St91].

Standaard: Bij de risicoberekeningen is het stroomgebied waarop geloosd wordt van belang. Daarom moet voor het volume van het te beschouwen compartiment uitgegaan worden van de dimensies van het systeem waarop geloosd wordt.

De lengte van het riviercompartiment dient gelijk te zijn aan de afstand tussen het lozingspunt en de grens van het COROP-gebied omdat (1) voor de blootstelling via de ingestie van melk, vlees en akkerbouwproducten uitgegaan wordt van het over het COROP-gebied gemiddelde risico [Be93] en (2) de besmetting van de bodem van het COROP-gebied bepaald wordt door de hoeveelheid sediment die op de bodem gebracht wordt vanuit het gedeelte van de rivier dat door het COROP-gebied stroomt.

Standaard: Voor lozingen op een rivier of estuarium wordt voor de lengte van het compartiment de afstand (stroomafwaarts) van de inrichting of zuiveringsinstallatie tot aan de grens van het COROP-gebied genomen.

Aanbeveling: Als geloosd wordt op een estuarium (zie 4.2) of indien de rivier binnen het COROP-gebied samenvloeit met een andere rivier mag het compartiment opgesplitst worden in subcompartimenten.

Omdat uitgegaan wordt van één enkel compartiment waarbinnen volledige menging wordt verondersteld, is het maximum binnen een compartiment niet te bepalen. Daarom wordt voor de ingestie van bladgroenten en externe bestraling een gemiddeld risico berekend.

Voor lozingen op zee is alleen de ingestie van zeevoedsel uit de relevante visbekkens van belang (zie paragraaf 4.1).

Standaard: De dimensies van het compartiment dat het relevante visbekken beschrijft dienen overeen te komen met die van het betreffende visbekken.

Voor reguliere lozingen zal de hoeveelheid radionucliden in de bodem niet direct in evenwicht zijn maar toenemen in de tijd. Voor de blootstellingspaden ingestie en externe bestraling moet daarom een tijdstip van beoordeling vastgesteld worden.

Voorschrift: Voor de blootstellingspaden ingestie en externe bestraling wordt het tijdstip na een periode van 25 jaar van continue lozing gekozen.

Met name voor immobiele radionucliden is het te verwachten dat de evenwichtssituatie in het systeem niet binnen 25 jaar bereikt wordt [La93].

Aanbeveling: Een tijdsafhankelijke modellering wordt aanbevolen om te voorkomen dat de radionuclide concentratie in het sediment en de bodem overschat wordt.

4.2.2 Processen die beschreven moeten worden

Met behulp van de overdrachtscoëfficiënten (K_{ij} en K_{ji}) (zie paragraaf 4.2) worden de verschillende processen beschreven die van belang zijn voor het transport tussen de compartimenten. Ze geven aan hoeveel maal per tijdseenheid de radionuclide inhoud van een compartiment verplaatst wordt naar een volgend compartiment. Op voorhand is niet te zeggen welke processen een belangrijke rol spelen voor de activiteitsconcentratie in een compartiment. Omdat het stroomgebied waarop geloosd wordt van belang is, kan geen algemene beschrijving van het systeem gegeven worden. Daarom wordt een minimum pakket gegeven voor de in de modellen op te nemen processen.

De processen die mogelijk een rol spelen wordt in het navolgende aangegeven. Als basis hiervoor zijn de processen genomen die opgenomen zijn in de in bijlagen E t/m I beschreven modellen. Voor de verschillende overdrachtscoëfficiënten wordt een mogelijke berekeningswijze aangegeven met waarden voor de relevante parameters.

De beschreven overdrachtscoëfficiënten beslaan niet het gehele scala van mogelijk optredende processen. Het is denkbaar dat onder invloed van temperatuur, zuurstof- en zoutgehalte etc. de fysisch/chemische verschijningsvorm van het radionuclide verandert. Dit kan leiden tot coagulatie, adsorptie, oplossing e.d..

Standaard: Voor een samenhangende en consistente beschrijving op basis van de verschillende chemische en fysische processen is meestal, zowel omtrent het verloop als het relatieve belang ervan, te weinig bekend zodat ze niet in de verspreidingsmodellering opgenomen hoeven te worden.

Radioactief verval en ingroei van dochternucliden

Tijdens het transport van de radionucliden treedt radioactief verval op. Wanneer de dochternuclide eveneens radioactief is, kan ook deze een bijdrage leveren aan de totale stralingsdosis.

Standaard: Radioactief verval dient in de risicoberekeningen meegenomen te worden. Indien de dochternuclide ook radioactief is, moet tevens de ingroei, verspreiding en opname hiervan gemodelleerd worden.

De benodigde vervalconstanten (λ_0) worden bijvoorbeeld in de Karlsruher Nuklidkarte gegeven.

Radioactief verval en ingroei worden gemodelleerd in de computerprogramma's *KEMA*, *RIZA*, *Waterloopkundig Laboratorium*, *MiniBIOS* en *O'Kane*.

Transport door stroming

Als gevolg van stroming zal de inhoud van het compartiment naar een volgend compartiment getransporteerd worden.

De overdrachtscoëfficiënt (K_{ij}) wordt bepaald met:

$$K_{ij} = \frac{F}{V} \quad (9)$$

F : debiet ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)
 V : volume van het compartiment (m^3)

Het sediment in een rivier, zee of estuarium wordt in stroomafwaartse richting getransporteerd. De overdrachtscoëfficiënt (K_{ij}) hiervoor is:

$$K_{ij} = \frac{v_{\text{sed}}}{l_r} \quad (10)$$

v_{sed} : snelheid van het sediment (m a^{-1})
 l_r : lengte riviercompartiment (m)

Welke waarden voor het volume en lengte van het compartiment gehanteerd moeten worden, is beschreven in paragraaf 4.2.1.

Standaard: Locatiespecifieke parameterwaarden moeten gebruikt worden voor het debiet en de transportsnelheid van het sediment.

Voorschrift: Indien voor het debiet of de transportsnelheid van het sediment geen gegevens voorhanden zijn, dient gebruik gemaakt te worden van de waarden uit tabel 4.3 (bijlage K). Dit zijn voor de Nederlandse situatie lage waarden [La93], zodat uitgegaan wordt van een conservatieve benadering.

Sedimentatie en resuspensie

Zwevend slib zal onder invloed van de zwaartekracht uitzakken: sedimenteren. Dit houdt in dat activiteit van de waterkolom naar de bodem wordt getransporteerd. Het omgekeerde, resuspensie, is ook mogelijk als gevolg van waterbeweging, bioturbatie etc. De snelheid waarmee beide processen verlopen, is plaatsafhankelijk.

Standaard: In de risicoberekeningen wordt aangenomen dat de resuspensiesnelheid gelijk is aan de sedimentatiesnelheid. De moeilijk te bepalen invloed van processen als begraving, erosie en bioturbatie hoeft dan niet afzonderlijk bepaald te worden.

De in de bijlagen beschreven modellen gebruiken voor de beschrijving van de sedimentatie en resuspensie verschillende benaderingen.

Voor radionucliden met een lage K_d (< 1 (Bq kg⁻¹)(Bq m⁻³)⁻¹) is sedimentatie geen belangrijk proces [NC79].

Aanbeveling: Voor radionucliden met een lage K_d (< 1 (Bq kg⁻¹)(Bq m⁻³)⁻¹) hoeft sedimentatie niet in de berekeningen meegenomen te worden.

Standaard: De waarde voor de sedimentatie dient uit metingen te worden bepaald of, indien beschikbaar, aan te sluiten op gegevens van Rijkswaterstaat.

Dit proces is van belang voor alle systemen en wordt beschreven in de computerprogramma's DELWAQ, KEMA, RIZA, Waterloopkundig Laboratorium, SimpleBox, MiniBIOS en O'Kane.

Interactie poriewater-oppervlaktewater

Het water dat zich in de sedimentlaag bevindt (poriewater) kan opgeloste radionucliden uitwisselen met het oppervlaktewater door middel van diffusie. In het sediment zullen vrijwel alle radionucliden geadsorbeerd zijn aan de vaste fase [Ni88].

Standaard: De interactie tussen porie- en oppervlaktewater wordt niet in de verspreidingsberekeningen opgenomen.

Biologische degradatie

Bij de afbraak van organische stoffen door organismen kan de fysisch/chemische verschijningsvorm van het radionuclide veranderen. Dit proces wordt niet in de verspreidingsberekeningen meegenomen omdat het door veranderende omgevingsfactoren binnen een systeem sterk locatiespecifiek zal zijn.

Standaard: De verschijningsvorm van de radionucliden blijft ongewijzigd tijdens het transport.

Overdracht van sediment op land

Als gevolg van overstromingen en baggeractiviteit kan sediment op land gebracht worden dat gebruikt wordt voor agrarische doeleinden [Kö84]. Verder kan zuiveringsslib gebruikt worden als meststof voor het land. De overdrachtscoëfficiënt K_{ij} kan als volgt beschreven worden:

$$K_{ij} = \frac{S A}{A_r l_s} \quad (11)$$

A	: oppervlak van land	(m^2)
A_r	: oppervlak van compartiment dat het oppervlaktewater beschrijft	(m^2)
l_s	: dikte sedimentlaag	(m)
S	: ophoging van land door sediment of zuiveringsslib	$(m a^{-1})$

Voor de dimensies van de compartimenten wordt verwezen naar paragraaf 4.2.1. Voor de Bemmelse waard blijkt de ophoging per uiterwaarde en binnen een uiterwaarde een orde te kunnen verschillen [Er89].

Standaard: Voor de ophoging van het land wordt als best-estimate 1 mm a^{-1} gekozen waarbij de hoeveelheid sediment die maximaal per jaar op land gebracht wordt gelijk is aan de totale hoeveelheid sediment aanwezig in het riviercompartiment ($K_{ij, \max} = 1$).

Voorschrift: Voor opgebaggerd specie dient uitgegaan te worden van locatie-specifieke gegevens.

De overdracht van sediment op land wordt beschreven in het computerprogramma *MiniBIOS*.

Irrigatie

Het oppervlaktewater kan gebruikt worden als irrigatiewater voor het aangrenzende akker- of weiland. De overdrachtscoëfficiënt voor de sedimentoverdracht kan als volgt beschreven worden:

$$K_{ij} = \frac{IA}{V} \quad (12)$$

A	: oppervlak van land	(m^2)
I	: irrigatie	$(m a^{-1})$
V	: volume van het compartiment	(m^3)

De mate van irrigatie loopt uiteen van gemiddeld $0,08 m a^{-1}$ voor akkerbouwgrond tot $0,1 m a^{-1}$ voor grasland en $0,125 m a^{-1}$ voor fruitteelt en volle grond-groenteteelt [IK88].

Standaard: Geadviseerd wordt het gebruik van een gemiddelde waarde van $0,1 m a^{-1}$.

Dit proces wordt beschreven in de computerprogramma's *Waterloopkundig Laboratorium* en *MiniBIOS*.

5. VERSPREIDING IN BODEM

In dit hoofdstuk wordt het conceptuele model voor de verspreiding in bodem behandeld. Eerst wordt kort aangegeven hoe de bodem besmet kan worden en wat de relevante blootstellingspaden zijn. Vervolgens wordt het gekozen conceptuele model besproken met de te gebruiken parameterwaarden. Computerprogramma's die de verspreiding in de bodem beschrijven, worden aangegeven.

5.1 Besmettingswegen en blootstellingspaden die beschreven moeten worden

Er vindt geen directe besmetting van de bodem plaats vanuit de inrichting (zie hoofdstuk 2) maar de bodem kan wel indirect besmet raken door depositie van radionucliden vanuit de lucht (zie hoofdstuk 3), irrigatie of de overdracht van sediment of zuiveringsslib op akker- of weiland (zie hoofdstuk 4). Voor de beschrijving van het tot stand komen van de bodembesmetting en de blootstellingspaden die in de risicoberekeningen meegenomen moeten worden, wordt daarom verwezen naar de betreffende hoofdstukken. Daar wordt ook aangegeven wat het relevante modelgebied is en welk tijdstip na aanvang van de lozing in de risicoberekeningen beschouwd moet worden.

5.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters

In navolging van de verspreiding in water wordt voor de besmetting van de bodem ook gekozen voor een compartimentenmodel.

De algemene eerste orde differentiaalvergelijking voor de massabalans per bodemcompartiment i is vrijwel gelijk aan die voor lozingen op water; alleen is nu het lozingstempo (S_i) vervangen door de flux vanuit de bodem of lucht (F_i):

$$\frac{dN_i}{dt} = \sum_{j \neq i} K_{ji} N_j(t) - \sum_{j \neq i} K_{ij} N_i(t) + F_i(t) - \lambda_o N_i(t) + \lambda_p N_i^p(t) \quad (13)$$

N_i	: radionuclide inhoud in compartiment i	(Bq)
N_i^p	: hoeveelheid van de moedernuclide in compartiment i	(Bq)
K_{ji}	: overdrachtscoëfficiënt van compartiment j naar compartiment i	(a ⁻¹)
K_{ij}	: overdrachtscoëfficiënt van compartiment i naar compartiment j	(a ⁻¹)
F_i	: flux vanuit de bodem of lucht	(Bq a ⁻¹)
λ_o	: vervalconstante	(a ⁻¹)
λ_p	: vervalconstante van de moedernuclide	(a ⁻¹)

Voor de beschrijving van de overdrachtscoëfficiënten K_{ji} die voor de besmetting van de bodem door water (irrigatie) of sedimentoverdracht wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

De besmetting door depositie vanuit de lucht en de overdracht van het zuiveringsslib wordt beschreven met behulp van de flux (F_i).

De flux (Bq a^{-1}) als gevolg van depositie kan berekend worden met:

$$F_i = B_{\text{gem}} A_{\text{corop}} \quad (14)$$

A_{corop} : oppervlakte COROP-gebied (m^2)
 B_{gem} : gemiddelde depositie over COROP-gebied $(\text{Bq m}^{-2} \text{a}^{-1})$

De flux als gevolg van de overdracht van zuiveringsslib kan berekend worden met:

$$F_i = C_{\text{slib}} M_{\text{slib}} A_{\text{corop}} \quad (15)$$

C_{slib} : radionuclideconcentratie in zuiveringsslib (Bq kg^{-1})
 A_{corop} : oppervlakte COROP-gebied (m^2)
 M_{slib} : hoeveelheid zuiveringsslib op land gebracht $(\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1})$

Standaard: Maximaal mag er 2000 kg ha⁻¹ (= 0,2 kg m⁻²) zuiveringsslib op land gebracht worden [UW85]. Deze waarde wordt gebruikt in de risicoberekeningen.

Radionucliden die door atmosferische depositie, irrigatie of de overdracht van sediment op land worden gebracht, zullen binden aan bodemdeeltjes, door percolerend water langzaam uitgespoeld worden en verdwijnen uit de laag waarin biologische activiteit optreedt. De overdrachtscoëfficiënt K_{ij} die de verwijdering uit de bodem door andere processen dan verval beschrijft, houdt vaak alleen rekening met verwijdering door uitspoeling. Deze uitspoelingsconstante wordt dan uitgedrukt als functie van een aantal locatiespecifieke gegevens zoals aangegeven in volgende vergelijking [Ba84]:

$$K_{ij} = \frac{P + I - E}{\theta h (1 + \frac{K_d \rho}{\theta})} \quad (16)$$

P : neerslag (m a^{-1})
 I : irrigatie (m a^{-1})
 E : verdamping (m a^{-1})
 K_d : distributiecoëfficiënt $(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$
 θ : relatief vochtgehalte (-)
 ρ : dichtheid (kg m^{-3})
 h : dikte bodemlaag (m)

Verwijdering vindt alleen plaats via uitspoeling. Verwijdering door bijvoorbeeld resuspensie en erosie is niet in deze vergelijking opgenomen. Als een nuclide nauwelijks uitgespoeld wordt (grote K_d), zal zij accumuleren tot de toevoer door depositie wordt geneutraliseerd door een verlies als gevolg van verval. Vooral bij sterk adsorberende nucliden met een lange halveringstijd, zoals de meeste transuranen, is dit een weinig realistische benadering.

Standaard: Aangezien het risico bepaald dient te worden na een gelimiteerde emissieperiode van 25 jaar volstaat het dat alleen met uitspoeling rekening wordt gehouden.

Gezien de geringe spreiding die binnen Nederland optreedt in het verschil tussen neerslag en verdamping ($0,3 - 0,4 \text{ m a}^{-1}$), is gekozen voor één waarde voor heel Nederland [WN81]. Aangezien voor de irrigatie $0,1 \text{ m a}^{-1}$ wordt genomen (zie hoofdstuk 4) is, uitgaande van een neerslagoverschot van $0,35 \text{ m a}^{-1}$, de factor $P + I - E$ gelijk aan $0,45 \text{ m a}^{-1}$. Waarden voor de distributiecoëfficiënt voor de bodem worden gegeven in [IA94]. Indien geen bodemspecifieke waarden voorhanden zijn, wordt verwezen naar tabel 4.1 (bijlage K). De dichtheid ρ varieert van 1200 kg m^{-3} voor klei tot $1300\text{-}1400 \text{ kg m}^{-3}$ voor zand. In de berekeningen kan worden uitgegaan van een gemiddelde waarde (1300 kg m^{-3}) [Ko78]. De relatieve vochtigheid θ van de landbouwgronden ligt rond de 20% [Ko78]. Deze waarde wordt hier overgenomen. Omdat de meeste nucliden zullen accumuleren in de bovenste laag van de bodem, i.e. nauwelijks uitspoelen, wordt voor de dikte van het compartiment, h , de dikte van de doorwortelde zone genomen: 0,2 m (voor grasland: 0,1 m) [IU89]. De parameterwaarden zijn samengevat in tabel 5.1 (bijlage K).

Modellen toepasbaar voor de beschrijving van transport van radionucliden in de bodem worden beschreven in bijlage J.

Aantal compartimenten

Bij de meeste tot op heden uitgevoerde modelberekeningen naar de gevolgen van bovengrondse lozingen van radionucliden wordt gebruik gemaakt van zeer eenvoudige modellen voor het bodemcompartiment. Dit is het gevolg van de complexiteit van de te beschrijven processen en van het feit dat de meeste nucliden zullen accumuleren in de bovenste laag van de bodem, i.e. nauwelijks uitspoelen en in grond- en oppervlaktewater komen. Is de uitspoeling gering dan zullen andere factoren, zoals de moeilijk te kwantificeren bioturbatie, een belangrijke invloed hebben op de verdeling van stoffen in de bodem [Re71, Ed77, Bi89]. Voor landbouwgronden zal vooral menselijk handelen (zoals ploegen) de verdeling van nucliden door de bovenste lagen bepalen.

Daarom wordt dikwijls slechts één bodemcompartiment beschreven (i.e. de doorwortelde zone) waarin de nucliden homogeen gemengd voorkomen en waaruit ze worden uitgespoeld

of bij uitgesproken retentie alleen verdwijnen door radioactief verval [Bu90, Ba84, Ho84]. Een andere reden om slechts een beperkt aantal lagen te onderscheiden is het feit dat experimenteel bepaalde overdrachtscoëfficiënten van bodem naar gewas meestal zijn gebaseerd op de gemiddelde activiteit in de bovenste laag van 10 à 20 cm (aanbevelingen in [IU89]). Alleen bij een extreme inhomogene distributie van de radionucliden in de doorwortelde laag zal de overdracht verschillen ten opzichte van een homogene distributie [Ki87, Le90].

Meerdere lagen en dus modellering van migratie komen o.a. voor bij modellen zoals ECOSYS van GSF [Ma82] en BIOS van NRPB [La84, NC79, Si79]. Het gaat daarbij over ongestoorde profielen (grasland en bosgronden). Aan de bovenste laag (bijvoorbeeld met een dikte van 1 cm) worden dan nucliden toegevoegd door depositie, uitspoeling uit planten en excretie door dieren, terwijl ze eruit verdwijnen door verval, uitspoeling naar de volgende laag, opname door planten, ingestie door dieren en resuspensie. In de onderliggende laag, van bijvoorbeeld 1 tot 10 cm, komen alleen nucliden terecht door uitspoeling, terwijl ze eraan worden onttrokken door opname door planten, uitspoeling en verval. Overdracht tussen lagen wordt hierbij bepaald door een combinatie van percolatie van bodemwater en biologische activiteit.

Standaard: Voor modellering van verspreiding van nucliden in de bodem wordt niet afgeweken van de tot nu toe gebruikte benadering, nl. om alleen accumulatie en verdwijnen uit een homogeen veronderstelde toplaag, met een dikte van 0,2 m (0,1 m voor grasland) [IU89], te berekenen.

Voor zwakke stralers, waarvoor externe bestraling en dus verdeling in de toplaag van de bodem onbelangrijk zijn en die slechts in geringe mate aan de bodem gebonden worden (bv. ^3H , ^{14}C , ^{79}Se , ^{99}Tc), zou men kunnen verwachten dat de dosis van belang is die het gevolg is van ingestie van (als drinkwater gebruikt) grondwater. In een dergelijk geval zou modellering van de verzadigde zone wenselijk kunnen zijn, ware het niet dat door verdunning en verval tijdens transport het belang ten opzichte van directere paden aanmerkelijk zal dalen. Deze redenering kan gevolgd worden ongeacht het feit of het gaat om via de atmosfeer diffuus verspreide nucliden of om verspreiding vanuit puntbronnen zoals vuilstortplaatsen. Organische zuren en vooral vetzuren gevormd in vuilstortplaatsen kunnen in belangrijke mate aanwezige metalen en dus ook radionucliden mobiliseren [La80, La82, Ko84]. Uit de onderzoeken op dit terrein kon o.a. het volgende worden afgeleid: 1) o.a. de microbiologische activiteit bepaalt het evenwicht tussen immobilisatie en remobilisatie, 2) de invloed van vuilstortpercolaat op het grondwater blijft beperkt tot de onmiddellijke omgeving van de stortplaats als gevolg van een geringe effectieve infiltratiesnelheid en grondwaterstroming en/of precipitatie in de vorm van metaalsulfiden. Geschat wordt dat, in een evenwichtssituatie, de snelheid van het 'zwarte metalen front' 10 tot 100 maal lager zal zijn

dan water dat zich door een ondiep, zandig pakket (hoge doorlatendheid en lage CEC) zal verplaatsen.

Dat zeker bij diffuse verspreiding via de atmosfeer de stralingsbelasting via drinkwater bereid uit grondwater van ondergeschikt belang is, blijkt uit de in Nederland uitgevoerde radioactiviteitsmetingen in de periode 1960-1970 [CC66, CC67, CC68]. Ingestie van drinkwater (bereid uit zowel oppervlaktewater als grondwater) heeft slechts voor 0,5 - 2,5% bijgedragen aan de totale belasting met ^{90}Sr en voor 0% aan de belasting met ^{137}Cs . Verder wordt telkens vastgesteld dat water verkregen uit rivier-, duin- en grondwater beduidend meer ^{90}Sr bevat dan dat uitsluitend uit grondwater verkregen.

Standaard: Gezien het gestelde doel, nl. berekenen van de maximale individuele dosis via belangrijke blootstellingspaden na een gelimiteerde lozingstijd (maximaal 25 jaar), en in het licht van eerdere vaststellingen dient verspreiding in de verzadigde zone, met het oog op de berekening van een drinkwaterdosis, niet gemodelleerd te worden.

6. MODELLERING VAN DE VOEDSELKETEN

In dit hoofdstuk wordt het conceptuele model voor de opname van radionucliden via de voedselketen behandeld. Eerst worden de te modelleren processen beschreven en vervolgens het bijbehorende formularium gegeven met de te gebruiken parameterwaarden.

6.1 Processen die in het te gebruiken model beschreven moeten worden

Zoals reeds aangegeven zal in de risicoberekeningen voor de verschillende bronnen de ingestie van verschillende besmette produkten (bijvoorbeeld water, melk, vlees, vis en groenten) een belangrijke rol spelen. De opname van radionucliden door mens, dier en plant moet daarom beschreven worden.

Standaard: Voor de produkten die geconsumeerd worden door de referentiepersoon dient uitgegaan te worden van de in de beleidsstandpunten [Be93] gegeven produktgroepen en hoeveelheden.

Voor een modellering ten behoeve van vergunningverlening is het meestal niet noodzakelijk om alle in de beleidsstandpunten genoemde produkten te beschouwen. Omdat in de risicoanalyse wordt uitgegaan van de effecten van lozingen in het COROP-gebied waarin de inrichting zich bevindt, hoeft de ingestie van produkten die van buiten het COROP-gebied komen, niet meegenomen te worden. Produkten, zoals rijst en uitheems fruit, worden betrokken uit het buitenland, d.w.z. dat ze niet of nauwelijks besmet zullen zijn door emissies van niet-nucleaire industrieën of functionele toepassingen in Nederland. Ook de ingestie van vlees van vee dat in de intensieve veehouderij (varkens, kippen en kalveren) gehouden wordt, hoeft niet in de risicoberekeningen te worden meegenomen omdat het voedsel hiervoor veelal van buiten het COROP-gebied of zelfs van buiten Nederland betrokken wordt.

Standaard: Het besmettingsniveau van rijst, uitheems fruit, varkensvlees, kip en kalfsvlees, oliën, vetten en hartige sauzen hoeft niet berekend te worden.

Standaard: De besmetting van vruchten- en groentensappen, frisdranken, bier en de overige alcoholische dranken hoeven alleen meegenomen te worden indien deze in het betreffende COROP-gebied geproduceerd worden en er gebruik gemaakt wordt van oppervlaktewater of van produkten die in het COROP-gebied verbouwd worden.

Standaard: Voor de overige produkten wordt aangenomen dat ze alle betrokken worden uit het COROP-gebied waarin geloosd wordt. Modelleer in specifieke

situaties waarin een eventuele besmetting van een ander voedingsprodukt verwacht wordt (bijvoorbeeld een fabriek naast een boomgaard) ook dat specifieke produkt (in het voorbeeldgeval het fruit).

Wanneer de mate van besmetting van de diverse voedingsprodukten wordt gecombineerd met het consumptiepatroon van een persoon uit de referentiegroep, dan kan direct de jaarlijkse inname van radioactief materiaal worden berekend. De diverse produkten worden echter niet allemaal direct geconsumeerd. Er is meestal sprake van een periode tussen oogst of productie en consumptie, ook wel bewaarperiode of transporttijd genoemd. Verder blijkt dat tijdens de bereiding van diverse produkten voor consumptie er een reductie optreedt in de besmetting. Op beide punten wordt nader ingegaan in paragraaf 6.2.5.

Standaard: Zowel voor reguliere als ongevalssituaties mag rekening gehouden worden met een reductie van de besmetting in voedsel als gevolg van tijdelijke opslag.

Afgezien van verval tijdens een eventuele bewaarperiode, is er ook sprake van een seizoensafhankelijk karakter van de besmetting van diverse voedingsprodukten (koeien staan slechts een gedeelte van het jaar buiten; spinazie groeit in het voorjaar e.d.). Wanneer van een continue besmetting van gewassen en weidegras wordt uitgegaan, is er dan ook sprake van een overschatting van de ingestiedosis.

Standaard: Voor bladgroenten wordt aangenomen dat de helft van het voedsel uit de moestuin komt en de rest wordt gemiddeld over het betreffende COROP-gebied.

Hoe groot het gebied is waarover het besmettingsniveau gemiddeld moet worden, is afhankelijk van het beschouwde voedingsmiddel ([Be93]).

6.2 Beschrijving van het conceptueel model met te gebruiken parameters

Computercodes die alleen transport van nucliden in de voedselketen beschrijven, zijn in Nederland niet beschikbaar. Modelleren hiervan gebeurt meestal handmatig of m.b.v. spreadsheets in aansluiting op modellering van de verspreiding in de compartimenten bodem en water (bijvoorbeeld *MiniBIOS*) of lucht (bijvoorbeeld *NUDOS*).

De dosis (Sv a^{-1}) ten gevolge van besmette voedingsprodukten, D_{ing} , wordt berekend met:

$$D_{ing} = \sum C_{ing} I_{ing} DCC \quad (17)$$

C_{ing} : concentratie in produkt (Bq L⁻¹) of (Bq kg⁻¹)

DCC : dosisconversiecoëfficiënt (Sv Bq⁻¹)
 I_{ing} : hoeveelheid geconsumeerd produkt (L a⁻¹) of (kg a⁻¹)

Standaard: Het uiteindelijke risico wordt dan bepaald met behulp van een sterfte-
 risicofactor van 2,5 % Sv⁻¹ [OR90, BsK96].

In de beleidsstandpunten wordt uitgegaan van een referentiegroep van maximaal blootgestelde individuen, waarbij extreme voedingsgewoonten (bijvoorbeeld sportvissers die veel zelf gevangen vis eten) nadrukkelijk niet in beschouwing worden genomen.

Standaard: Het voedselconsumptiepatroon van de referentiegroep uit de
 beleidsstandpunten [Be93] dient bij de berekening van de ingestiedosis
 aangehouden te worden.

Standaard: Voor de dosisconversiecoëfficiënten, volgens de ICRP-60 [IC90], wordt
 gebruik gemaakt van de waarden voor volwassen mannen zoals die zijn
 overgenomen door de EU voor de bevolking [BS96].

Bij ingestie van voedingsmiddelen die zijn geproduceerd op besmette grond worden verschil-
 lende voedselgroepen onderscheiden: een aantal plantaardige produkten cq. gewassen voor
 consumptie door de mens, voedergewassen (hoofdzakelijk weidegras), en de dierlijke
 produkten melk en vlees. De modellering van de concentratie in de verschillende produkten
 wordt beschreven in de volgende paragrafen.

6.2.1 Concentratie in gewassen

De concentratie C_v in (het eetbare gedeelte van) gewassen (Bq kg⁻¹) wordt berekend met de
 volgende vergelijking [IA82]:

$$C_v = \underbrace{B R}_{1} \frac{(1 - e^{-(\lambda_o + \lambda_w)t_a})}{Y(\lambda_o + \lambda_w)} + \underbrace{C_g}_{2} \underbrace{B_v}_{3} e^{-\lambda_o t_b} \quad (18)$$

B : depositietempo (Bq m⁻² a⁻¹)
 B_v : concentratiecoëfficiënt bodem → gewas (Bq kg⁻¹ versgewicht plant)/
 (Bq kg⁻¹ droge grond)
 C_g : concentratie in de grond (Bq kg⁻¹)
 R : weerhouden fractie door het gewas (-)

t_a	: tijd van blootstelling aan depositie	(a)
t_b	: tijd verlopen tussen oogst en consumptie	(a)
Y	: massa van het op het land staande gewas	(kg m ⁻²)
λ_o	: vervalconstante	(a ⁻¹)
λ_w	: verwijderingsconstante	(a ⁻¹)

Besmetting kan het gevolg zijn van deels interceptie van atmosferische depositie of van besmet irrigatiewater (deel 1, vgl 18), en deels opname via de wortels uit besmette grond (deel 2, vgl 18). Verder is voor het gehalte aan kortlevende nucliden dat bij consumptie wordt teruggevonden, de tijd van belang die is verlopen sinds het oogsten van het gewas (deel 3, vgl 18), zie ook paragraaf 6.2.5.

Standaard: Wanneer een parameter plantsoortafhankelijk is, dient een indeling in vier gewasklassen, te weten (blad)groenten, granen, wortel- en knolgewassen en gras (conform de indeling in [Kö89, IU89, La93]) gebruikt te worden.

De verschillende parameters worden achtereenvolgens besproken.

Het depositietempo, B (Bq a⁻¹), bij lozingen in lucht wordt besproken in hoofdstuk 3.

Het depositietempo als gevolg van irrigatie wordt bepaald met behulp van:

$$B = C_{water} I \quad (19)$$

C_{water} : radionuclide concentratie in water (Bq m⁻³)

I : hoeveelheid irrigatie (m a⁻¹)

Beide parameters worden besproken in hoofdstuk 4.

Voor de overdracht van bodem naar het eetbare gedeelte van het gewas wordt vaak geadviseerd voor elke nuclide een andere concentratiecoëfficiënt B_v te gebruiken per gewasklasse, zoals granen en bladgroenten. De verschillen in bodem-plant overdracht die optreden bij wijzigen van de landbouwtechnieken zijn klein in vergelijking met de verschillen die tussen gronden bestaan [Le90b, Le93]. Een onderscheid per grondsoort, zoals veen en kleigrond, mag dus daarom als voldoende beschouwd worden. Evenals voor de distributiecoëfficiënt, K_d , zijn hiervoor echter weinig gestructureerde gegevens voorhanden.

Standaard: Voor de transfer van radioactief materiaal van bodem naar gewas wordt een nuclide- en gewasafhankelijke concentratiecoëfficiënt gebruikt [IA94, Kö89].

Aanbeveling: Indien bodemafhankelijke concentratiecoëfficiënten voorhanden zijn wordt aanbevolen deze te gebruiken [IA94].

Indien geen specifiekere waarden aanwezig zijn [IA94] dan kan gebruik gemaakt worden van de waarden voor de concentratiecoëfficiënt (B_v) gegeven per gewasklasse in tabel 6.1 (bijlage K) . Deze waarden zijn ontleend aan een bestand van het NRPB [Kö89].

De bodemconcentratie, C_g , is afkomstig uit modellering van het compartiment bodem.

De weershouden fractie, R , wordt bepaald met behulp van de formule van Chamberlain [Ch70]:

$$R = 1 - e^{-\mu Y} \quad (20)$$

Y : massa van het op het land staande gewas (kg m⁻²)
 μ : interceptieconstante (m² kg⁻¹)

Voor de interceptieconstante, μ , worden de waarden volgens [Si82] gebruikt, zie tabel 6.2, bijlage K. Voor de blootstellings- en bewaartijden, t_a en t_b , wordt verwezen naar paragraaf 6.2.5.

De opbrengst, Y , is afhankelijk van gewas- en bodemsoort. Aangezien elk gewas vnl. geteeld wordt op gronden waarop de hoogste opbrengsten zijn te behalen, zijn de onderlinge verschillen gering en hoeft in de berekening geen rekening gehouden te worden met bodemsoortafhankelijkheid. Gemiddelde waarden voor Nederland worden gegeven in tabel 6.2, bijlage K [CB91].

Voor de verwijderingsconstante λ_w (omvat verwijdering door wind, neerslag, afsterven en vraat door insecten en herbivoren) wordt in de praktijk veelal een zelfde waarde gegeven voor alle radionucliden, nl. 17,98 a⁻¹ [Ba84, Bu90, Kö91, Te79]. Alleen voor jodium wordt een andere waarde genomen, nl. 31,55 a⁻¹.

6.2.2 Concentratie in vlees en melk

Net zoals mensen kunnen dieren uitwendig worden besmet of juist inwendig na inhalatie van besmette lucht of ingestie van besmet voedsel, drinkwater of besmette grond. Elk van deze onderdelen zal bijdragen aan de radionuclideconcentratie in het vlees of de melk. Ten opzichte van besmetting door ingestie is de bijdrage van inhalatie en uitwendige besmetting bij reguliere lozingen echter te verwaarlozen [Co66, Co66b]. Berekend op basis van de droge stof inname draagt ingestie van grond voor circa 4% bij tot het dieet van runderen (bij schapen tot 20%) [NC79].

Standaard: Voor de door ingestie opgenomen hoeveelheid radioactiviteit wordt een gewogen gemiddelde berekend ($C_{\mu v}$, $Bq L^{-1}$ of $Bq kg^{-1}$) op basis van de concentraties in de onderscheiden onderdelen van het dieet:

$$C_{\mu v} = \sum f_i C_{v,i} \quad (21)$$

f_i : het proportioneel aandeel van onderdeel i in het dieet (-)
 $C_{v,i}$: de concentratie in dieetonderdeel ($Bq kg^{-1}$ of $Bq L^{-1}$)

De dieetonderdelen die meegenomen worden zijn water, gras en grond. De concentratie in het gras is te berekenen met de in paragraaf 6.2.1 gegeven formule. De concentratie in het water of de grond wordt berekend met de methode zoals gegeven in hoofdstuk 4 en 5.

Met behulp van het gewogen gemiddelde, $C_{\mu v}$, kan dan de concentratie in melk ($C_{m,ing}$) of in vlees ($C_{vl,ing}$) berekend worden:

$$C_{m,ing} = F_m C_{\mu v} Q_v e^{-\lambda_o t_b} \quad (22)$$

$$C_{vl,ing} = F_{vl} C_{\mu v} Q_v e^{-\lambda_o t_b} \quad (23)$$

Q_v : dagelijkse consumptie van het dier ($kg d^{-1}$) of ($L d^{-1}$)
 t_b : de tijd verlopen tussen melken/slachten (a)
 en consumptie van het produkt (melk of vlees)
 F_m : concentratiecoëfficiënt naar melk ($Bq L^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$
 F_{vl} : concentratiecoëfficiënt naar vlees ($Bq kg^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$
 λ_o : vervalconstante (a^{-1})

De dagelijkse consumptie van water, gras en grond is weergegeven in tabel 6.3 (bijlage K) [La93]. Voor de waarde van t_b wordt verwezen naar paragraaf 6.2.5. Voor de concentratiecoëfficiënten F_m en F_{vl} wordt verwezen naar [IA94]. Enkele niet in deze referentie vermelde waarden staan weergegeven in tabel 6.4 (bijlage K) [Bu90].

Standaard: Voor **ongevalslozingen** dient de inhalatie door het vee in de risicoberekeningen meegenomen te worden [BI91].

$$C_{m, inh} = F_m C(x, y, 0) Q_a e^{-\lambda_o t_b} \quad (24)$$

$$C_{vl, inh} = F_{vl} C(x, y, 0) Q_a e^{-\lambda_o t_b} \quad (25)$$

$C(x,y,0)$: concentratie in lucht op grondniveau ($Bq m^{-3}$)
 Q_a : ademdebiet van vee ($m^3 d^{-1}$)
 t_b : de tijd verlopen tussen melken/slachten en consumptie van het produkt (melk of vlees) (a)

F_m	: concentratiecoëfficiënt naar melk	$(\text{Bq L}^{-1})(\text{Bq d}^{-1})^{-1}$
F_{vl}	: concentratiecoëfficiënt naar vlees	$(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq d}^{-1})^{-1}$
λ_o	: vervalconstante	(a^{-1})

Het ademdebiet van het vee is $200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ [BI91]. Voor de concentratiecoëfficiënten naar melk en vlees F_m en F_{vl} worden de waarden volgens respectievelijk [IA94] en tabel 6.4 (bijlage K) genomen omdat er voor inhalatie geen specifieke waarden voorhanden zijn.

6.2.3 Concentratie in drinkwater

Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater wordt zwevend slib en de daaraan gebonden activiteit grotendeels verwijderd door bezinking en filtering. Ook door andere zuiveringstechnieken kan een deel van de radioactiviteit worden verwijderd. Het rendement van de zuivering is echter afhankelijk van het nuclide en de toegepaste methode (zie bv. [Ba88]). Verder zal ook radioactief verval in de tijd tussen het onttrekken van water aan rivier of meer en de consumptie ervan een rol spelen.

Standaard: Voor de reductie van radioactiviteit in het drinkwater dient naast het radioactief verval rekening gehouden worden met het uitfilteren van zwevend slib.

De concentratie in het drinkwater (C_{dw} , Bq m^{-3}) kan dan berekend worden met:

$$C_{dw} = C_w F_w e^{-\lambda_o t_b} \quad (26)$$

C_w	: concentratie in rivier- of meerwater	(Bq m^{-3})
F_w	: fractie in water opgelost	(-)
t_b	: tijd tussen bereiden en consumptie van het water	(a)
λ_o	: vervalconstante	(a^{-1})

De concentratie in het rivier- of meerwater wordt bepaald met behulp van de methode uit hoofdstuk 4. De fractie van de radioactiviteit in het water opgelost (F_w) kan per nuclide worden berekend volgens de methode uit hoofdstuk 4:

$$F_w = \frac{1}{1 + K_d Z_s} \quad (27)$$

K_d	: distributiecoëfficiënt	$(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$
Z_s	: zwevend slibgehalte in water	(kg m^{-3})

Waarden voor de distributiecoëfficiënt, K_d , worden voor zout water (zee, estuarium) gegeven in tabel 4.1 (bijlage K). Voor zoet water wordt verwezen naar [IA94]. Als geen K_d 's beschikbaar zijn, kunnen ook hier de getallen uit tabel 4.1 worden toegepast. In tabel 6.5 wordt het zwevend slibgehalte, Z_s , gegeven voor enkele drinkwaterproductiegebieden [Ba88]. Voor de waarden van t_b wordt verwezen naar paragraaf 6.2.5.

6.2.4 Concentratie in de aquatische voedselketen

Bioaccumulatie in zoet- of zoutwater-organismen wordt beïnvloed door de samenstelling van het water, sediment-water interacties en de eigenschappen van betrokken organismen (zoals grootte, leeftijd en trofisch niveau) en nucliden. Gezien de complexiteit van de interacties en van de voedselketens in aquatische systemen wordt bij continue emissies (steady-state) de concentratie in het voor consumptie gebruikte deel van organismen (C_p , Bq kg⁻¹) bij benadering evenredig beschouwd met de concentratie van in het water opgeloste nucliden (C_w , Bq L⁻¹), ook al verloopt opname voornamelijk via het voedsel.

$$C_p = B_p C_w \quad (28)$$

B_p : de concentratiecoëfficiënt naar het eetbare deel (Bq kg⁻¹)(Bq L⁻¹)⁻¹
 C_w : concentratie in water (Bq L⁻¹)

Een aantal in recente modelvergelijkingen toegepaste modellen maken gebruik van deze methode [BI88, BI91b] die ook is beschreven door de IAEA [IA82].

Voor de concentratiecoëfficiënt, B_p , wordt over het algemeen een onderverdeling gemaakt in schaaldieren, mollusken, zoetwater- en zeevis, waarvoor een geschikte concentratiecoëfficiënt moet worden geselecteerd. Voor de risicoberekeningen worden alleen de schaaldieren (waaronder de mosselen), zoetwater- en zeevis in de berekeningen opgenomen. Deze worden gegeven in tabel 6.6 (bijlage K).

De concentratie in het rivier- of meerwater wordt bepaald met behulp van de methode uit hoofdstuk 4.

Standaard: Voor reguliere lozingen dient bij de berekening van de concentraties en het transport van radionucliden in de aquatische voedselketen gebruik te worden gemaakt van concentratiecoëfficiënten.

In geval van ongevalslozingen met daarop volgende depositie op het oppervlaktewater zal er geen sprake zijn van een steady-state situatie. Bij een modelvergelijking [BI91b] bleek dat het gebruik van concentratiecoëfficiënten tot overschatting van de concentratie voor de vissoorten in de periode vlak na het ongeluk leidt en tot onderschatting in de jaren erna. In dat geval kan

er gebruik gemaakt worden van een dynamische modellering [Re70]. De resultaten van dynamische modellering wanneer voedselopnamesnelheid erbij werd betrokken, leverde voor de lagere trofische niveaus betere resultaten op.

Aanbeveling: Bij ongevalslozingen wordt het gebruik van een tijdsafhankelijke modellering van de opname van radioactieve stoffen uit het water aanbevolen.

Bij hogere organismen is sprake van een gevarieerd voedselpakket, daarom is ook kennis van de voedselpreferentie van belang [Vr89].

Daar dynamische modellering van de voedselketen, waarbij de opname via de predator-prooi-relaties wordt gemodelleerd, meer invoerparameters vereist, is intensief onderzoek naar de voedselketen in een bepaald aquatisch systeem een vereiste. In het geval van gebrek aan betrouwbare data voor de betrokken nuclide(n) en/of voedselketen is de meerwaarde van deze benadering gering ten opzichte van het gebruik van concentratiecoëfficiënten. In een dergelijk geval zou kunnen worden gekozen voor een (semi-) dynamisch model, waarbij de opname ($C(t)_{\text{organisme}}$, Bq kg⁻¹) in de plaats van via predator-prooi-relaties, slechts via een combinatie van de biologische vervalconstante en de concentratiecoëfficiënten wordt geschat:

$$C(t)_{\text{organisme}} = B_p C(t)_{\text{water}} (1 - e^{-\lambda_b t}) \quad (29)$$

B_p	: de concentratiecoëfficiënt naar het eetbare deel	(Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹
$C(t)_{\text{water}}$: concentratie in water op tijdstip t	(Bq m ⁻³)
t	: tijd na ongeval	(d)
λ_b	: biologische vervalconstante	(d ⁻¹)

De biologische snelheidscoëfficiënt, λ_b , wordt berekend met:

$$\lambda_b = \frac{\ln(2)}{T_b} \quad (30)$$

T_b	: biologische halveringstijd	(d)
-------	------------------------------	-----

Van de relevante nucliden die bij ongevallen vrijkomen, wordt de biologische halveringstijd gegeven in tabel 6.6 (bijlage K).

Uit bovenstaande volgt voor de richtlijn:

Standaard: In het geval van reguliere (continue) lozingen naar het water wordt voor het modelleren van de concentratie van een specifiek radionuclide in het eetbare

gedeelte van vis of schelpdieren gebruik gemaakt van de methode van concentratiecoëfficiënten.

Standaard: Voor ongevalslozingen kan deze methode worden uitgebreid met een term die rekening houdt met het biologische verval.

6.2.5 Bewaarperioden en bereidingsverliezen

Reductie van de blootstelling aan radioactiviteit kan optreden door verspreiding en daardoor verdunning, maar ook radioactief verval en 'verliezen' bij de bereiding van voedingsmiddelen voor consumptie kunnen hier in belangrijke mate toe bij dragen.

Bewaarperioden

De waarden voor de blootstellingstijd (t_a) en de tijd tussen oogsten/slachten en consumptie (t_b), worden gegeven in tabel 6.7 (bijlage K) en zijn ontleend aan [Bu90] respectievelijk [Si91]. Voor vis kan dezelfde waarde genomen worden als voor vlees.

Bij de produktie van drinkwater uit oppervlaktewater wordt veel gebruik gemaakt van grote spaarbekkens, die gevuld worden vanuit de grote rivieren. In tabel 6.8 (bijlage K) wordt voor een aantal bekkens de gemiddelde verblijftijd gegeven. De verblijftijd van het water in het bekken bepaalt de daling in activiteit van het drinkwater, als gevolg van verval.

Standaard: Voor het belastingspad drinkwater wordt de gemiddelde verblijftijd in het spaarbekken genomen.

Voedselbereiding

De concentraties van radionucliden in verschillende voedingsstoffen, zoals berekend met de hiervoor vermelde formules, kunnen in combinatie met consumptiegegevens worden gebruikt voor het berekenen van de inname en dus de dosis voor de mens. Het effect van verval in de periode tussen oogsten of slachten en consumptie is al opgenomen in deze formules. Net zoals effecten van waterzuivering bij de bereiding van drinkwater wel of niet in rekening kunnen worden gebracht, is eventuele daling van het besmettingsniveau als gevolg van voedselbereiding soms wel [NC79] en soms niet [IA82] verwerkt in de verschillende vergelijkingen. Door Noordijk [No90, No91] zijn overzichten gemaakt van effecten van voedselbereiding die in dit type modellen toepassing kunnen vinden. In het in 1994 gepubliceerde handboek van de IAEA [IA94] wordt van deze gegevens gebruik gemaakt.

Voorschrift: Er dient gebruik gemaakt te worden van de in [IA94] gehanteerde waarden voor voedselbereiding.

De uiteindelijke activiteit is afhankelijk van het soort voedsel, het beschouwde nuclide en de bereidingswijze. De verandering van de activiteit ten gevolge van bereiding van het voedsel wordt vaak uitgedrukt met behulp van de parameter F_r . Dit is de totale hoeveelheid radionuclide na bereiding gedeeld door de totale hoeveelheid vóór bereiding. M.a.w. F_r is de fractie die in het voedsel achterblijft na bereiding.

Uit de vermelde literatuurstudies [No90, No91, IA94] is gebleken dat er een sterke spreiding optreedt in de gevonden resultaten. Voor melk, vlees en aardappelen zijn echter redelijk betrouwbare gegevens voorhanden. In het algemeen geldt dat bereiding van voedsel de hoeveelheid radionucliden in het voedsel halveert. Voor knollen en wortels (aardappelen, bieten, wortelen etc.) zijn de effecten kleiner, terwijl het verwerken van granen tot meel een reductie van ca 70% oplevert. De bereiding van melkproducten levert geen reductie van de uiteindelijke belasting op omdat de restproducten gebruikt worden voor andere consumptiegoederen. In tabel 6.9 (bijlage K) zijn de reductiefactoren samengevat.

Aanbeveling: De gegeven reductiefactoren uit [IA94] voor de bereiding van voedsel kunnen worden toegepast in de risicoberekeningen.

7. INHALATIE

In dit hoofdstuk wordt het conceptuele model voor de opname van radionucliden via inhalatie behandeld. Hierbij wordt ook de inhalatie van geresuspendeerde deeltjes meegenomen.

De dosis ten gevolge van inhalatie (D_{inh} , Sv a⁻¹) wordt berekend met:

$$D_{inh} = C_a I_{inh} DCC_{inh} O_{cc} \quad (31)$$

C_a	: radionuclideconcentratie in lucht	(Bq m ⁻³)
DCC_{inh}	: dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie	(Sv Bq ⁻¹)
I_{inh}	: inhalatie tempo	(m ³ a ⁻¹)
O_{cc}	: verblijftijd als fractie van het jaar	(-)

Voor de inhalatie van de geresuspendeerde deeltjes kan een vergelijkbare vergelijking gegeven worden.

$$D_{inh} = C_{res} I_{inh} DCC_{inh} O_{cc} \quad (32)$$

C_{res}	: radionuclideconcentratie in lucht als gevolg van resuspensie	(Bq m ⁻³)
DCC_{inh}	: dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie	(Sv Bq ⁻¹)
I_{inh}	: inhalatie tempo	(m ³ a ⁻¹)
O_{cc}	: verblijftijd als fractie van het jaar	(-)

De radionuclideconcentratie in lucht, C_a en C_{res} , wordt bepaald met behulp van de methode beschreven in hoofdstuk 3. Voor de dosisconversiecoëfficiënten, volgens de ICRP-60 aanbevelingen [IC90] en de meest recente publicaties van het nieuwe longmodel en biokinetische modellen [IC94a, IC94b], wordt gebruik gemaakt van de waarden voor volwassenen volgens de ICRP en zoals gegeven door de EU [BS96]. Voor het inhalatietempo, I_{inh} , wordt uitgegaan van de 'reference man' zoals die wordt beschreven in ICRP-66 [IC94a] en dan meer specifiek voor de 'zittend-werk verrichtende volwassen man' (sedentary worker). Voor de vrouw of voor andere leeftijdscategorieën en voor een andere tijdsverdeling over de verschillende activiteiten zijn andere waarden van toepassing, maar omdat in de hier te hanteren risicoberekening van de volwassen man wordt uitgegaan, hoeft er slechts rekening gehouden te worden met de tijdsverdeling over de verschillende activiteiten (zie tabel 6.10, bijlage K). Standaard wordt hierbij echter uitgegaan van de 'zittend-werk verrichtende man'. Voor de verblijftijd wordt aangenomen dat de referentiegroep gedurende het gehele jaar wordt blootgesteld [Be93], $O_{cc} = 1$.

Voorschrift: Het nieuwe ICRP-longmodel [IC94a] moet worden gehanteerd, inclusief de daarbij aangenomen fysiologische gegevens betreffende inhalatie en rust voor de volwassen man (zie ook tabel 6.10).

Standaard: Bij de tijdsverdeling over de verschillende activiteiten dient standaard van de 'zittend-werk (bureau-werk) verrichtende volwassen man' te worden uitgegaan tenzij dit apert onjuist is (zie ook tabel 6.10).

8. CONSUMENTENPRODUKTEN

In STRAVE [BI91] wordt een overzicht gegeven van de risico's van verschillende consumentenprodukten. Met name bij het gebruik van gloeikousjes door kampeerders, tv's en beeldschermen, uurwerken en lasstaven mag een sterfte-risico groter dan 10^{-8} /jaar verwacht worden. De modellering van consumentenprodukten wordt niet uitputtend behandeld omdat de berekeningen sterk afhankelijk zullen zijn van de specifieke situatie en produkt.

Produkten die alleen bij gebruik röntgenstralen uitzenden, bijvoorbeeld beeldschermen en tv's, zullen in de opslag- en afvalfase geen bijdrage aan het risico leveren.

Standaard: Voor produkten die alleen röntgenstralen uitzenden, b.v. beeldschermen en tv's, dienen alleen de gevolgen van externe bestraling tijdens het gebruik in de risicoberekeningen meegenomen te worden.

Voor de meeste consumentenprodukten is, bij regulier gebruik, externe bestraling het belangrijkste blootstellingspad [BI91].

Voor consumentenprodukten zal voor het blootstellingspad inhalatie voornamelijk de blootstelling binnenshuis of, in het geval van gloeikousjes, een tent of caravan van belang zijn. Een belangrijk verwijderingsproces hierbij is ventilatie.

Standaard: Voor consumentenprodukten waarbij inhalatie een rol speelt kan de volgende methode gevolgd worden voor het bepalen van het blootstellingsniveau:

$$\frac{dN_i}{dt} = S_i - K_{ij}N_i(t) + \lambda_p N_i^p(t) \quad (33)$$

N_i	: radionuclide inhoud in ruimte i	(Bq)
N_i^p	: radionuclide inhoud van het moedernuclide in ruimte i	(Bq)
K_{ij}	: ventilatievoud van de ruimte	(h ⁻¹)
S_i	: lozingstempo van de bron	(Bq h ⁻¹)
λ_p	: vervalconstante van moedernuclide	(h ⁻¹)

Standaard: Indien geen goed onderbouwde schatting van het lozingstempo (S_i) gegeven kan worden, dient er van uitgegaan te worden dat de totale, in het produkt aanwezige, hoeveelheid instantaan vrijkomt.

Het ventilatievoud van de ruimte zal sterk plaatsafhankelijk zijn. Voor woningen mag een ventilatievoud van $0,5 \text{ h}^{-1}$ aangenomen worden [Ka93]. Voor een caravan of tent wordt een ventilatievoud van 2 h^{-1} genomen [Hu85].

De concentratie in de ruimte (C_a , Bq m^{-3}) wordt berekend met:

$$C_a = \frac{N_i}{V_{\text{ruimte}}} \quad (34)$$

N_i : radionuclide inhoud in ruimte i (Bq)

V_{ruimte} : volume van ruimte (m^3)

Standaard: Voor het volume van de ruimte moet uitgegaan worden van het volume van een voor de toepassing van het produkt gangbare ruimte.

Voor het gebruik van gloeikousjes moet hierbij bijvoorbeeld uitgegaan worden van het volume van een tent of caravan (15 m^3 [Hu85]).

De dosis (D_{inh}) wordt dan berekend met behulp van de in hoofdstuk 7 gegeven formule.

$$D_{\text{inh}} = C_a I_{\text{inh}} DCC_{\text{inh}} O_{\text{cc}} \quad (35)$$

C_a : radionuclideconcentratie in de ruimte (Bq m^{-3})

DCC_{inh} : dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie (Sv Bq^{-1})

I_{inh} : inhalatie tempo ($\text{m}^3 \text{ a}^{-1}$)

O_{cc} : verblijftijd in de ruimte als fractie van het jaar (-)

De tijd van blootstelling (O_{cc} , zie hoofdstuk 7) zal sterk afhankelijk van het produkt zijn.

Voor de dosisconversiecoëfficiënt en het inhalatietempo wordt verwezen naar hoofdstuk 7.

Standaard: Voor de blootstellingstijd dient een, goed onderbouwde, schatting gemaakt te worden. Indien dit niet mogelijk is moet uitgegaan worden van een continue blootstelling voor de levensduur van het produkt of van de blootgestelde persoon.

Standaard: Voor ongevalsituaties dienen de blootstellingspaden van belang geïnventariseerd te worden.

9. REFERENTIES

- [As90] Asman WAH, Jaarsveld JA van. *A variable resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium*. RIVM report no. 228471007, (RIVM: Bilthoven) (1990).
- [Ba82] Bayer A. *The radiological exposure of the population in the Rhine-Meuse region*. CEC-report V/2475/81/ EN. (CEC: Luxembourg) (1982).
- [Ba84] Baes CF, Sharp RD, Sjoeren AL, Shor RW. *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture*. Report ORNL-5786, (ORNL: Oak Ridge, TN, USA) (1984).
- [Ba88] Baan PJA. *Economische schade van een ongeval met een kerncentrale. Gevolgen van radioactieve besmetting van oppervlaktewater*. Rapporten serie: Herbezinning Kernenergie. Rapport SPH06-15, (Staatsuitgeverij, DOP: Den Haag) (1988).
- [Ba91] Bange P, Erbrink JJ. *Modeling dispersion and NO oxidation in power plant plumes*. In: Proceedings of the 19th International technical meeting of NATO-CCMS on Air Pollution Modelling and its application, 29 September - 4 October 1991, Ierapetra, Greece (1991).
- [Be88] Beekhuis H. *Population radiation absorbed dose from nuclear medicine procedures in the Netherlands*. Health Physics 54 (3), 287-291 (1988).
- [Be93] *Beleidsstandpunten Stralingshygiëne t.b.v. vergunning-verlening: deel I, reguliere toepassingen*. versie 15 december 1993. (VROM/SVS/SNV: Den Haag) (1993) of latere versie.
- [Bi89] Bishop GP. *Review of biosphere information. Biotic transport of radionuclides as a result of mass movement of soil by burrowing animals*. ANS report 780-R3, (Associated Nuclear Services Ltd., Epsom, Surrey, UK) (1989).
- [BI88] BIOMOVs *Scenario B3: Release of radium-226 and thorium-230 to a lake*. Technical report 1, (NIRP: Stockholm, Zweden) (1988).
- [BI91] BIOMOVs *Scenario A4: Multiple model testing using Chernobyl fallout data of I-131 in forage and milk and Cs-137 in forage, milk, beef and grain*. Technical report 13, (NIRP: Stockholm, Zweden) (1991).
- [BI91b] BIOMOVs *Scenario A5: Dynamics within a lake ecosystem*. Technical report 12, (NIRP: Stockholm, Zweden) (1991).
- [BI92] BIOMOVs. *Progress report of the 2nd workshop of the Biospheric Model Validation Study (BIOMOVs II)* (1992).
- [BI91] Blaauboer RO, Vaas LH, Leenhouts HP. *De stralingsbelasting in Nederland in 1988*. RIVM rapport nr. 249103001, (RIVM: Bilthoven) (1991).
- [BI92] Blaauboer RO, Eenink RG, Eggink GJ, Heling R, Lembrechts J, Uijt de Haag PAM. *Lozingen van radionucliden in het milieu: inventarisatie van*

- belastingspaden en verspreidingsmodellen in het kader van het project MORIS.* RIVM rapport nr. 749201001, (RIVM: Bilthoven) (1992).
- [BR94] VROM. *Beleidsstandpunt Radon*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 21483, nr. 18). Ministerie van Volkhuysvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer, Den Haag (1994), VROM publikatie 94164/h/4-94 4922/102..
- [BsK96] *Besluit van 17 januari 1996, houdende wijziging van het Besluit stralenbescherming Kernenergiewet*. Staatsblad **44**, 1-22, Den Haag (1996).
- [BS96] *Richtlijn van de Raad tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan de ioniserende straling verbonden gevaren*. Concept februari 1996. Raad van de Europese Unie, Brussel.
- [Bu90] Bundesanzeiger. *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen*. (Bundesminister der Justiz) (1990).
- [Ca88] Carmona Rodrigues A, Cardoso de Silva M, Câmara A, Faria Fernandes T, Gomes Ferreira J. *Dispersion modelling for a complex estuary - The case of the Tagus*. Wat. Sci. Tech. Vol. 20, 67, 271-276. (1988).
- [CB91] Centraal Bureau voor de Statistiek. *Milieufactetten. Cijfers bij de tweede nationale milieuverkenning*. (SDU: Den Haag) (1991).
- [CB96] Centraal Bureau voor de Statistiek. *Bevolking der gemeenten van Nederland op 1 januari 1996*. (SDU: Den Haag) (1996).
- [CC66] COÖRDINATIE COMMISSIE RADIOACTIVITEITSMETINGEN (CCRA). *Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1965*. (1966)
- [CC67] COÖRDINATIE COMMISSIE RADIOACTIVITEITSMETINGEN (CCRA). *Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1966*. (1967)
- [CC68] COÖRDINATIE COMMISSIE RADIOACTIVITEITSMETINGEN (CCRA). *Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1967*. (1968).
- [Ch70] Chamberlain AC. *Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation*. Atmospheric Environment. 4. 57-78. (1970).
- [Ch84] Chardon WJ. *Mobiliteit van cadmium in de bodem*. Reeks Bodembescherming 36, (VROM: Den Haag) (1984).
- [Cr87] Cramer W, Hoeks J, Loch JPG, Rijtema PE. *Milieu-effectrapportage. Effectvoorspelling, Bodem*. Ministerie van VROM. (VROM: 's Gravenhage) (1987).

- [Co66] Comar CL. *Radioactive materials in animals -- entry and metabolism*. In: Radioactivity and human diet, Scott Russell R. (Ed.), (Pergamon Press: Oxford, UK) (1966).
- [Co66b] Comar CL. *Transfer of strontium-90 into animal produce*. In: Radioactivity and human diet, Scott Russell R. (Ed.), (Pergamon Press: Oxford) (1966).
- [Co83] Coughtrey PJ, Thorne MC. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data*. Volume 1-3. (AA Balkema; Rotterdam) (1983).
- [Co84] Coughtrey PJ, Jackson D, Jones CH, Kane P, Thorne MC. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data*. Volume 4. (AA Balkema; Rotterdam) (1984).
- [Co84b] Coughtrey PJ, Jackson D, Jones CH, Thorne MC. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data*. Volume 5. (AA Balkema; Rotterdam) (1984).
- [CO89] Milieu-adviesgroep ECOPLAN en NUCON engineering and contracting. *Locatiegebonden milieu-effect rapport. Verwerking en opslag van radioactief afval. Locatie Sloe*. COVRA, Westerduinweg 3, Petten (1989).
- [CO91] COSYMA: *A new program package for accident consequence assessment*. A jointreport by Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (FRG) and National Radiological Protection Board (UK), CEC Brussel report EUR 13028. (1991).
- [CO95] Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (FRG) and National Radiological Protection Board (UK). *PC-COSYMA (version 2): User Guide*. Rapport EUR-16240 (CEC: Brussel) (1995).
- [De90] Delfini MG, Slaper H, Pruppers MJM. *Inventarisatie, ten behoeve van het IDC, van de in Nederland beschikbare modellen voor real-time berekeningen aan de luchtverspreiding van radioactieve stoffen*. RIVM rapport nr. 243201001, (RIVM: Bilthoven) (1990).
- [Ed77] Edwards CA, Lofty JR. *Biology of Earthworms*. (Chapman and Hall: London) (1977).
- [Eh87] Ehrhardt J, Burkart K, Hasemann I, Matzerath C, Panitz HJ, Steinhauer C. *The program system UFOMOD to assess the consequences of nuclear accidents*. Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (FRG). Report KfK-4330. (KfK: Karlsruhe) (1987).
- [Eh88] Ehrhardt J, Burkart K, Hasemann I, Matzerath C, Panitz HJ, Steinhauer C. *The new program system UFOMOD to assess the consequences of nuclear accidents*. Paper presented at joint CEC/OECD (NEA) workshop on Recent advances in reactor accident consequence assessment. Rome. Italy. 25th - 30th January, 1988. Proceedings of the second part of the workshop. CEC-report EUR 11408 EN. pp 27-38. Brussels. (1988).

- [Er89] Ertsen, Berk van de. *Modellering van slib- en zware metalenbelasting en bodemkwaliteit in uiterwaarden*. Dienst Binnenwateren/RIZA. Nota nr. 89.037 (1989).
- [Er91] Erbrink JJ. *A practical model for the calculation of σ_y and σ_z for use in an on-line gaussian dispersion model for tall stacks, based on wind fluctuations*. *Atm. Environment*. vol 25A, pp 277-283 (1991).
- [Er92] Erbrink JJ, Jaarsveld JA van. *Het Nationale Model vergeleken met andere modellen en metingen*. LUCHT. 3. (1992).
- [Fi88] Fischer F, Ehrhardt J, Raicevic J. *Analysis of uncertainties caused by the atmospheric dispersion model in accident consequence assessments with UFOMOD*. Kernforschungszentrum Karlsruhe, report KfK 4262. (KfK: Karlsruhe) (1988).
- [Fi71] Fletcher JF, Dotson WL. *HERMES - A digital computer code for estimating regional radiological effects from the nuclear power industry*. Report HEDL-TME-71-168 (Hanford Lab.: Richland, USA) (1971).
- [Gl90] Glastra P. en R.C.G.M. Smetsers. *Onderzoek naar de bepaling van de longzuiveringsklasse van ^{210}Po en ^{210}Pb van geëmitteerd stof, afkomstig van de sinterfabriek van Hoechst Holland N.V. te Vlissingen*. RIVM rapportnr. 248606008 (RIVM: Bilthoven) (1990). (vertrouwelijk rapport)
- [GR75] Gezondheidsraad. *Advies inzake kerncentrales en volksgezondheid, delen I + II*. Rapport 3255/74. (Gezondheidsraad: Rijswijk) (1975).
- [GR78] Gezondheidsraad. *Aanvullend advies kerncentrales en volksgezondheid*. Rapport 1978/16. (Gezondheidsraad: Rijswijk) (1978).
- [GR84] Gezondheidsraad. *Advies inzake de bronterm van kerncentrales en de volksgezondheid (BKEV)*. Rapport 1984/21. (Gezondheidsraad: Den Haag) (1984).
- [GR85] Gezondheidsraad. *Advies inzake klasse-indeling van en lozingsnormen voor radionuclidenlaboratoria*. Rapport 1985/1, (Gezondheidsraad: Den Haag) (1985).
- [Ha85] Hamilton EI. *Kd values: an assessment of field v laboratory measurements*. In: *Application of distribution coefficients to radiological assessment model* (Sibley TH, Myttenaere C eds.). (Elsevier Applied Science Publishers: London) (1985).
- [Ha92] Ham J van. *Discussie rond het Nationaal Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging*. LUCHT. 3. (1992).
- [He90] Heling R. *De modellering van de ecologische gevolgen van een eenmalige depositie van radionucliden op het IJsselmeer*. KEMA rapport nr. 93105 MOS 90-3468. (KEMA: Arnhem) (1990).
- [Hi90] Hienen JFA van, Roelofsen PM, Van Weers AW, Poley AD. *Gevolgen van lozingen bij normaal bedrijf van Nederlandse kerninstallaties*. Rapport ECN-C-90-015, ECN, (ECN: Petten) (1990).

- [Hi96] Hienen JFA en Hogenbirk A. *Risicoberekening van externe straling (afgeschermd en/of ingekapselde bronnen en bodembesmetting)*. - *Onderbouwing richtlijn voor vergunningen*. ECN concept rapport, Petten (1996).
- [Ho84] Hoffman FO, Bergström U, Gyllander C, Wilkens AB. *Comparison of predictions from internationally recognized assessment models for the transfer of selected radionuclides through terrestrial food chains*. Nuclear Safety 25, 533-546 (1984).
- [Hu85] Huyskens CJ, Hemelaar JTGM, Kicken PJH. *Stralingsdoses ten gevolge van radioactiviteit in gloeikousjes*. TUE-rapport nr. SBD 4889. (TUE: Eindhoven) (1985).
- [IA82] International Atomic Energy Agency. *Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases*. Safety Series no 57. (IAEA: Wenen) (1982).
- [IA85] International Atomic Energy Agency. *The radiological impact of radionuclides dispersed on a regional and global scale : methods for assessment and their application*. Technical Report Series 250, (IAEA: Wenen) (1985).
- [IA94] International Atomic Energy Agency. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. Technical Report Series 364, (IAEA: Wenen) (1994).
- [IC75] ICRP. *Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics*. ICRP Publication 23. (Pergamon Press: Oxford) (1975).
- [IC90] ICRP. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60. (Pergamon Press: Oxford) (1990).
- [IC94a] ICRP. *Human respiratory tract model for radiological protection*. ICRP Publication 66. (Pergamon Press: Oxford) (1994).
- [IC94b] ICRP. *Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2*. ICRP Publication 67. (Pergamon Press: Oxford) (1994).
- [IK88] Informatie en kennis centrum akker- en tuinbouw, afdeling milieu, kwaliteit en techniek (IKC-MKT). *Rendement van berekening in de Akker- en Tuinbouw*. Rapport CAD BWB-AT, (IKC: Ede) (1988).
- [IU89] International Union of Radiologists (IUR). *Vlth report of the working group soil-to-plant transfer factors*. pag.208-215, (RIVM: Bilthoven) (1989).
- [Ja91] Jaarsveld JA van. *An Operational atmospheric transport model for Priority Substances; specification and instructions for use*. RIVM report no. 222501002, (RIVM: Bilthoven) (1991).
- [Ja93a] Jaarsveld JA van. *Mondelinge communicatie*, (RIVM: Bilthoven) (1993).
- [Ja93b] Jaarsveld JA van, Leeuw FAAM de. *OPS: an operational atmospheric transport model for priority substances*. Environ. Software 1993; 8:91-100.

- [Ja95] Jaarsveld JA van. *Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales*. 235 pp, (proefschrift, maar ook gepubliceerd als RIVM rapportnr.722501005) (RIVM: Bilthoven) (1995).
- [Jo81] Jonge P. de. *PAGV handboek*. PAGV Lelystad. Publicatie nr. 16 (1981).
- [Jo86] Jonker RJ, Köster HW. *Voorspellingsmethoden milieu-effect rapportage. Deel: Straling*. RIVM rapport nr. 842001001, (RIVM: Bilthoven) (1986).
- [Jo88] Jong P de. *Emissie- en productnormen*. Publicatiereeks Stralenbescherming nr. 1989/39E, VROM, (Staatsuitgeverij/DOP: Den Haag) (1988).
- [Jo90] Jones JA. *The importance of deposition to skin in accident consequence assessments. Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents*. Proceedings. Athens. 7 - 11 May 1990. Volumes 1 and 2. Commission of the European Communities - Radiation Protection series, preprint report EUR 13013. pp 423-31. (1990).
- [Jo95] Jones JA, Mansfield PA, Haywood SM, Hasemann I, Steinhauer C, Ehrhardt J and Faude D. *PC-COSYMA (version 2): An accident consequence assessment package for use on a pc*. Rapport EUR 16239 (CEC: Brussel) (1995).
- [Ka93] Kal HB, Jong P de, Phaff JC. *Reductie van de stralingsdosis ten gevolge van radonochters door luchtbehandelingssystemen*. TNO-rapport nr. MBL 1993-22. (TNO: Rijswijk) (1993).
- [Ki87] Kirchmann R, Fagniard E. *Transfer factor values observed in experimental field conditions and from Chernobyl fall-out*. Vde Rapport van de IUR Werkgroep 'Soil-to-Plant Transfer Factors'. (RIVM: Bilthoven) (1987).
- [KN76] KNMI. *Modellen voor de berekening van de verspreiding van luchtverontreiniging inclusief aanbevelingen voor de waarden van parameters in het lange-termijnmodel*. (Staatsuitgeverij: Den Haag). (1976).
- [KN92] KNMI. *Klimatologische gegevens van Nederlandse stations; normalen en extreme waarden van 15 hoofdstations voor het tijdvak 1961-1990*. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, Publication 150 27, (KNMI: De Bilt) (1992).
- [Ko78] Koorevaar P. *Bodemnatuurkunde*. Dictaat LandbouwUniversiteit Wageningen, (LUW: Wageningen) (1978).
- [Ko84] Kooper WF. *Bodemverontreiniging door vuilstortplaatsen*. Reeks Bodembescherming, rapport 31, (Ministerie van VROM: Den Haag) (1984).
- [Kö84] Köster HW. *Radionucliden in de uiterwaarden bij de GKN Dodewaard en de hieruit berekende stralingsbelasting*. RIVM rapport nr. 248103031, (RIVM: Bilthoven) (1984).
- [Kö88] Köster HW. *Aanvullende schattingen van de stralingsbelasting ten gevolge van lozingen van Pb-210 en Po-210 door de fosforfabriek van Hoechst in het Sloegebied*. RIVM rapport nr. 248103038, (RIVM: Bilthoven) (1988).

- [Kö89] Köster HW, Jong EJ de, Lembrechts JF, Vries WJ de. *Dosisberekeningen*. Rapport in het kader van het OPLA programma, RIVM-rapport 728513005, (RIVM: Bilthoven) (1989).
- [Kö91] Köhler H, Peterson SR, Hoffman FO (eds.). *Multiple model testing using Chernobyl fallout data of ¹³¹I in forage and milk and ¹³⁷Cs in forage, milk, beef and grain*. BIOMOVs Technical report 13 parts 1 and 2, (NIRP: Stockholm, Zweden) (1991).
- [La80] Lagas P, Harmsen K. *Complexering van zware metalen in vuilstortpercolaat (Delden)*. RID rapport cbh-80-1 (1980).
- [La82] Lagas P, Loch JPG. *Kolomonderzoek naar het gedrag van zware metalen in de bodem*. Reeks bodembescherming, rapport 5, (Ministerie van VROM: Den Haag) (1982).
- [La84] Lawson G, Smith GM. *BIOS: a model to predict radionuclide transfer and doses to man following releases from geological repositories for radioactive wastes*. NRPB report NRPB-R169 (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1984).
- [La93] Laheij GMH, Uijt de Haag PAM. *Probability distributions of dose conversion factors for radionuclides used in a long-term safety assessment*. RIVM report no. 715204005. (RIVM: Bilthoven) (1993).
- [La94] Laheij GMH, Blaauboer RO, Lembrechts JFMM. *Risicoberekeningen voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON)*. RIVM rapport nr. 610053001. (RIVM: Bilthoven) (1994).
- [Le90] Lembrechts JF, Stoutjesdijk JF, Ginkel JH van, Noordijk H. *Soil-to-grass transfer of radionuclides: local variations and fluctuations as a function of time*. In: *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*, G. Desmet et al. (Eds.), (Elsevier Appl. Sci.: Londen) (1990).
- [Le90b] Lembrechts JF, van Ginkel JH, de Winkel JH, Stoutjesdijk JF. *The effect of some agricultural techniques on soil to plant transfer of radionuclides under field conditions*. Proc. IAEA Symp. "Environmental contamination following a major nuclear accident", Volume II, 163-171, (IAEA: Wenen) (1990).
- [Le91] Leijen CATM, Lunenburg APPA van. *Stralingsniveaumetingen rond het terrein van de PZEM-kerncentrale te Borssele gedurende het jaar 1990*. RIVM rapport nr. 249102005, (RIVM: Bilthoven) (1991). (vertrouwelijk rapport)
- [Le93] Lembrechts J. *A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium*. *The Science of the Total Environment*, 137, 81-98 (1993).
- [Le96] Leenhouts HP, Stoop P, Tuinen ST van. *Non-nuclear industries in the Netherlands and radiological risks*. 158 pp. RIVM Report No. 610053003, Bilthoven (1996).

- [Lu91] Lunenburg APPA van, Leijen CATM. *Stralingsniveaumetingen rond het terrein van de GKN-kerncentrale te Dodewaard gedurende het jaar 1990*. RIVM rapport nr. 249102003, (RIVM: Bilthoven) (1991). (*vertrouwelijk rapport*)
- [Ma82] Matthies M, Eisfeld K, Müller H, Paretzke HG, Pröhl G, Wirth G. *Simulation des Transfers von Radionukliden in landwirtschaftlichen Nahrungsketten*. GSF-Bericht S-882 (1982).
- [Ma91] Matthijsen AJCM, Berg R van den, Derks HJGM, Jaarsveld JA van, Jong APJM de, Slob W, Theelen RMC, Sein AA. *Evaluatie van de relaties van dioxine-emissiemetingen aan de OLAF-Leeuwarden met gehalten in grond en melk in de omgeving*. RIVM rapport nr. 730501027, (RIVM: Bilthoven) (1991).
- [Ma91b] Martin JS, Mobbs SF, Klos RA, Barraclough IM. *User guide for the code MiniBIOS_1A*. NRPB-M283. (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1991).
- [Me93] Meent D van. *SIMPLEBOX: a generic multimedia fate evaluation model*. RIVM report no. 672720001. (RIVM: Bilthoven) (1993).
- [Me87] Meulen A van der, et al. *Criteriadocument fijn stof*. RIVM rapport nr. 738513006. (RIVM: Bilthoven) (1987).
- [NC79] National Radiological Protection Board (NRPB) & Commissariat a l'Energie Atomique (CEA). *Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations*. CEC Document V/3865/1/79-EN, (CEC: Luxembourg) (1979).
- [Ni88] Nicholson S, MacKenzie J. *The remobilisation of radionuclides from marine sediments: implications for the collective dose assessments*. (UKAEA: Didcot) (1988).
- [No90] Noordijk H. *A literature review on radionuclide behaviour during food processing*. Proc. CEC/CEA Seminar on "Radioactivity transfer during food processing and culinary preparation", Cadarache, France, 18 September 1989, (CEC/DGXI: Luxembourg) (1990).
- [No91] Noordijk H, Quinault JM. *The influence of food processing and culinary preparation on the radionuclide content of foodstuffs: A review of available data*. Presented at the Vamp Terrestrial Working Group, 22 April 1991, Vienna (1991).
- [NVS95] *Vervoer van radioactieve stoffen over de weg in Nederland. Handleiding voor de praktijk*. Nederlandse Vereniging voor Stralingshygiëne, Rotterdam (1995).
- [OK80] O'Kane JP. *Estuarine Water-Quality Management*. (Pitman Advanced Publ. Program: Boston) (1980).
- [OR90] *Omgaan met risico's van straling - Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu*. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1989-1990, nr. 21483 (SDU uitgeverij: Den Haag) (1990).

- [Pa88] Panitz HJ. *Improved atmospheric dispersion modelling in the new program system UFOMOD for accident consequence assessments*. Paper presented at joint CEC/OECD (NEA) workshop on Recent advances in reactor accident consequence assessment. Rome. Italy. 25th - 30th January, 1988. Proceedings of the second part of the workshop. CEC-report EUR 11408 EN. pp 92 - 102. Brussels. (1988).
- [Pe88] Peute A, De Meijer RJ, Put LW. *Schatting van de radiologische consequenties van lozingen in de atmosfeer en op het oppervlaktewater veroorzaakt door niet-nucleaire industriële processen in Nederland*. Publicatierreeks Stralenbescherming nr. 40, VROM, (Staatsuitgeverij/DOP: Den Haag) (1988).
- [Ph91] Phipps AW, Kendall GM, Stather JW, Fell TP. *Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides*. NRPB report no. R245. (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1991)
- [Pi90] Pinder JE III, McLeod KW, Adriano DC, Corey JC, Boni AL. *Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear fuel facility*. Health Physics **59**, 853-867 (1990).
- [Ra75] Rasmussen NC. *Reactor Safety Study*. United States, Regulatory Commission, NUREG 75/014. WASH-1400. (USNRC: Washington) (1975).
- [Re70] Reichle DE, Dunaway PB, Nelson DJ. *Turnover and concentration of radionuclides in food chains*. Nuclear safety **11**, 43-46 (1970).
- [Re71] Reichle DE, Crossley DA, Edwards CA, McBrayer JF, Sollins P. *Organic matter and Cs-137 turnover in forest soil by earthworm populations : application of bioenergetic models to radionuclide transport*. In: Proc. IIIrd Nat. Symp. on Radioecology, ed. Nelson D.J, Oak Ridge, TN, USA, 710510. Part 1, (1971).
- [Ri94] *Richtlijn radionucliden-laboratoria*. Hoofdinspectie Milieuhygiene **94-02**, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid; Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport, Den Haag (1994).
- [Ro92] Roelofsen PM, Poley AD. *Richtlijnen PSA-3, onderzoek naar methoden en modellen voor het uitvoeren van een probabilistische consequentie-analyse*. Energieonderzoek Centrum Nederland, Rapport nr. ECN-C--92-040. (ECN:Petten) (1992).
- [Ro93] Roelofsen PM, Van der Steen J. *Richtlijn niveau-3 PSA*. Energieonderzoek Centrum Nederland, Rapport ECN-C--93-057 (ECN: Petten) (1993).
- [Ro93b] Rossum GJ van, Erbrink JJ, Leeuw FAAM de. *Modelberekening naar de invloed van lokale emissiebronnen van luchtverontreinigende componenten op de lokale vorming van fotochemische smog. Modelling van een (pluim)rookgas-verspreidingsmodel, waaraan een beperkte subroutine met fotochemische en*

- chemische reacties is toegevoegd.* 32 pp., RIVM rapport nr. 722501002, tevens KEMA nr 22130-KES/MAD 93-3014; uitsluitend verkrijgbaar bij de KEMA, (KEMA: Arnhem) (1993).
- [Si79] Simmonds JR, Linsley GS, Jones JA. *A general model for the transfer of radioactive materials in terrestrial foodchains.* NRPB report NRPB-R89 (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1979).
- [Si82] Simmonds JR, Crick MJ. *Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models.* NRPB report NRPB-M63 (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1982).
- [Si87] Siemons JAEM. *Overzicht afvalverwijdering 1976-1985.* RIVM rapport nr. 738605001, (RIVM: Bilthoven) (1987).
- [Si91] Sinnaeve J, Gerber G (eds). *Underlying data for derived emergency reference levels - Post Chernobyl action.* EUR report 12553. (CEC: Luxembourg) (1991).
- [SI92] Slob W, Sein AA, Troost LM et al. *Verbranding van huishoudelijkafval in Nederland; emissie optredend bij verbranding, verspreiding en risico's van dioxinen.* RIVM rapport nr. 730501043, (RIVM: Bilthoven) (1992).
- [So73] Soldat JK, Baker DA, Corley JP. *Applications of a general computational model for composite environmental radiation doses.* In : Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry. STI/PUB/345, pp.483-496, (IAEA: Wenen) (1973).
- [St84] Stoutjesdijk JH. *Schatting van de stralingsbelasting ten gevolge van lozingen van Pb-210 en Po-210 door de fosforfabriek van Hoechst in het Sloegebied.* RIVM rapport nr. 248103033, (RIVM: Bilthoven) (1984).
- [St86] Stoute JRD, Roelofsen PM. *NUDOS I - Programma voor het berekenen van atmosferische verspreiding van radionucliden en daardoor veroorzaakte stralingsdoses; versie I.* ECN-rapport nr. 0.898-01 OD86-8 GRI. (ECN: Petten) (1986).
- [St91] Struijs J, Meent D van de, Stoltenkamp J. *SimpleTreat: a spreadsheet-based box model to predict the fate of xenobiotics in a municipal waste water treatment plant.* RIVM rapport 670208002, (RIVM: Bilthoven) (1991).
- [Te79] Teufel D, Steinhilber-Schwab B, Höpfner U, Ratka R, van de Sand H, Franke B. *Transfer von Radionukliden vom Boden in Pflanzen.* Rapport n.a.v. 'Regional-wirtschaftliche und ökologische Auswirkungen des geplanten Nuklearen Entsorgungszentrums bei Gorleben', in opdracht v/h Ministerie voor Sociale Zaken van Nedersaksen, Heidelberg, 98 blz (1979).
- [Ti96] Timmermans CWM, Erbrink JJ en Heling R. *Dosis- en risicoberekeningen n.a.v. Pb-210 en Po-210 lozingen door Hoechst.* KEMA rapport nr. 40031-NUC 93-5509, Arnhem (1993).
- [UB92] Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS). VROM, WVC, RIVM, RPC. Tweede prototype. (1992).

- [Ui93] Uijt de Haag PAM, Laheij GMH. *The MiniBIOS model (version 1A4) at the RIVM*. RIVM report no. 715204004. (RIVM: Bilthoven) (1993).
- [UN82] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), *Ionizing radiation: sources and biological effects*. Report to the general assembly. (UN: New York) (1982).
- [UN88] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. Report to the general assembly. (UN: New York) (1988).
- [UN93] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources and effects of ionizing radiation*. Report to the general assembly. (UN: New York) (1993).
- [UW85] Unie van Waterschappen. *Richtlijn voor de afzet van zuiveringsslib ten behoeve van gebruik op bouw- en grasland*. (Unie van Waterschappen: Den Haag) (1985).
- [Vr87] Vries MB de, Goossens H. *UPTAQE, a model for calculating transfer of hydrophobic organic micro-pollutants in aquatic foodchains*. Model Description, TOW-IW T250, (Delft Hydraulics: Delft) (1987).
- [Vr88] Vries DJ de, De Vries MB. *Modelling the fate of HCB and PCB-153 in the lakes Ketelmeer and IJsselmeer*. Rapport T250, (Delft Hydraulics: Delft) (1988).
- [Vr89] Vries MB de, Pieters H. *Accumulatie van zware metalen in organismen. Bioaccumulatie in snoekbaars, data-analyse voor IJsselmeer, Ketelmeer, en Markermeer*. Waterloopkundig Laboratorium en RIVO (1989).
- [Wi87] Winkelmann I, Vogl K. *Messungen der Stickstoff-16-Strahlung in der Umgebung von Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland*. ISH-Heft 106, Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, (ISH/BGA: Neuherberg) (1987).
- [WL85] Waterloopkundig Laboratorium. *Lozingen kerncentrales langs het IJsselmeer en het Hollandsch Diep*. R2112/R2152. (1985).
- [WL88] Waterloopkundig Laboratorium. *Rapporten Herbezinning Kernenergie. Economische gevolgen van een ongeval met een kerncentrale. Gevolgen van radioactieve besmetting van oppervlaktewater*. Rapport SPH-06-15, (DOP: Den Haag) (1988).
- [WL90] Waterloopkundig Laboratorium. *Assessment of bio-accumulation of micropollutants with CHEOPS/UPTAQE*. Folder. (1990).
- [WL91] Waterloopkundig Laboratorium. *Waterkwaliteitsmodel Westerschelde*. SAWES-nota 91.01., Delft. (1991).
- [WN81] Wolters-Noordhoff. *De Grote Bosatlas*. (Wolters-Noordhoff bv.: Groningen) (1981).

- [Wo90] Wonderen E van, Scholten LC, Steen J van der. *UFOMOD/COSYMA consequence calculations in the Netherlands*. Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents. Proceedings. Athens, 7 - 11 May 1990. Volumes 1 and 2. Commission of the European Communities - Radiation Protection series. preprint report EUR 13013. pp 1161-1181. (1990).
- [WV84] Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging. *Parameters in het lange-termijn-model verspreiding luchtverontreiniging- nieuwe aanbevelingen*. Studie en informatiecentrum TNO voor Milieu-onderzoek. (TNO: Delft) (1984).
- [WV86] Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging. Invloed van een gebouw op de luchtverspreiding van schoorsteenpluimen. Aanbeveling voor een rekenmethode. Vereniging LUCHT. Delft. (1986).

VERKLARENDE WOORDENLIJST

Advectie:

Transport als gevolg van drukverschillen.

Aërosolen:

Zeer kleine deeltjes in lucht. De grootte van de deeltjes ligt tussen 0,001 en 100 µm.

Bioturbatie:

Transport door biologische activiteit (b.v. door aardwormen).

Coagulatie:

Overgang door samenklonteren van een colloïdale in een grof disperse fase.

COROP-gebieden:

De indeling in COROP-gebieden (tegenwoordig ruim 40) is opgesteld door de Coördinatiecommissie Regionaal Onderzoekprogramma (COROP) in de vijftiger jaren. Het principe van deze gebiedsindeling is een verdeling van gemeenten in nodale regio's, rekening houdend met sociaal-economische factoren en aansluitend op provinciegrenzen.

Depletie:

Een modelmatige benadering van de verwijderingsprocessen uit de pluim door depositie. Er zijn twee varianten mogelijk, n.l. bron- en oppervlakdepletie.

Dispersiecoëfficiënt:

Invoerparameter voor het Gaussische pluimmodel die de standaardafwijking van de gemiddelde concentratieverdeling loodrecht op de pluimas in horizontale of verticale richting aangeeft.

Exhalatie:

Proces dat het vrijkomen van radon uit het moedermateriaal beschrijft.

Lijwervel:

Recirculerende stroming (bijvoorbeeld achter een gebouw).

Maximaal individueel risico:

Maximaal risico dat een individu, op welk punt buiten de terreingrens van de inrichting dan ook, redelijkerwijs kan oplopen.

Menglaag:

De atmosferische grenslaag wordt afgedekt door een stabiele grenslaag met een sterk positieve temperatuurcoëfficiënt. In deze laag wordt de turbulentie sterk gereduceerd en vormt daarmee een effectieve bovengrens voor de verticale atmosferische verspreiding.

Mollusk: weekdier (bijvoorbeeld mossel, slak, inktvis), een aantal weekdieren is schaaldier (bijvoorbeeld mosselen).

NRPB:

National Radiological Protection Board (Chilton, UK).

Retentie:

Binding aan bodem.

Seaspray:

Fijne waternevel afkomstig van zee.

Stabiliteitsklasse:

Een karakterisering van de turbulentie en de temperatuurverdeling in de atmosfeer.

Transuranen:

Radionucliden met een kernlading groter dan de kernlading van uranium ($Z=92$).

Trofisch niveau:

Plaats in voedselketen.

Verlanding:

Proces waarbij het sediment door de verplaatsing van de rivierbedding vrijkomt voor o.a. landbouw.

Verzadigde zone:

Deel van de bodem dat met grondwater verzadigd is.

BIJLAGE A Beschrijving van het computerprogramma *NUDOS*

Het computerprogramma *NUDOS* is het produkt van een ECN-ontwikkeling gebaseerd op het Nationaal Model [KN76, WV84], op berekeningen door de Gezondheidsraad [GR75, GR78, GR84] en het WASH-1400 model [Ra75].

Beschikbaarheid en documentatie

NUDOS is operationeel bij het ECN en beschreven in [St86].

Gemodelleerde processen

Het luchtverspreidingsgedeelte van *NUDOS* is een Gaussisch pluimmodel, vrijwel geheel gebaseerd op het Nationaal Model. Alle gebruikte parameterwaarden zijn hieruit overgenomen, met de volgende aanpassingen:

- o De concentratie loodrecht op de windrichting (de y-coördinaat) is homogeen verdeeld over een gekozen sector. Voor reguliere lozingen is de sectorhoek standaard $\pi/6$ radialen, overeenkomstig de sectorhoek van de meteokarakteristiek. Voor ongevalslozingen wordt een waarde θ voor de sectorhoek gekozen, gebaseerd op een berekening van de σ_y . Tevens is er de optie voor een Gaussisch profiel.
- o Zowel droge als natte depositie van materiaal uit de wolk wordt meegenomen. Voor droge depositie (door botsing tegen objecten, afhankelijk van hun ruwheid) wordt uitgegaan van de concentratie op grondniveau en een depositiesnelheid v_d , voor natte depositie (door wash out en rain out) wordt uitgegaan van de inhoud van de gehele kolom en een depositieparameter (sector onafhankelijk). De concentratie op een bepaalde afstand van de bron wordt gecorrigeerd voor de depositie binnen deze afstand via brondepletie. Deze afname wordt per gridstap berekend en is derhalve niet continu.
- o Invloeden van het gebouw (gebouwgrootte: hoogte en breedte) worden meegenomen door een verandering van de (effectieve) lozingshoogte en de initiële waarden van de dispersieparameters σ_y en σ_z .
- o Het verval van radionucliden wordt meegenomen. Tevens wordt de ingroei van één dochternuclide meegenomen.

Dosisberekeningen vinden plaats voor drie paden: 1) inhalatie, 2) externe bestraling vanuit de wolk en vanaf de bodem en 3) ingestie van gewassen. Voor externe bestraling wordt afscherming in rekening gebracht middels afzonderlijke parameters voor externe bestraling vanuit de wolk en voor externe bestraling vanaf de bodem. Groente worden bij de berekening van ongevalslozingen besmet door depositie op de plant en door opname via de bodem. De standaard berekening van de ingestiedosis is echter zeer summier (geen melk en vlees).

Invoer

- o Voor de weerssituatie worden de Pasquill stabiliteitsklassen (A t/m F) gebruikt met drie verschillende windsnelheden. Hierbij worden de berekeningen apart uitgevoerd voor de situatie met regen en zonder regen (voor alle stabiliteitsklassen), waarna sommatie plaatsvindt. Voor de meteokarakteristiek wordt de verdeling in uren over deze klassen en windsectoren van het representatieve weerstation gebruikt. Verdere meteogegevens zijn analoog aan het Nationaal Model.
- o Lozingsgegevens: gebouwhoogte, lozingsduur (continu of incidenteel), lozingshoogte en warmteflux
- o Nuclidegegevens (halveringstijd, hoeveelheid, droge en natte depositiesnelheid (v_d en Λ per nuclide), moeder-dochternuclide relatie, dosisconversiecoëfficiënten, concentratiecoëfficiënt (bodem-plant)
- o Ruwheidslengte
- o Diversen:
 - o Ademdebiet, afschermingsfactoren, verblijfsduur
 - o Afspoelconstante, bewaartijd groenten, consumptiefactor, dichtheid grond, opbrengst
 - o Bevolkingsdichtheid per ringsegment rond bron

Uitvoer

- o Concentraties in lucht en depositievelden
- o Doses (individueel en collectief), bodembesmettingen en dosistempi als functie van de tijd en afstand tot bron
- o Doses door externe bestraling (wolk, bodem).
- o Inhalatiedoses
- o Ingestiedoses (bladgroenten en andere tuinbouwproducten, géén melk en vlees)
- o Doses voor diverse organen of gehele lichaam (50-jaar volg dosis), afhankelijk van de gebruikte dosisconversiecoëfficiënten

Bereik en resolutie

NUDOS gaat evenals het Nationaal Model uit van een in tijd en ruimte niet veranderende meteokarakteristiek met een constante menglaaghoogte. Dit limiteert het gebruik tot enkele uren respectievelijk tot enkele tientallen kilometers in geval van een deterministische berekening.

Wanneer echter de effecten van continue lozingen en de risico's van ongevalslozingen berekend worden, wordt gemiddeld over de verschillende meteokarakteristieken die in een jaar optreden. De afwijkingen, geïntroduceerd door de aanname van een niet veranderende meteo zullen derhalve voor een deel uitmiddelen. Hierdoor is het bereik van *NUDOS* voor een probabilistische berekening groter dan voor een deterministische berekening.

NUDOS werkt met ringsegmenten, waarbij de afstand tot de bron vrij te kiezen is. De resolutie in de afstand tot de bron (in de windrichting) is dus onbeperkt. De resolutie loodrecht op de windrichting wordt voor probabilistische berekeningen bepaald door de sectorhoek. Door de middeling gedurende een jaar zal dit geen beperkende factor zijn.

Beperkingen

- o Resuspensie wordt niet gemodelleerd
- o Deeltjesgrootte is in aanleg beperkt tot 1 μm deeltjes. Echter, daar de deeltjesgrootte alleen van invloed is op parameters als v_d , dosisconversiecoëfficiënten e.d. kan men een deeltjesgrootteverdeling simuleren door de activiteit van een nuclide te verdelen over meerdere dummy-nucliden met verschillende parameterwaarden. Effecten als het uitzakken van aerosolen onder invloed van de zwaartekracht worden niet gemodelleerd.
- o Het Gaussisch pluimmodel is toegepast met een constante meteokarakteristiek en een niet veranderende menglaaghoogte; de gebruikte aannames leggen beperkingen op aan de bepaling van o.a. concentratie en depositie
- o Het brondepletiemodel overschat de depositie nabij de bron.

Aansluiting andere compartimenten

De modellering in *NUDOS* vindt integraal plaats. De verschillende compartimenten zijn in het computerprogramma gekoppeld. Dosisberekening vindt plaats voor inhalatie, externe bestraling na depositie en externe bestraling vanuit de pluim.

Zoals al is opgemerkt wordt resuspensie niet gemodelleerd en is de ingestiedosis berekening summier. Voor het koppelen van *NUDOS* aan andere compartimenten (water en bodem voor het berekenen van de dosis t.g.v. de ingestie van vis, vlees, melk e.d.) zal men derhalve gebruik maken van de berekende concentraties en de depositievelden.

Toepassingen en validatie

NUDOS is tot nu toe o.a. gebruikt voor de berekening van de dosis als gevolg van:

- o Reguliere lozingen uit nucleaire installaties [Hi90]
- o Lozingen uit een opslagplaats voor radioactief afval [CO89]
- o Diverse studies voor de Stuurgroep Project Herbezinning (Herbezinning Kernenergie): "gevolgen voor de omgeving" en invoergegevens voor bijv. de economische studies, uitvoerbaarheid van evacuatie en de ontwikkeling van interventiewerkwaarden.
- o Ondersteunende berekeningen voor het NPK en de tweede fase van het PKOB.

Het computerprogramma *NUDOS* zelf is niet gevalideerd. Het Nationaal Model, waarop *NUDOS* gebaseerd is, is gevalideerd voor concentraties voor een complex bronnengebied [KN76]. Het Nationaal Model is echter niet voor één enkele bron of depositie gevalideerd.

BIJLAGE B Beschrijving van het computerprogramma *COSYMA*

COSYMA (COde SYstem MAria) is ontwikkeld in het kader van het Europese project MARIA (Methods for Assessing the Radiological Impact of Accidents) door het Kernforschungszentrum Karlsruhe (KfK) i.s.m. de National Radiological Protection Board (NRPB). *COSYMA* is geschikt om zowel op deterministische als op probabilistische wijze de radiologische gevolgen van lozingen door met name kerncentrales voor Europa te berekenen. Daarbij kan worden gerekend vanaf de lozing via de atmosferische verspreiding tot de dosis en het mogelijke aantal doden, eventueel met inbegrip van tegenmaatregelen.

Beschikbaarheid en documentatie

Een versie van het computerprogramma *COSYMA* is operationeel bij de KEMA en het ECN. *COSYMA* wordt beschreven in [Pa88], [Eh87], [Eh88], [Fi88], [Wo90], [Jo90] en [CO91]. Een PC-versie met een iets beperkter toepassingsgebied is beschikbaar sinds 1993. Van dit pakket is sinds november 1995 versie 2.0 gereed [Jo95, CO95].

Gemodelleerde processen

De modellering van de luchtverspreiding in *COSYMA* vindt voor de korte afstand plaats via de Gaussische pluimbenadering, eventueel gemodificeerd tot een gesegmenteerde pluim of een puffbenadering. Voor de lange afstand wordt een puffbenadering met trajectoriën gevolgd. Bij een probabilistische aanpak worden verschillende locatiespecifieke weersequenties, gesampled uit een meteodatabase (uurgegevens), doorgerekend.

Droge depositie wordt afhankelijk van de bodemruwheid gemodelleerd waarbij pluimdepletie wordt meegenomen. Voor de natte depositie wordt gebruik gemaakt van 'wash-out' coëfficiënten, afhankelijk van de neerslagintensiteit.

Voor de korte afstand geldt een brondepletie model.

Afhankelijk van de situatie en de modellen worden pluimstijging, gebouwinvloeden en lift-off effecten in beschouwing genomen.

Afhankelijk van de afstand waarover de berekeningen worden uitgevoerd wordt, afhankelijk van de stabiliteitsklasse, een constante menglaaghoogte genomen waarbij de pluim de laag niet kan binnendringen (korte afstand) danwel een variabele menglaaghoogte genomen waarbij de pluim deze grenslaag doorbreekt en daar tijdelijk geïsoleerd raakt (lange afstand).

De dispersieparameters σ_y en σ_z zijn door de gebruiker in te stellen voor de verschillende bronhoogtes en stabiliteitsklassen.

Moeder-dochter relatie wordt meegenomen in de verspreidingsberekening, maar na depositie op de grond wordt opname van dochters door gewassen gemodelleerd met een aangepaste conversiefactor voor ingestie van de moedernucliden.

Blootstellingswegen die in *COSYMA* worden beschouwd, zijn inhalatie (ook ten gevolge van resuspensie), externe bestraling vanuit de wolk en vanaf de bodem, externe bestraling door

radioactief materiaal dat gedeponerd is op de huid en kleding, en ingestie. Bij de ingestieroute kan nog worden opgemerkt dat voor berekening van de besmetting van een aantal standaard produkten gebruik gemaakt wordt van conversiefactoren. Eventuele andere voedingsprodukten kunnen worden toegevoegd en ook seizoensafhankelijkheid in de voedselketen kan beschouwd worden. Er zijn uitgebreide gegevensbestanden aanwezig over bv. landgebruik en bevolkingsverdeling voor geheel Europa op een grid van $10 \times 10 \text{ km}^2$; andere grids ($1 \times 1 \text{ km}^2$ en $5 \times 5 \text{ km}^2$) zijn mogelijk, maar moeten zelf gevuld worden. Dosisberekeningen worden standaard uitgevoerd voor volwassenen, maar andere groepen (bv. risicogroepen) zijn mogelijk.

Naast de berekening van de gevolgen van lozingen van diverse radionucliden kan met *COSYMA* ook de globale verspreiding van tritium gemodelleerd worden evenals de dosis hierdoor via de ingestieroute.

Invoer

- o Locatieafhankelijke bevolkingsdichtheid
- o Weergegevens
- o Brontermgegevens
- o Diverse parameterwaarden, zoals: ruwheidslengte, dispersieparameters σ_y en σ_z , brongeometrie (i.v.m. building-wake), pluimstijging, lift-off, voedselpakket, gewenste dosisconversiecoëfficiënten (sexe- en leeftijdsafhankelijk), afschermfactoren, maatregelen etc.

Uitvoer

- o Individuele en collectieve leukemie en kanker risico's als functie van de tijd, effecten (o.a. in volgende generatie), effecten tegenmaatregelen.
- o De uitvoer bestaat uit geïntegreerde lucht- en bodemconcentraties voor ieder gridpunt (verwachtingswaarden, frequentieverdelingen, percentielwaarden als een functie van de richting en de afstand tot de bron per nuclide).

Bereik en resolutie

Het bereik en de resolutie zijn in *COSYMA* grotendeels zelf te bepalen.

Beperkingen

- o Bij de inhalatiedosisberekeningen wordt uitgegaan van deeltjes met slechts één AMAD (bijvoorbeeld $1 \mu\text{m}$). Zie ook de beschrijving van *NUDOS*.
- o Nabij de bron worden de Gaussische pluimmodellen in vereenvoudigde vorm toegepast; de hier gebruikte aannamen leggen beperkingen op aan de bepaling van de concentratie en depositie

- o Brondepletie model overschat de depositie nabij de bron. Zie ook de beschrijving van *NUDOS*.
- o Diverse parameters en/of correctiefactoren [Wo90] zijn niet voldoende toegelicht in de handleiding en vragen een goed inzicht in het programma. Enige parameters (met name voor tegenmaatregelen) zijn specifiek voor Duitsland; aanpassing is echter mogelijk.

Aansluiting andere compartimenten

De modellering in *COSYMA* vindt integraal plaats, maar koppeling aan het aquatische milieu moet plaats vinden via depositievelden.

Toepassingen en validatie

De KEMA heeft *COSYMA* gebruikt voor modellering van emissies door de Kerncentrale Borssele en voor gevolganalyses van diverse nieuw ontworpen kerncentrales (in het kader van SEP-studies). Modellering van emissies door de Kerncentrale Dodewaard m.b.v. *COSYMA* is momenteel onderwerp van studie. Er zijn maatregelen in het kader van het NPK doorgerekend [Wo90]. Tevens neemt de KEMA met *COSYMA* actief deel aan een benchmark studie van de EG met OECD/NEA. Door het ECN, dat ook in het bezit is van *COSYMA*, wordt vooral op softwareniveau naar het model gekeken, bijvoorbeeld door vergelijking van de uitvoer van *COSYMA* met die van het eigen programma *NUDOS*. Zo zijn reeds enkele gebreken of fouten vastgesteld bij *COSYMA*.

Gezien het Europese karakter van het MARIA-project wordt *COSYMA* ondersteund vanuit Brussel (EG), d.w.z. via cursussen en updates. Het is gebruikers geoorloofd veranderingen aan te brengen in de source, mits deze gemeld worden aan Brussel.

COSYMA als zodanig is niet gevalideerd. Er zijn wel onzekerheidsanalyses uitgevoerd voor berekening van concentraties en depositie met het rechtlijnige Gaussische pluimmodel en voor de berekening van de daaruitvolgende doses.

In de benchmark studie van de EG i.s.m. OECD/NEA werken acht verschillende groepen met *COSYMA* (verder diverse groepen met o.a. de ongevalsconsequentie-codes *CONDOR* (UK) en *MACCS* (USA)).

BIJLAGE C Beschrijving van het computerprogramma *OPS*

OPS (Operationeel Prioritaire Stoffen model) is een Lagrangiaans pluimmodel ontwikkeld door het RIVM/LLO [Ja93b, Ja95]. Op korte afstanden is de luchtverspreiding gebaseerd op het Nationaal Model [KN76].

Beschikbaarheid en documentatie

Een beschrijving van *OPS* evenals een specificatie en validatie daarvan aan data van de landelijke meetnetten luchtkwaliteit en regensamenstelling wordt gegeven in [Ja91, Ja95].

Gemodelleerde processen

De atmosferische dispersie is voor korte afstanden gebaseerd op het Nationaal Model [KN76] en [WV84]. De pluim is vertikaal Gaussisch (tussen bodem en menglaag) en horizontaal een sector van $\pi/6$ radialen. Voor de concentratiebepaling wordt een statistische verdeling van de meteorologie aangenomen, waarna berekende concentraties met gewichtsfactoren worden opgeteld. De belangrijkste verschillen met het Nationaal Model zijn:

- o Per meteoklasse worden de actuele (gemeten) windsnelheid en de actuele (berekende) menglaaghoogte gebruikt. De meteogegevens zijn afhankelijk van zowel de stabiliteitsklasse als de sector. Zo wordt de regenfractie afhankelijk van de meteoklasse en de sector bepaald.
- o Reservoirlaagpenetratie wordt gemodelleerd.
- o Droge en natte depositie worden beide meegenomen. De concentratie wordt gecorrigeerd voor het verlies door depositie. Droge depositie is afhankelijk van meteo en oppervlakteweerstand in brondepletie benadering, aangepast met een concentratiegradiënt nabij het oppervlak. Natte depositie nabij bron volgens een 'wash-out' benadering (apart voor deeltjes en oplosbare gassen), op grotere afstand een gecombineerde 'wash-out'/'rain-out' benadering (voor gassen en deeltjes).
- o Lineair verval van de geloosde stof (radioactief verval, chemische omzetting) kan worden meegenomen en wordt beschreven als brondepletie.
- o *OPS* kan alleen probabilistisch gebruikt worden. Er wordt standaard een frequentieverdeling van de meteo over de verschillende meteoklassen gebruikt, gebaseerd op de meetgegevens van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) in de jaren 1977-1988. De meetgegevens van het LML wijken hierbij in lichte mate af van de KNMI meetgegevens door de plaats van de meetstations. Ook wijkt de indeling in meteoklassen af van het Nationaal Model.

De meteokarakteristiek kan gekozen worden voor geheel Nederland of een van de zes regio's. De minimale tijdsduur waarvoor *OPS* gedraaid kan worden is een maand. Er zijn standaard drie verschillende meteokarakteristieken voor verschillende afstanden

bron-receptor: 0 km, 100 km en 600 km. Voor tussenliggende afstanden wordt lineair geïnterpoleerd.

- o De menglaaghoogte is variabel in *OPS*. Op grotere afstand van de bron neemt *OPS* een grotere menglaaghoogte aan.
- o De windrichting verandert met de hoogte. Voor de hoogte van de bron wordt de windrichting gecorrigeerd. Bij de verspreiding wordt deze correctie voor alle windrichtingen op alle afstanden constant genomen.
- o Dagelijkse (vaste) variaties van de emissie kunnen expliciet in de berekening meegenomen worden.
- o De deeltjesgrootte van de emissie kan in verschillende klassen worden verdeeld.

De brongeometrie wordt in *OPS* niet meegenomen, wel het type bron:

- o Puntbron met of zonder warmte-inhoud, te verwaarlozen diameter, op hoogte > 0 m
- o Oppervlaktebron (vierkant of cirkelvormig, met of zonder warmte-inhoud, doorsnede 10 m - 500 km, op hoogte > 0 m met evt. initiële spreiding in vertikaal)

Invoer

- o Algemeen (stof, molecuulgewicht, diffusieconstante), berekening voor één stof tegelijk
- o Brongegevens (emissie (g s^{-1}), warmte-inhoud (MW), schoorsteenhoogte, brondiameter, hoogteverdeling (bij oppervlaktebronnen), tijdgedrag, locatie); diverse bronnen zijn tegelijkertijd mogelijk.
- o Receptorkeuze, coördinaatkeuze (Rijks Driehoek Metingen voor geheel Nederland met een resolutie van 10 km), specifieke locatie of voor geheel Nederland
- o Klimatologie (lange termijn, jaar, zomer of winter; voor geheel Nederland of één van 6 regio's binnen Nederland)
- o Ruwheidslengte (in omgeving bron) voor initiële verspreiding
- o Verliesparameters (deeltjesgrootte (5 klassen), (bodem)oppervlakteweerstand, scavenging verhouding, omzettingssnelheid (chemisch omzetting))

Uitvoer

- o Concentratie (per receptorpunt of per rasterpunt als een raster van receptoren (bv. geheel Nederland) is gekozen)
- o Droge depositie (idem)
- o Natte depositie (idem)
- o Totale depositie (idem)

Bereik en resolutie

Door de gebruikte klimatologische gegevens beperkt het receptorgebied zich tot Nederland en directe omgeving; het brongebied kan echter veel groter zijn en is beperkt door het gebruik van een meteokarakteristiek van één plaats.

Het receptorgebied is in te delen in een cartesiaans rooster met maximaal 65×65 rasterpunten en 35×35 rasterpunten bij gebruik op respectievelijk een HP9000 en een IBM-PC (of compatible). De kleinste afstand tot de bron mag niet minder zijn dan 50 m of 100 m voor ruwheidslengten van $< 0,25$ m respectievelijk $\geq 0,25$ m.

Er wordt gewerkt met een sectorhoek van $\pi/6$. De resolutie in de afstand tot de bron is onbepaald.

Beperkingen

- o Resuspensie wordt niet gemodelleerd
- o Ingroei van radioactieve dochters kan nog niet worden gemodelleerd
- o Een deterministische berekening is niet mogelijk

Aansluiting andere compartimenten

De modellering in *OPS* is volledig gericht op luchtmodellering. Resuspensie wordt niet gemodelleerd. De interface met de bodem wordt gevormd door depositievelden (nat en droog) en een concentratieveld.

Toepassingen en validatie

OPS is toegepast voor:

- o Emissie van een kolengestookte centrale
- o Basisdocumenten (Benzeen en Tolueen, Fluoriden, Naftaleen, Fenantreen en Benzo(a)pyreen)
- o Emissie van een vuilverbrandingsinstallatie (dioxines, zware metalen, dibenzofuranen)
- o De landelijke verspreiding van verzurende stoffen (SO_x , NO_x , NH_y)
- o Depositie van metalen op de Noordzee

Voor korte afstanden (enkele kilometers van de bron) is *OPS* vergeleken met het Nationaal Model (voor validatie van het Nationaal Model zie beschrijving van *NUDOS*). Hierbij bedragen de verschillen tussen *OPS* en het Nationaal Model maximaal 35% [Ja91].

Regionaal is in een complex bronnengebied (Zuid-Holland) de berekende SO_2 -concentratie vergeleken met metingen van het Landelijk Meetnet voor Luchtkwaliteit (LML), gemiddeld over 5 jaar. De afwijking in de gemiddelde waarden ligt op max. 6%. Voor de 30 LML-metstations is een ruimtelijke correlatie van 0,91 gevonden tussen berekend en gemeten waarden en een r.m.s.-waarde van 13%.

Op landelijke schaal is voor 99 rasterstations van het LML een ruimtelijke correlatiecoëfficiënt gevonden van 0,95 en een r.m.s.-waarde van 10%. Verder is voor emissie van één bron de berekende deposities vergeleken met de gemeten geaccumuleerde concentraties van dioxines in de bovenste bodemlaag rond een vuilverbrandingsinstallatie, van 1 km tot 8 km van de bron. Zowel in het verloop als de absolute waarde was de overeenstemming goed [Ma91, SI92].

Op grond van de validatiestudies wordt de fout in de berekende concentratie en depositie op regionale schaal kleiner geacht dan 20% voor middeling over een jaar en kleiner dan 40% voor middeling over een maand.

BIJLAGE D Beschrijving van het computerprogramma *STACKS*

STACKS (Short Term Air pollutant Concentrations; KEMA modelling System) is een Gaussisch pluimmodel ontwikkeld door de KEMA. Met dit model kunnen uurgemiddelde concentraties en deposities van luchtverontreiniging afkomstig uit hoge of lage schoorstenen worden berekend in een lokaal gebied. Het model is speciaal ontwikkeld voor hoge schoorstenen maar is ook toepasbaar voor lage schoorstenen en is van toepassing op de verspreiding van stof en gassen.

Beschikbaarheid en documentatie

Een beschrijving van *STACKS* wordt gegeven in [Ba91, Er91, Ro93b].

Gemodelleerde processen

In *STACKS* worden naast atmosferische verspreiding, pluimstijging en gebouwinvloeden ook natte en droge depositie gemodelleerd. De gemiddelde concentratie wordt bepaald aan de hand van uurgemiddelde waarden van de benodigde meteorologische grootheden.

De belangrijkste verschillen met het Nationaal Model zijn:

- o *STACKS* maakt geen gebruik van stabiliteitsklassen maar berekent de dispersiecoëfficiënten direct uit wind- en turbulentiemetingen.
- o Droge en natte depositie worden gemodelleerd.
- o Radioactief verval wordt meegenomen.
- o In *STACKS* is een module opgenomen die de omzetting van NO naar NO₂ berekent onder invloed van O₃.
- o De menglaaghoogte kan variabel in de berekeningen meegenomen worden.
- o Voor de pluimstijgberekeningen wordt uitgegaan van een gelaagde atmosfeer, voor iedere laag, met een dikte van 100 m, wordt afhankelijk van de warmte-inhoud, temperatuur en windsnelheid de pluimstijging berekend.
- o De windrichting kan afhankelijk van de hoogte ingesteld worden.
- o Dagelijkse variaties van de emissie kunnen meegenomen worden.
- o De deeltjesgrootte (< 100 µm) is variabel instelbaar (5 klassen, afhankelijk van diameter en gewichtspercentage).

Invoer

- o Brongegevens (emissiehoeveelheid, warmte-inhoud, schoorsteenhoogte, afmetingen van het gebouw en geometrische coördinaten). Dagelijkse variaties in de emissie kunnen meegenomen worden.
- o Meteorologie (uurgemiddelde waarden), deze kan op twee manieren opgegeven worden:

- 1) Er kan gebruik gemaakt van de standaard meteorologie aan het oppervlak (windsnelheid en -richting, temperatuur en globale straling). De overige parameters, zoals de grenslaaghoogte, wind- en turbulentieprofielen, worden afgeleid.
 - 2) Ook is er een uitgebreide data-base voorhanden waarin hoogteprofielen van alle meteorologische parameters, zoals windsnelheid, -richtingen, temperatuur, turbulentie en menglaaghoogte, als uurgemiddelde waarden zijn opgeslagen. De profielen zijn afgeleid uit routinematige balonsonderingen.
- o Voor NO₂-berekeningen moet een tijdreeks van uurgemiddelde O₃ en NO₂ achtergrondconcentraties beschikbaar zijn.
 - o Voor depositieberekeningen moet een bestand met uurgemiddelde neerslaggegevens beschikbaar zijn.

Uitvoer

De tijdreeks met uurgemiddelde invoerparameters wordt doorgerekend voor één of meerdere bronnen in een rooster. Resultaten van het model bestaan uit concentraties en deposities, die zijn gemiddeld over de hele tijdreeks, en de concentratie verdeling op elk roosterpunt, waaruit percentielwaarden kunnen worden berekend. Hierbij behoeven geen aannamen gedaan te worden over de vorm van de verdeling, aangezien deze in zijn geheel beschikbaar is. De grid-georiënteerde concentratievelden, percentielwaarden en depositievelden kunnen door grafische pakketten tot overzichtelijke presentaties worden verwerkt.

Bereik en resolutie

STACKS is bruikbaar tot een afstand van ongeveer 40 km van de bron. De gemiddelde concentratie of depositie kan voor verschillende afstanden berekend worden.

Beperkingen

- o Berekeningen buiten een afstand van de bron van 40 km worden niet aanbevolen.
- o Resuspensie wordt niet gemodelleerd.
- o Alleen puntbronnen kunnen gemodelleerd worden.
- o Toepassingen voor andere terreintypen, dan waarvoor het model is gemaakt, geeft onzekere resultaten. Onder andere terreintypen wordt verstaan een andere topografie (bergen, heuvels, valleien). Ook gebieden met een andere klimatologie (windfrequenties, stabiliteiten en verticale gelaagdheden) moeten apart benaderd worden na opbouw van de daartoe geschikte bestanden.
- o Concentraties met een kortere middelingstijd dan een uur, kunnen met dit model (nog) niet geschat worden.
- o Afgassen met een duidelijk lagere temperatuur dan de buitenlucht, kunnen niet behandeld worden met dit model.

- o De invoerbestanden zijn niet zonder meer geschikt om de verspreiding boven zee-oppervlakken te berekenen.
- o Berekeningen voor stofdeeltjes met een significant aandeel van deeltjes met grotere diameters dan ongeveer 25 μm geeft onjuiste resultaten.

Aansluiting andere compartimenten

STACKS is volledig gericht op luchtmodellering. De aansluiting op bodem of water wordt gevormd door de berekende depositievelden.

Toepassingen en validatie

STACKS is toegepast voor verschillende Milieu Effect Rapportages van conventionele centrales (o.a. Maascentrale en Amer eenheid 9)

Resultaten van het model zijn vergeleken met een groot aantal meetresultaten. Zo werd gemeten bij conventionele centrales, de weerkundige mast van het KNMI en de kerncentrale Dodewaard door gebruik te maken van het tracer gas SF_6 . Het model blijkt in alle gevallen goede resultaten te geven [Er92]. Het model is ook vergeleken met andere modellen [Er92].

BIJLAGE E Het waterspreidingsmodel *DELWAQ*

DELWAQ (DELft Water Quality) is een 3-dimensionaal dynamisch model, dat aanvankelijk is ontwikkeld om het gedrag van opgeloste stoffen in aquatische systemen te beschrijven [WL91]. *DELWAQ* is aangepast om ook het transport van slib te beschrijven. *DELWAQ* lost de diffusievergelijking numeriek op. Het concept van *DELWAQ* is afgeleid van het EPA-model WASP, een door Hydrosience Inc (U.S.A) ontwikkeld model. *DELWAQ* is een compartimentenmodel waarbij de rekelementen elke willekeurige vorm mogen hebben. De voor *DELWAQ* benodigde input is:

- o Waterbewegingen en geometrie;
- o Belastingen;
- o Beginconcentraties;
- o Randvoorwaarden: concentraties aan de systeemgrenzen;
- o Gebruikersdefinities;
- o Informatie over de integratie en de tijdstappen.

De output kan bestaan uit de concentraties in de opgeloste fractie, het zwevend slib en het bodemslib. Het hydrologische patroon wordt berekend met behulp van hydrodynamische modellen. Bij een estuarium wordt de uitwisseling tussen de compartimenten berekend aan de hand van zoutgehalten. *DELWAQ*, of een applicatie daarvan, is geschikt voor het modelleren van meren, rivieren, zeeën en estuaria. In het model worden de volgende processen beschreven: sedimentatie/resuspensie, begraving/erosie, dispersie, diffusie, interactie poriewater-oppervlaktewater, coalgulatie, bioturbatie (via resuspensie en de dikte van de uitwisselingslaag in de bodem), niet-lineaire degradatie en chemische reacties tussen de opgeloste stoffen. Tot augustus 1991 was het niet mogelijk *DELWAQ* te gebruiken voor de beschrijving van het transport van radionucliden. Tot dan werd *DELWAQ* wel gebruikt om het transport van zware metalen te beschrijven. In 1985 is het gebruikt bij de beoordeling van mogelijke locaties voor nieuwe kerncentrales in Nederland [WL85] en voor de berekening van de effecten van tritiumlozingen in het IJsselmeer. Hierbij werd gebruik gemaakt van het hydrodynamische model *WAQUA* ter berekening van de stromingsprofielen in het IJsselmeer. Verder is het programma gebruikt om het zoutgehalte in het Eems-Dollard-estuarium, het Cd-concentratie-profiel in het zuidelijke deel van de Noordzee, en de effecten van lozingen van zware metalen, pesticiden, en PCB's in de Westerschelde [WL90] te berekenen. Voor de verspreiding van organische microverontreinigingen als PCB's werd *IMPAQT*, een *DELWAQ*-variant, gebruikt. Verder kan de *DELWAQ*-output gebruikt worden voor het dynamisch modelleren van de accumulatie van microverontreinigingen in de aquatische voedselketen met het model *UPTAQE*.

BIJLAGE F Waterverspreidingsmodellen voor het IJsselmeer: KEMA, RIZA en Waterloopkundiglaboratorium

KEMA

In 1990 ontwikkelde de KEMA een model dat de processen van het *SEABED-COLDOS* model als grondslag heeft [Ni88]. *SEABED-COLDOS* is toegepast om de collectieve dosis te schatten voor de EEG-bevolking als gevolg van de besmetting van de Ierse Zee. *SEABED-COLDOS* kan dynamisch modelleren en is voor een meer en een zee toegepast. Gemodelleerde processen zijn: sedimentatie/resuspensie, begraving/erosie, interactie poriewater-oppevlaktewater, bioturbatie en radioactief verval.

De KEMA-applicatie berekent de gevolgen voor het ecologische systeem van een eenmalige depositie van radionucliden op het IJsselmeer. Het werd gevalideerd met metingen uitgevoerd na het reactorongeluk in Tsjernobyl. Het model rekent de concentraties in water, sediment en in de voedselketen uit.

RIZA

In 1980 stelde het toenmalige DBW/RIZA, in het kader van het onderzoek naar vestigingsplaatsen van nieuwe centrales, een model op om het verloop van de radionuclidenconcentratie in water en slib in het IJsselmeer in te schatten na een ongeluk in een aan het IJsselmeer geplaatste kernreactor. Het model is derhalve dynamisch waarbij het meer als één compartiment is beschouwd; het is niet gevalideerd. In 1985 is dit model verder uitgewerkt en werd ook de sediment-water interactie nader beschreven. Beschreven processen zijn: sedimentatie/resuspensie, begraving/erosie en verval van radionucliden.

Waterloopkundig Laboratorium

In het kader van de herbezinning kernenergie werden door het Waterloopkundig Laboratorium de gevolgen van reactorongelukken voor de Nederlandse wateren berekend [WL88]. Voor ongelukken met centrales op twee mogelijke locaties, bij Moerdijk en in de Noordoostpolder aan het IJsselmeer, werd de dosis voor de bevolking berekend. Elk wateroppervlak wordt door één compartiment beschreven. Het model is dynamisch, niet gevalideerd en beschouwt de volgende processen: sedimentatie/resuspensie, begraving/erosie en radioactief verval. Een aantal mogelijke secundaire belastingspaden werd in rekening gebracht, zoals consumptie van drinkwater, vis en landbouwproducten, irrigatie, recreatie etc.

BIJLAGE G Het waterverspreidingsmodel *SimpleBox*

SimpleBox is één van de "Simple"-modellen die zijn ontwikkeld om de effecten, het gedrag en het uiteindelijke lot van organisch en anorganisch afval te schatten, en geeft inzicht in de complexe interacties tussen verontreinigende stoffen in het milieu [Me93], zowel in de opgeloste als de zwevend slibfractie. Het model is ontwikkeld door het RIVM en berekent de risico's van nieuw ontwikkelde stoffen voor mens en milieu. Het model beschrijft een standaard ecosysteem, en is geschikt voor een meer, een zee of een rivier. Het model berekent de steady-state-situatie maar kan ook dynamisch modelleren. Het model is niet gevalideerd omdat het uitgaat van een standaard ecosysteem.

BIJLAGE H Het verspreidingsmodel *MiniBIOS*

MiniBIOS berekent het transport van radionucliden in de biosfeer als gevolg van het vrijkomen van radionucliden uit ondergrondse opslagplaatsen voor radioactief afval, en de uiteindelijke dosis voor de mens [Ma91b, Ui93]. Het model is meer dan een aquatisch model alleen, en is niet gevalideerd maar wordt wel in BIOMOVs studies met andere modellen vergeleken [BI92]. Naast het aquatische transport in rivieren en zeeën beschrijft *MiniBIOS* ook het transport in de bodem. Door zijn flexibele structuur kan zowel op lokale, als op regionale en mondiale schaal worden gemodelleerd. *MiniBIOS* is een dynamisch model. Voor de beschrijving van de processen tussen en in de compartimenten wordt met overdrachtscoëfficiënten gewerkt. Er wordt rekening gehouden met secundaire paden als het gebruik van drinkwater, irrigatie, de overdracht van sediment naar land door baggeren of overstromingen. Voor de concentratie in dierlijke organismen wordt gebruik gemaakt van concentratiecoëfficiënten. De output bestaat uit de concentratie van radionucliden in elk compartiment en de individuele dosis als gevolg van blootstellingspaden als externe bestraling, consumptie van vis en landbouwproducten, en de inhalatie van geresuspendeerd materiaal en seaspray. Processen die worden beschreven zijn: sedimentatie/resuspensie, begraving/erosie, diffusie, interactie poriewater-oppervlaktewater, en radioactief verval. Met behulp van *MiniBIOS* kan het transport in rivieren, zeeën, en oceanen worden gemodelleerd. Het is niet mogelijk het concentratieverloop van radionucliden in estuaria te voorspellen, daar *MiniBIOS* een estuarium beschouwt als een zee-rivier overgang waar alleen de resorptie van radionucliden in de sedimentlaag wordt gemodelleerd. Voor de Westerschelde zou dit een nalevering van radionucliden vanuit het sediment naar de waterkolom zijn als gevolg van een toenemend zoutgehalte richting Noordzee. *MiniBIOS* is toegepast bij het RIVM om de mogelijke dosiseffecten van de opslag van nucleair afval in zoutkoepels te berekenen [La93].

BIJLAGE I Het waterverspreidingsmodel *O'Kane*

Het door O'Kane ontwikkelde eendimensionale model berekent de gevolgen van lozingen van organisch afval voor de zuurstofhuishouding in een estuarium. Het model berekent de steady-state en is toegepast op het Ierse Lee-estuarium [OK80], op het Taag-estuarium in Portugal [Ca88] en op de Westerschelde in Nederland (ongepubliceerde data) en is voor een aantal toepassingen gevalideerd. De Westerschelde applicatie berekent activiteitsconcentraties in de opgeloste fractie, het zwevend slib en het bodemslib. Secundaire verspreidingspaden worden niet beschouwd. De volgende processen zijn meegenomen: sedimentatie /resuspensie, begraving/erosie, en radioactief verval.

BIJLAGE J Modellen toepasbaar voor de beschrijving van transport van radionucliden in de bodem.

In Nederland is een grote variatie aan modellen die het transport in de bodem beschrijven beschikbaar. Ze verschillen van elkaar in beschreven transportprocessen (advectie, dispersie, diffusie), interacties en reacties (adsorptie, precipitatie), laagopbouw, ruimtelijke indeling, etc.. Uitgebreide inventarisaties en beschrijvingen van modellen zijn o.a. te vinden in Cramer [Cr87] en het modellenbestand van bureau SAMWAT van TNO, gevestigd in Delft (SAMenwerking op het gebied van onderzoek t.b.v. het WATERbeheer).

Uit de inventarisatie van Cramer [Cr87] zijn de modellen van belang, die de concentratie van opgeloste stoffen bij niet-conservatief transport beschrijven. Bij slechts twee van de vermelde modellen wordt met radioactief verval rekening gehouden (GROKWA van het Waterloopkundig Laboratorium en VERA van Grondmechanica Delft). Volgens de inventarisatie van SAMWAT zijn vervalketens hierbij niet gemodelleerd.

Het modellenbestand van SAMWAT, dat uitgebreider is dan de inventarisatie van Cramer [Cr87] vermeldt nog twee andere modellen waarin radioactief verval is opgenomen, nl. STIWACO en DELWAQ. In beide gevallen zouden vervalketens beschreven zijn. Het Waterloopkundig Laboratorium dat DELWAQ heeft ontwikkeld, is met de modellering van dit onderdeel bezig.

Bij het Laboratorium voor Bodem en Grondwater van het RIVM is een aan VERA verwant model in gebruik (METROPOL) waarin moeder-dochter relaties zijn gemodelleerd.

In de overzichtstabellen die de inventarisatie van Cramer afsluiten, wordt nog een aantal modellen vermeld die na aanpassing voor radioactief verval transport van radionucliden kunnen beschrijven. Gemakshalve wordt volstaan met een opsomming en summiere beschrijving van enkele modellen, onderverdeeld in twee groepen, en een verwijzing naar de gedegen, zeer gestructureerde en vrij volledige informatie van Cramer en SAMWAT.

Modellen voor transport van stoffen in de onverzadigde zone van de bodem

DIFFUMBOD, uitgebreid in TRABESBOD (beide afkomstig van het van Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, Wageningen), ontwikkeld voor beschrijving van 1-dimensionaal transport van bestrijdingsmiddelen, eventueel toe te passen voor beschrijving van gedrag van ¹⁴C-gemerkte verbindingen.

Modellen voor transport van stoffen in zowel verzadigde als onverzadigde zone

Een aantal van de hier te vermelden modellen vertoont gelijkenis met het bodem-model in het BIOS-programma (NRPB) [La84, NC79], dat is gebaseerd op de uitgangspunten samengevat door de [IA82]. TRADE (Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding), TRANSP.CSM en de door Cramer [Cr87] met I-18 aangegeven methode zijn hieraan

verwant. Het gaat hierbij om deterministische zogenaamde mengreservoir of compartimenten modellen.

ONZAT (Laboratorium voor Bodem en Grondwater, RIVM) beschrijft 1-dimensionaal verticaal transport door advectie, diffusie, en dispersie, lineaire en niet-lineaire adsorptie, eerste-orde afbraak, evapo(transpi)ratie.

SOTRAS (Laboratorium voor Bodem en Grondwater, RIVM) beschrijft kationenuitwisseling en 1-D kationentransport door convectie en diffusie in een homogene grondkolom. Onderscheiden worden mobiel en stagnant water, resident en contaminant kationen.

DELWAQ: voornamelijk toegepast voor aquatische systemen. Voor nadere informatie wordt verwezen naar de inventarisatie voor het compartiment water, waarvoor het model in eerste instantie is ontwikkeld.

BIJLAGE K Tabellen**Tabel 3.1** Literatuurwaarden voor de droge depositiesnelheid v_d [m s^{-1}]

	[Bu90]	[IA82]	[St86]
elementair jodium	1×10^{-2}	4×10^{-2}	
gebonden jodium	1×10^{-4}	2×10^{-4}	
aërosolen	$1,5 \times 10^{-3}$	2×10^{-3}	1×10^{-2} *

* droge depositie waarden variëren van 10^{-2} tot 10^{-4} m s^{-1} . De aangegeven waarde voor aërosolen (inclusief jodium) vormt een bovengrens

Tabel 3.2 Literatuurwaarden voor de regencoëfficiënt Λ [s^{-1}]

	[Bu90]	[IA82]	[St86]
elementair jodium	7×10^{-5}	$1,1 \times 10^{-4}$	
gebonden jodium	7×10^{-7}	$\ll 1 \times 10^{-4}$	
aërosolen	7×10^{-5}	$1,6 \times 10^{-4}$	1×10^{-4} *

* gekozen door Gezondheidsraad; regenintensiteit bij benadering 2 mm uur^{-1}

Tabel 3.3 Parameters van belang bij resuspensie bij een homogeen verdeelde activiteit

parameter	omschrijving	waarde
a_r	stofconcentratie in lucht, kg m^{-3}	37×10^{-9} [Me87]
ρ	dichtheid van de bodem, kg m^{-3}	1300 [Ko87]

Tabel 4.1 K_d -waarden (Bq kg^{-1})(Bq m^{-3})⁻¹ voor verschillende radionucliden [Kö89].

nuclide	zee, estuarium	meer, rivier	bodem
Ac	2000	60	3
Am	2000	30	3
Cm	2000	30	3
Co	200	1	5
Cs	3	20	0,3
Eu	500	10	1
I	0,02	0,2	0,0
Nb	500	100	2
Ni	100	10	0,08
Np	5	30	0,05
Pa	1000	30	0,6
Pb	200	30	5
Po	20000	30	1
Pu	100	30	1
Ra	5	5	0,2
Se	100	4	0,01
Sm	2000	60	0,6
Sn	1	200	0,25
Sr	1	1	0,03
Tc	0,1	0,2	0,0
Th	2000	10	60
U	1	1	0,04
Zr	1000	60	0,2

Tabel 4.2 Zwevend slibgehalte, Z_s (kg m^{-3})

	Z_s
rivier	0,02 ¹
meer	0,02 ²
estuarium	0,1 ³
zee	0,01 ¹

¹ [Kö89], ² [Ba88], ³ [WL91]

Tabel 4.3 Defaultwaarden voor het debiet en de snelheid van het sediment.

	[La93]
F ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)	10^7
v_{sed} (m a^{-1})	200

Tabel 5.1 Waarden van parameters die de uitspoeling van de radionucliden in de bodem beïnvloeden

parameter	omschrijving	waarde
$P - E$	neerslag overschot, m a^{-1}	0,35
I	irrigatie, m a^{-1}	0,10
h	dikte van compartiment, m	0,20
		0,10 (weidegras)
Θ	relatieve vochtigheid	0,20
ρ	dichtheid van de bodem, kg m^{-3}	1300

Tabel 6.1 Concentratiecoëfficiënten, B_v ($Bq\ kg^{-1}$ versgewicht plant)($Bq\ kg^{-1}$ droge grond)⁻¹ per radionuclide en gewas [Kö89].

	bladgroente	graan	wortel- of knolgewas	gras
Ac	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$
Am	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
Cm	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
Co	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$
Cs	$2,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
C	$2,0 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-1}$	$7,3 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-3}$
Eu	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$
I	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
Nb	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$
Ni	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
Np	$1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-4}$
Pa	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$
Pb	$7,0 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-2}$
Po	$1,0 \times 10^{-3}$	$9,0 \times 10^{-6}$	$6,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-3}$
Pu	$1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-4}$
Ra	$3,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$
Se	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$
Sm	$1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Sn	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^0$
Sr	$2,0 \times 10^{-1}$	$8,0 \times 10^{-2}$	$6,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$
Tc	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$
Th	$4,0 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-3}$
U	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$
Zr	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$

Tabel 6.2 Retentiefactoren [Si82] en opbrengsten voor enkele verschillende gewasklassen [CB91].

Gewasklasse	μ (m ² kg ⁻¹)	$Y^{#)$ (kg m ⁻²)
gras	2,9	1,3
groente	0,36	3,8
graan	0,13	0,7
knol- en wortelgewassen	0,14	4,6

^{#)}Y is hier de zogenaamde staande biomassa; bij de groenten en granen komt dit overeen met de totale massa die geoogst wordt; bij gras bedraagt de totale oogst ongeveer 7,4 kg m⁻² per jaar en is hier een gemiddelde “oogst” door begrazing gegeven gebaseerd op [Kö91].

Tabel 6.3 Het aandeel van de verschillende componenten van het voedselpakket voor runderen (afgeleid uit [La93]).

Consumptie door koe	Hoeveelheid
water	24 L d ⁻¹
plantaardig voedsel (gras, hooi, kuilvoer e.d.)	14 kg ^{#)} droog materiaal d ⁻¹
grond	0,56 kg d ⁻¹

^{#)} komt ongeveer overeen met 70 kg vers gewicht [Jo81]

Tabel 6.4 Concentratiecoëfficiënten naar melk, F_m , en vlees, F_v [Bu90] voorzover deze een toevoeging vormen op de voorgeschreven coëfficiënten in [IA94].

	$F_m, (Bq L^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$	$F_v, (Bq kg^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$
Ac	2×10^{-5}	6×10^{-2}
Bi	5×10^{-4}	2×10^{-2}
Cm	2×10^{-5}	2×10^{-4}
C	2×10^{-2}	4×10^{-2}
Eu	2×10^{-5}	5×10^{-3}
La	2×10^{-5}	2×10^{-3}
Pa	5×10^{-6}	5×10^{-3}
Pb	3×10^{-4}	
Pm	2×10^{-5}	5×10^{-3}
Po	3×10^{-4}	
Pu	1×10^{-7}	
Ra	3×10^{-3}	
Rb	6×10^{-3}	
Ru	1×10^{-6}	
S		1×10^{-1}
Se	5×10^{-2}	2×10^{-2}
Sm	2×10^{-5}	5×10^{-3}
Sn	3×10^{-3}	8×10^{-2}
Th	5×10^{-6}	2×10^{-4}
Y	1×10^{-5}	
Zn	1×10^{-2}	

Tabel 6.5 Zwevend slibgehalte in enkele drinkwaterproductiegebieden [Ba88].

Oppervlaktewater	Zwevend slib gehalte ($kg m^{-3}$)
Biesbosch	5×10^{-3}
Andelse Maas	10×10^{-3}
Loenderveen	20×10^{-3}
Haringvliet	25×10^{-3} #1)
IJsselmeer	30×10^{-3} #2)

sterk afhankelijk van ¹⁾stroomsnelheid respectievelijk ²⁾windsnelheid

Tabel 6.6 Concentratiecoëfficiënten, B_p , en biologische halveringstijden, T_b , voor aquatische organismen. *) = [Kö89], **) = [Re70, Co83, Co84, Co84b], ng = niet gegeven

Nuclide	Mossel		Schaaldieren		Zeevis		Vis	
	B_p *)	T_b **)	B_p *)	T_b **)	B_p *)	T_b **)	B_p *)	T_b **)
^{241}Am	20000	10	500	ng	160	ng	30	ng
^{14}C	20000	ng	20000	ng	20000	ng	4600	ng
^{244}Cm	30000	10	500	ng	50	ng	30	ng
^{36}Cl	1	ng	1	ng	1	ng	1	ng
^{60}Co	5000	10	5000	10	1000	100	20	10
^{137}Cs	30	10	30	10	100	10	2000	10
^{129}I	50	ng	50	ng	10	1	50	1
^{210}Pb	1000	ng	1000	ng	200	ng	300	ng
^{210}Po	10000	ng	50000	ng	2000	ng	500	ng
^{239}Pu	3000	10	890	1	40	30	10	30
$^{228,226}\text{Ra}$	1000	ng	100	ng	500	ng	50	ng
^{90}Sr	100	10	10	0,1	3	100	30	100
^{99}Tc	1000	ng	1000	ng	30	ng	15	ng
$^{230,232}\text{Th}$	1000	ng	1000	ng	600	ng	30	ng
$^{234,238}\text{U}$	30	ng	10	ng	1	ng	10	ng

Tabel 6.7 Waarden voor de parameters blootstellingstijd t_a [Bu90] en bewaartijd t_b [Si91] voor verschillende producten.

	blootstellingstijd t_a (dagen)	tijd tussen oogst/slacht en consumptie t_b (dagen)
gras	30	0
bladgroente	60	5
wortel en knolgewassen	60	100
granen	60	100
melk	n. v. t.	3
vlees	n. v. t.	6

Tabel 6.8 Gemiddelde verblijftijden (t , dagen) van het water in de verschillende bekkens [Ba88]

	Verblijftijd
Andelse Maas	7
Biesbosch	21
Haringvliet	35
Loenderveen	30
IJsselmeer	150

Tabel 6.9 Reductiefactoren (%) bij de bereiding van voedsel [No90, No91].

	reductiefactor
graanprodukten	70%
overig voedsel	50%
melkprodukten	0%

Tabel 6.10 Inhalatietempi ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) als functie van de uitgeoefende activiteit volgens het nieuwe longmodel [IC94a] voor een volwassen man. Tevens is de verdeling over de verschillende activiteiten gegeven voor een zittend-werk verrichtende volwassen man [IC94a].

	inhalatietempo ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	zittend-werk verrichtende volwassen man ^{*)}
slapen	0,45	8 uur
rust, zitten	0,54	$2^{2/3}$ uur tijdens werk en 4 uur in vrije tijd
lichte arbeid	1,5	$5^{1/3}$ uur tijdens werk en 3 uur in vrije tijd
zware arbeid	3,0	1 uur in vrije tijd

^{*)} hierbij wordt uitgegaan van 8 uur slapen, 8 uur werken en 8 uur vrije tijd per dag