

RADIOACTIEVE STRALING UIT DE NEDERLANDSE BODEM

P.B.J.M. Oude Boerrigter

N.P.M. Winder

F.B. de Walle

TNO-SCMO

Delft

RADIOACTIEVE STRALING UIT DE NEDERLANDSE BODEM

P.B.J.M. Oude Boerrigter

N.P.M. Winder

F.B. de Walle

TNO-SCMO

Delft

Rapportage in opdracht van de Technische commissie bodembescherming

TCB A90/05-R

Leidschendam
december 1990

SAMENVATTING

Radioactieve straling uit de bodem wordt veroorzaakt door radionucliden in de bodem. Radionucliden kunnen op en in de bodem komen door depositie vanuit de atmosfeer, door afzetting van stoffen uit oppervlaktewater, door stroming in grondwater en door directe verspreiding op het bodemoppervlak. Vanuit de bodem kunnen radionucliden getransporteerd worden en door ingestie, uitwendige bestraling en inhalatie kan stralingsbelasting van mensen plaats vinden.

Straling uit de bodem vindt plaats door directe γ -straling en radonexhalatie. Bodemfactoren die van invloed zijn op de hoeveelheid straling zijn: radionuclidengehalte, vochtgehalte, textuur, structuur, profielopbouw, afdekkende lagen. Overige factoren die van invloed zijn, zijn bebouwing en luchtdruk.

Er is nog maar weinig onderzoek verricht naar de factoren die straling uit de bodem beïnvloeden en mogelijke beheersing van deze factoren.

In dit rapport zijn een aantal menselijke activiteiten onderscheiden, die een deel van de stralingsbelasting veroorzaken. Door kerncentrales en nucleaire toepassingen worden radioactieve stoffen in het milieu geloosd. Bij ongevallen met kerncentrales kunnen zeer grote hoeveelheden radioactieve stoffen worden geëmitteerd. Bij verbranding van fossiele brandstoffen komen vlieggas en vliegstof vrij waarop een verhoogde concentratie aan radionucliden aanwezig is. Niet-nucleaire industrieën maken gebruik van grondstoffen waar natuurlijke radionucliden in zitten. In de landbouw wordt gebruik gemaakt van kunstmest, waarin verhoogde gehalten aan radionucliden zitten.

De stralingsbelasting van de gemiddelde Nederlander bedraagt 2,5 mSv/jaar. Hiervan is ca. 80% uit natuurlijke bron. Ongeveer 3% van de stralingsbelasting wordt veroorzaakt door niet-medische menselijke activiteiten. De stralingsbelasting van straling uit de bodem bedraagt 0,81 mSv/jaar, waarvan 0,78 mSv/jaar van natuurlijke oorsprong.

De stralingsbelasting uit de bodem, afkomstig van menselijke activiteiten (0,03 mSv/jaar) heeft een individueel risico van $0,8 \cdot 10^{-6}$ /jaar tot gevolg. Het maximaal toelaatbaar individuele risico-niveau als gevolg van alle bronnen samen bedraagt

10^{-5} /jaar en wordt dus niet overschreden. Mogelijk kunnen bij concentraties van radionucliden, zoals het storten van afvalstoffen, overschrijdingen van het maximaal toelaatbare risico plaatsvinden.

Het risico dat de natuurlijke achtergrondstraling vormt is een factor 20 groter dan het risico door menselijke activiteiten.

Berekeningen van verspreiding in het milieu zijn vaak moeilijk te maken door gebrek aan voldoende gegevens en inzicht in de complexe processen. Hierdoor wordt het stellen van brongerichte eisen bemoeilijkt.

Dosislimieten voor individuen en groepen kunnen worden berekend op basis van gekwantificeerde toelaatbare risico's. Het is mogelijk om uitgaande van dosislimieten van de mens, concentratielimieten voor radionucliden in de bodem te berekenen. Hiervoor dienen echter relaties en belastingpaden gekwantificeerd te worden. Het is wenselijk normering van radionuclidegehalten in de bodem nader te onderzoeken. Hierbij is het van belang aan te sluiten op het onderzoek zoals dit momenteel reeds wordt verricht.

INHOUD

SAMENVATTING

INHOUDSOPGAVE

| | |
|--|----|
| 1 INLEIDING | 1 |
| 2 NATUURLIJKE RADIOACTIVITEIT UIT DE BODEM | 4 |
| 2.1 Relatie grondsoort en natuurlijke radionuclidengehalten | 4 |
| 2.2 Gammastraling uit de bodem | 7 |
| 2.3 Radongas uit de bodem | 8 |
| 3 VERSPREIDING VAN RADIOACTIEVE STOFFEN DOOR MENSELIJKE ACTIVITEITEN | 15 |
| 3.1 Kerncentrales en nucleaire toepassingen | 16 |
| 3.2 Verbranding van fossiele brandstoffen | 21 |
| 3.3 Niet-nucleaire industrieën | 25 |
| 3.4 Landbouw | 29 |
| 3.5 Conclusies | 29 |
| 4 BELASTINGPADEN EN CONCENTRATIELIMIETEN | 32 |
| 4.1 Belastingpaden | 32 |
| 4.2 Radionuclidengehalten in de bodem en risicobepaling | 35 |
| 5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN | 41 |
| 6 LITERATUURLIJST | 44 |
| 7 BEGRIPPENLIJST | 50 |

BIJLAGEN

- Bijlage 1 Stralingsgrootheden en -eenheden
- Bijlage 2 Gegevens van de U-238 en Th-232 vervalreeksen en van het verval van K-40
- Bijlage 3 Radioactiviteitsgehalte van grondsoorten in Nederland
- Bijlage 4 Stralingskaart en globale grondsoortenkaart van Nederland
- Bijlage 5 Concentratie van radon in de buitenlucht, gemeten op 1,5 m boven maaiveld, in Nederland
- Bijlage 6 Gegevens over exhalatie van radon uit de bodem van enkele bodemtypen in Nederland, Zweden en de Verenigde Staten

1 INLEIDING

In dit rapport wordt inzicht gegeven in de huidige kennis m.b.t. radioactieve straling uit de bodem in Nederland. Ingegaan wordt op de verschillende bronnen die zorgen voor straling uit de bodem en de gevolgen hiervan op de stralingsbelasting van mensen. Verder zal de wenselijkheid om tot normering te komen van gehalten van radioactieve stoffen in de bodem, aan de orde komen.

In de literatuur zijn veel gegevens te vinden over de stralingsbelasting van de mens via het milieucompartiment lucht, zowel van natuurlijke als kunstmatige bronnen. Minder is bekend over radioactieve straling en gezondheidsrisico's beschouwd vanuit het milieucompartiment bodem. Niettemin is radioactieve straling uit de bodem een nog zo breed onderwerp dat dit rapport slechts een inventariserend karakter kan hebben.

In Nederland zijn recent uitgebreide onderzoeken verricht naar straling uit de bodem. Dit gebeurde in het kader van het SAWORA-project (StralingsAspecten van Woonhygiëne en verwante RADio-ecologische problemen) dat deel uitmaakte van het Meerjaren Onderzoeksprogramma Stralen-bescherming (MOP-S) van het ministerie van VROM. Hoewel de nadruk van het SAWORA-onderzoek voornamelijk lag op de stralingsbelasting binnenshuis, zal regelmatig in dit rapport gebruik worden gemaakt van de resultaten uit bepaalde deelrapportages van het SAWORA-project. Op dit moment loopt in Nederland een onderzoeksprogramma naar REGuleerbare vormen van Natuurlijke Achtergrondstraling (RENA-project), dat een vervolg is op het afgesloten SAWORA-project.

Straling is een veelomvattend begrip waarbij diverse soorten onderscheiden kunnen worden. Dit rapport gaat over ioniserende stralingsvormen; α -, β - en γ -straling.

Ioniserende straling kan elektronen uit atomen losmaken. In levende cellen kunnen hierdoor veranderingen optreden die een risico voor de gezondheid kunnen opleveren. Vorming van tumoren of ontstaan van genetische afwijkingen kunnen het gevolg zijn.

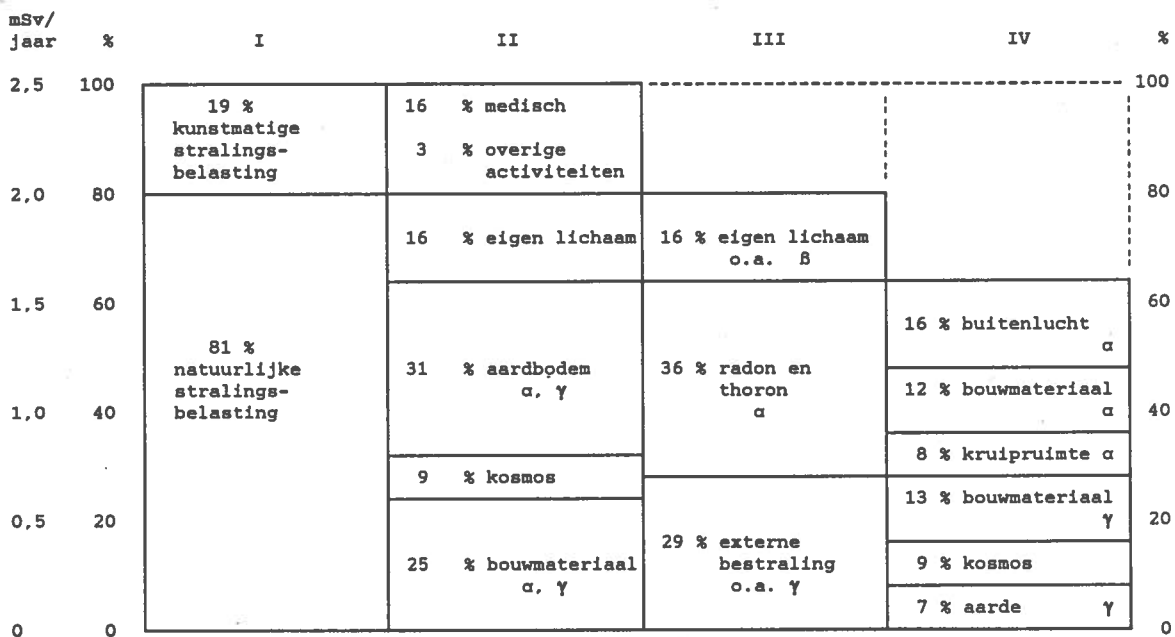
α -Straling bestaat uit heliumkernen, β -straling uit elektronen en γ -straling is een type elektromagnetische straling. γ -Straling dringt verder door in materie dan α - en β -

straling. α -Straling zorgt echter voor een grotere ionisatie dan β - en γ -straling (1). Bij het vaststellen van het dosisequivalent wordt dit verschil in werkzaamheid van de straling meegenomen.

Bronnen van ioniserende straling kunnen van natuurlijke of kunstmatige aard zijn. Kosmische straling, γ -straling uit de bodem en bodemmaterialen, straling uit van nature in voedsel en water aanwezige stoffen waren als natuurlijke bronnen al geruime tijd bekend. Pas in het laatste decennium is duidelijk geworden dat inademing van radioactief radongas en kortlevende vervalproducten hiervan, een belangrijk deel van de stralingsbelasting van de bevolking vormen. Daarnaast leveren nucleaire industrieën, bovengrondse kernproeven en enkele niet-nucleaire industrieën, een aandeel aan de stralingsbelasting afkomstig van kunstmatige bronnen. Figuur 1 geeft een indruk van het aandeel van diverse bronnen van radioactieve straling aan de stralingsbelasting van een gemiddelde Nederlander. De vier kolommen geven verschillende indelingen van de bronnen van stralingsbelasting weer.

De totale stralingsbelasting bedraagt voor de gemiddelde Nederlander 2,5 mSv/jaar (2). In bijlage 1 wordt de betekenis van enkele grootheden en eenheden van radioactieve straling beschreven.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt ingegaan op radionucliden die van nature in de bodem aanwezig zijn. In hoofdstuk 3 worden de menselijke activiteiten besproken, die zorgen voor een verhoging van de hoeveelheid radionucliden in de bodem. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de belangrijkste belastingpaden van de mens aan straling uit de bodem en wordt de stralingsbelasting getoetst aan risicogrenzen. In hoofdstuk 5 worden conclusies gegeven en aanbevelingen voor verder onderzoek.



Figuur 1 Aandeel van verschillende bronnen aan de stralingsbelasting van de gemiddelde Nederlander, in mSv/jaar en percentages van de gemiddelde stralingsbelasting. Kolom I geeft het aandeel van kunstmatige en natuurlijke straling. Kolom II geeft het aandeel van verschillende bronnen. In kolom III wordt het aandeel van de verschillende typen straling gegeven. Kolom IV geeft een andere indeling van de verschillende bronnen per type straling.
(bronnen: 2, 3, 4)

2 NATUURLIJKE RADIOACTIVITEIT UIT DE BODEM

Alle aardkorstmaterialen bevatten van nature radioactieve stoffen die bij het ontstaan van de aarde zijn gevormd. De belangrijkste radionucliden in de bodem zijn een isotoop van kalium (^{40}K) en isotopen van uranium (^{238}U) en thorium (^{232}Th) (1).

^{40}K vervalt onder uitzending van β - en γ -straling naar stoffen die stabiel zijn. ^{238}U en ^{232}Th vervallen via verschillende isotopen van radium (Ra), radon (Rn), polonium (Po), lood (Pb) uiteindelijk naar stabiel lood. Bij dit proces wordt α -, β - en/of γ -straling uitgezonden. In bijlage 2 zijn de vervalreeksen van ^{238}U en ^{232}Th weergegeven.

2.1 RELATIE GRONDSOORT EN NATUURLIJKE RADIONUCLIDENGEHALTEN

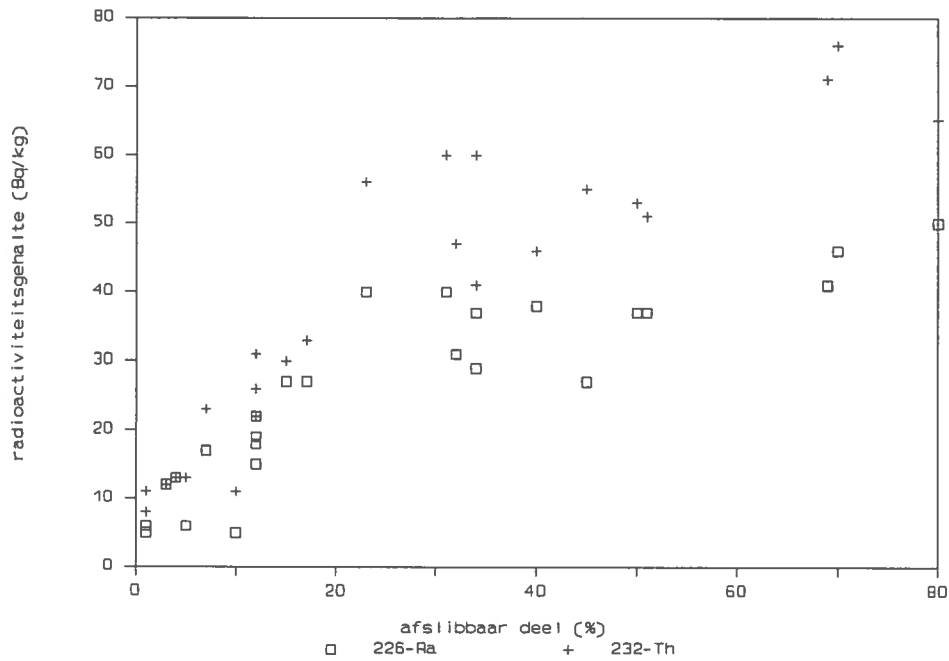
Vergeleken met het buitenland is het gedeelte van de achtergrondstraling veroorzaakt door straling uit de bodem in Nederland laag te noemen. In de Verenigde Staten, Canada en de Scandinavische landen, waar veel onderzoek op dit gebied is verricht, komen bodems voor bestaande uit gesteenten met hoge gehalten aan radionucliden en is de achtergrondstraling uit de bodem derhalve veel hoger (5). De geologische oorsprong van de Nederlandse gronden is vergeleken met de hierboven genoemde landen een geheel andere. Ons land ligt aan de rand van het zogenaamde Noordzeebekken, dat sinds het Tertiair gedeeltelijk is opgevuld. Tot op een diepte van soms enkele honderden meters bestaat de bodem uit

tamelijk jonge, niet vastgekitten sedimenten, voornamelijk bestaande uit zand, grind, en klei, die hier onder invloed van ijs, water en wind zijn afgezet. Op sommige plaatsen zijn die lagen met veen bedekt. In Europa is een soortgelijke geologische structuur te vinden in het noordelijk deel van Duitsland en Polen, het zuidelijk deel van Denemarken en het zuidoosten van Engeland (6).

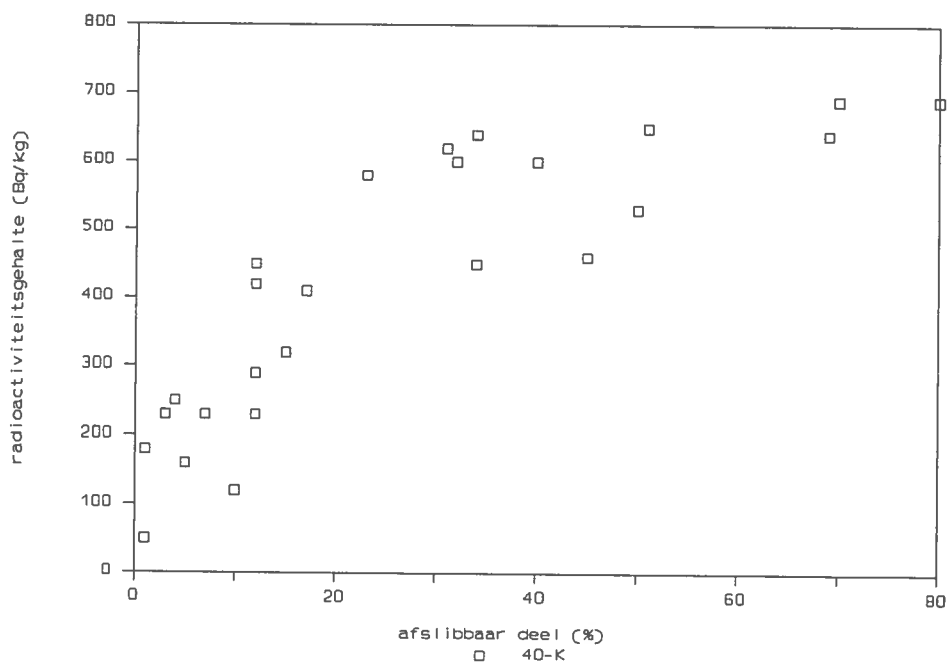
Er zou dus een verband te verwachten zijn tussen de geologische afkomst of de grondsoort met de concentratie van de radionucliden ^{40}K , ^{238}U en ^{232}Th (en hun vervalproducten). Dit mede gezien hun lange halfwaardetijden van respectievelijk 1,25 miljard jaar, 4,5 miljard jaar en 14 miljard jaar.

In het SAWORA-project werd voor 26 bodemmonsters van diverse locaties de radioactiviteitsgehalten van ^{226}Ra (vervalproduct van ^{238}U), ^{232}Th en ^{40}K gemeten (resultaten in bijlage 3). Uit de resultaten bleek dat er niet zo zeer een verband was tussen de radioactiviteitsgehalten en de geologische afkomst van een monster, maar meer dat er een relatie leek te bestaan tussen de radioactiviteitsgehalten van de verschillende radionucliden en de grondsoort. Wanneer de 26 bodemmonsters werden onderverdeeld in de grondsoorten: zand, zeeklei, rivierklei, veen en löss, bleek dat de gemiddelde radioactiviteitsgehalten voor ^{226}Ra (^{238}U) en ^{232}Th in klei en löss duidelijk hoger waren dan in de andere grondsoorten. In mindere mate gold dit ook voor ^{40}K (7). In figuur 2 zijn enige resultaten weergegeven, waaruit blijkt dat er een relatie bestaat tussen het percentage afslibbaar (korreldiameter < 16 μm) en het radioactiviteitsgehalte.

De verschillen in geochemisch gedrag van de verschillende radionucliden kunnen verstoringen in deze relatie veroorzaken. Aangezien uranium mobieler in de bodem is dan thorium, kunnen verschillen in de bestaande verhoudingen ontstaan als gevolg van regionale verschillen in neerslag, doorlaatbaarheid van de bodem en grondwaterstromingen. Aangezien de bodems in Nederland nog erg jong zijn, kan het zijn dat uitspoeling nog weinig effect heeft gehad (8). Verder is bekend dat er verschillen bestaan in de mate waarin uranium en thorium ingebouwd kunnen worden in verschillende soorten mineralenkorrels (9).



Figuur 2a Relatie tussen radioactiviteitsgehalte van ^{226}Ra en ^{232}Th en percentage afslibbaar (korreldiameter <math>< 16 \mu</math>) van 26 bodemmonsters.
(bron: 10, gegevens uit bijlage 3)



Figuur 2b Relatie tussen radioactiviteitsgehalte van ^{40}K en percentage afslibbaar (korreldiameter <math>< 16 \mu</math>) van 26 bodemmonsters.
(bron: 10, gegevens uit bijlage 3)

In het kader van het SAWORA-project is als vervolg op genoemd onderzoek een groter en uitgebreider onderzoek gedaan naar de activiteitsconcentraties van ^{238}U , ^{232}Th en ^{40}K in de Nederlandse gronden en naar de relatie tussen activiteitsconcentraties van deze radionucliden en bodemeigenschappen. Daarbij zijn ook computermodellen ontwikkeld om op grond van een aantal bodemeigenschappen de activiteitsconcentraties voor Nederlandse gronden te voorspellen. De conclusies van dit uitgebreide onderzoek bevestigen dat er een relatie bestaat tussen het hoge percentage fijne korrelfracties en hoge activiteitsconcentraties. Verder lijken er relaties te bestaan tussen activiteitsconcentratie en organisch stofgehalte en kalkgehalte, maar deze zijn minder duidelijk. pH en monsterdiepte lijken volgens de resultaten van het onderzoek geen belangrijke invloed op de activiteitsconcentraties te hebben. Op de samenstelling van de fijne korrelfracties in klei en lössgronden is in het onderzoek verder niet ingegaan, maar waarschijnlijk bestaan deze uit zware-mineralenkorrels waarin radionucliden ingesloten zitten in de kristalstructuren (8, 10, 11, 12, 13).

In paragraaf 2.2 wordt ingegaan op soorten radioactiviteit uit de bodem:

- directe γ -straling;
- straling afkomstig van radongas (c.q. radondochters).

2.2 GAMMASTRALING UIT DE BODEM.

Bij het verval van radionucliden in de bodem komen α -, β - en γ -straling vrij. Vanwege het laag doordringend vermogen van α - en β -straling leveren deze echter geen directe bijdrage tot de straling uit de bodem.

In het kader van het SAWORA-project zijn op een duizendtal plaatsen verspreid over heel Nederland de gamma-exposietempi bepaald (op 1 meter hoogte). Na correctie voor de kosmische achtergrondstraling is berekend dat het exposietempo varieerde van 1,1 - 7,4 $\mu\text{R}/\text{uur}$. Omgerekend naar jaarlijks dosisequivalent levert dit een variatie tussen 0,06 en 0,4 mSv/jaar, met een gemiddelde van 0,2 mSv/jaar (zie bijlage 4).

Uit gammaspectrometrisch onderzoek kon worden afgeleid dat de straling afkomstig was van de radionucliden uit de ^{238}U - en ^{232}Th - vervalreeksen, ^{40}K en ^{137}Cs (een langlevend restant van fall-out). De bijdrage van ^{137}Cs bedroeg minder dan 1% van de totale straling (14).

In het onderzoek werden de gemeten exposietempi voor gammastraling met de aanwezige grondsoorten op de meetlocatie vergeleken. Daarbij bleken enige overeenkomsten. De hogere waarden komen voor in gebieden met hoofdzakelijk zee- en rivierkleigronden en in het Zuidlimburgse lössgebied. Lagere waarden vindt men vooral in gebieden met veel zand en grind (Drenthe, Brabant). Bodems bestaande uit een combinatie van klei met veen, of zand met leem gaven gemiddelde waarden (14).

Uit het feit dat in de vorige paragraaf was gebleken dat klei- en lössbodems een relatief hoog natuurlijk radionuclidegehalte hebben en nu blijkt dat boven deze gronden ook een relatief hoog gamma-exposietempo kan worden gemeten, lijkt te kunnen worden geconcludeerd dat er een correlatie bestaat tussen het natuurlijk radionuclidegehalte in de bodem en het gamma-exposietempo (zie ter illustratie bijlage 4).

γ -Straling heeft een zo groot doordringend vermogen dat andere bodemfactoren (grondwaterstand, bodemvochtgehalte, begroeiing, bodemtemperatuur, permeabiliteit) geen invloed hebben. Deze conclusie is niet alleen afkomstig uit de resultaten van het SAWORA-project. Eerder waren al conversiefactoren bepaald, die gebruikt kunnen worden om uit de activiteitsconcentraties van radionucliden in de grond het gamma-exposietempo te berekenen (15).

2.3 RADONGAS UIT DE BODEM

Er ontstaan in de bodem twee radioactieve isotopen van radon (^{220}Rn en ^{222}Rn) die afkomstig zijn uit verschillende vervalreeksen. ^{222}Rn met een halfwaardetijd van 3,8 dagen is een produkt uit de vervalreeks van ^{238}U (^{238}U - ^{226}Ra - ^{222}Rn). ^{220}Rn , ook wel thoron genoemd, met een halfwaardetijd van 55 seconden is een produkt uit de vervalreeks van ^{232}Th (^{232}Th - ^{224}Ra - ^{220}Rn). Door de korte halfwaardetijd van ^{220}Rn zijn veel atomen al vervallen in de bodem, voordat deze het oppervlak kunnen bereiken. Radon en thoron zijn de enige gasvormige radioactieve vervalprodukten in deze vervalreeksen en deze elementen kunnen zich mengen met lucht. De radioactieve vervalprodukten van radon (radondochters) en thoron (thorondochters) zijn vaste deeltjes en hechten zich onder andere aan in de lucht aanwezige aërosolen (stofdeeltjes, fijne waterdruppeltjes e.d.).

In het SAWORA-project zijn in 1982 en 1983 metingen verricht naar de radonconcentraties in de buitenlucht op 1,5 à 2 meter hoogte op 200 plaatsen verspreid over heel Nederland. Dit werd gedaan met meetbekers waarmee tijdgemiddelde concentraties

van zowel radon als radonochters kunnen worden bepaald (9). De jaarlijkse radonconcentraties lagen tussen 1 en 10 Bq/m³ met een gemiddelde waarde van 3,5 Bq/m³. Omgerekend komt dit overeen met een jaarlijks dosisequivalent tussen 0,10 en 1,0 mSv/jaar met een gemiddelde waarde van 0,35 mSv/jaar (zie bijlage 5).

Ondanks de verwachte nivellerende werking van wind op de radonconcentraties, werd er een grote variatie in de metingen gevonden. Daarom werden, net als met de γ -stralingsmetingen (vorige paragraaf), de gemeten jaarlijkse radonconcentraties vergeleken met de grondsoortenkaart van Nederland. De gebieden waarin de hogere concentraties waren waargenomen vallen gedeeltelijk samen met gebieden met zee- of rivierklei en löss. In vergelijking met de relatie γ -straling uit de bodem met grondsoort, was de relatie radongas uit de bodem met grondsoort minder eenduidig (9).

In de bodemlucht zijn de radonconcentraties veel hoger dan in de buitenlucht. Als voorbeeld geldt een meting in de bodemlucht die een concentratie gaf van circa 3000 Bq/m³, terwijl het jaargemiddelde voor radon in de buitenlucht op 1,5 m boven de bodem ter plaatse circa 3 Bq/m³ bedroeg (1). Dit feit geeft aan dat het radongas dat uit de bodem komt sterk wordt verspreid en verdund door luchtstromingen. Deze conclusie samen met de waarneming dat tussen dicht bij elkaar gelegen meetpunten (op 1,5 meter hoogte) radonconcentraties een factor vier kunnen verschillen, is een aanwijzing dat de hoeveelheid radongas die uit de bodem komt een nog veel grotere variatie vertoont (9).

De resultaten en conclusies in deze paragraaf geven aan dat de relatie tussen grondsoorten en radon concentraties in de lucht niet zo eenduidig is als die voor grondsoort en γ -straling en dat meer factoren een rol spelen. Hieronder wordt nader ingegaan op de exhalatie van radon uit de bodem en de bodemfactoren die deze exhalatie beïnvloeden.

Emanatie- en exhalatie van radon

Het vrijkomen van radon uit de bodem is het gevolg van een proces bestaande uit twee stappen:

- 1 Het radonatoom komt bij het vervallen van een radiumatoom voor een deel (30%) vrij in de poriën van het bodemmateriaal (emanatie).
- 2 Het radonatoom verplaatst zich in het bodemgas naar het oppervlak van de bodem alvorens het in de buitenlucht komt (exhalatie).

Ad 1

Radon is een vervalprodukt van radium, waarvan de atomen zich meestal bevinden in of op mineralenkorrels of op oppervlakten van andere gronddeeltjes. Bij het vervallen krijgt het radonatom een bepaalde impuls mee als gevolg van het feit dat gelijktijdig ook een α -deeltje wordt uitgezonden (terugstoot-effect). Gezien de zeer kleine diffusielengte van radon door vast materiaal en de korte levensduur, wordt verondersteld dat alleen de radonatomen die aan het oppervlak van een gronddeeltje zijn ontstaan, zo in de poriënruimte terecht kunnen komen. Afhankelijk van de onderlinge afstanden van de gronddeeltjes kan een gedeelte van de vrijgekomen radonatomen te ver doorschieten en weer vast komen te zitten aan het oppervlak van naburige deeltjes.

De emanatiefactor is de fractie van de totaal gevormde radonatomen die de poriën weet te bereiken. Afhankelijk van de aard van het materiaal kan deze variëren van 0,001 tot 0,30 (7).

Ad 2

Het transport van radon in het bodemgas is afhankelijk van de grootte en de vorm van de ruimte die het bodemgas in de bodem inneemt. Stroming van radongas in de bodem vindt vooral plaats door convectie en minder door diffusie. Radon beweegt door zijn grote atomaire massa gemiddeld drie keer langzamer dan andere deeltjes in bodemgas. Drukverschillen en concentratiegradiënten zijn de belangrijkste parameters voor het transport van radon in bodemgas. De gemiddelde afstand die een radonatom kan afleggen door droog zand voor het vervalt, is voor ^{220}Rn slechts 2 cm tegenover 1,6 m voor ^{222}Rn (16). In bodems met een hoge permeabiliteit voor lucht is echter transport van radongas over afstanden van 2 - 10 m mogelijk (17). Aangezien de concentraties van ^{238}U en ^{232}Th in de bodem ongeveer gelijk zijn, zijn de produkties van ^{222}Rn en ^{220}Rn aan elkaar gelijk. Uit het verschil in afgelegde afstand en de gelijke produktie volgt dat de radonexhalatie uit de bodem bijna volledig is toe te schrijven aan ^{222}Rn (16).

De exhalatiesnelheid van radon kan worden uitgedrukt in de activiteit die per tijdseenheid uit een bepaald oppervlakte komt, bijvoorbeeld in $\text{Bq}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ (16). In bijlage 6 worden voor een aantal typen bodems waarden gegeven van een aantal bodemparameters die van invloed zijn op de radonexhalatie: het ^{226}Ra -gehalte, het effectieve ^{226}Ra -gehalte, zijnde het gehalte dat een aandeel heeft in het vrij komen

van radon in de poriën, het watergehalte van grond, de emanatiefactor en de exhalatiesnelheid.

In de literatuur worden een aantal factoren genoemd die van invloed zouden kunnen zijn op het vrijkomen van radongas uit de bodem. Er wordt een onderscheid gemaakt naar bodemfactoren en naar externe factoren. De invloed van factoren afzonderlijk en de gecombineerde invloed van meerdere factoren is echter niet of nauwelijks nader onderzocht. Bij metingen in het laboratorium bestaat de kans dat de bodemstructuur verstoord wordt en metingen van radonexhalatie onnauwkeurig zijn.

Factoren die van invloed zijn op de exhalatie van radon uit de bodem

Bodemfactoren

Textuur, structuur en profielopbouw

In paragraaf 2.1 is al beschreven dat in kleibodems het gehalte aan radionucliden hoger is dan in zand-, grind- of kalkbodems. Aangetoond is echter dat de permeabiliteit van klei zo gering kan zijn dat de radonexhalatie kleiner is dan bij zand. Dit werd waar genomen in een winterperiode. In de zomer scheurde de kleibodem open en was de exhalatie veel groter (17). Relatief ondoorlatende lagen in de bodem, als bijvoorbeeld compacte kleilagen, verhinderen transport van radongas door de bodem. Onder deze lagen is hierdoor een verhoogde concentratie van radongas aanwezig.

Radiumgehalte

Bij optimaal vochtgehalte van de bodem bestaat er een lineaire relatie tussen het radiumgehalte en radonexhalatie (17). In tabel 1 en in bijlage 6 zijn enkele waarden voor radiumgehalte gegeven in relatie met de exhalatie uit de bodem.

Vochtgehalte

Het vochtgehalte heeft invloed op twee factoren:

1. Afhankelijk van de grondsoort is er een bepaalde gemiddelde afstand tussen de gronddeeltjes. De afstand die een radonatom kan afleggen, als gevolg van de energie die het meekrijgt bij het verval van het radiumatom, is ongeveer 60 μm in lucht, 0.006 μm in water en nog minder in een gronddeeltje (16). Als de gemiddelde afstand tussen de gronddeeltjes minder is dan de afstand die een radonatom af kan leggen in lucht, zullen veel radonatomen de vrije ruimte tussen de

gronddeeltjes voorbij schieten en zich in het oppervlakte van een ander gronddeeltje boren. Bij een bepaald vochtgehalte vormen zich dunne waterfilmpjes op de gronddeeltjes. Het ontstane radonatom kan door de waterfilm dusdanig afgeremd worden dat er een grotere kans is dat deze in de vrije ruimte tussen de gronddeeltjes blijft hangen. Wanneer het vochtgehalte te hoog wordt, en de waterfilm te dik, dan zal het radonatom niet in de vrije ruimte kunnen komen (16). Voor klei is bij een vochtgehalte van 17% een maximale radonemanatiefactor gevonden. Bij lagere en hogere vochtgehalten nam de emanatiefactor af (6). Door Lindmark *et al.* (17) is gesteld dat bij optimaal vochtgehalte van de bodem er een lineaire relatie bestaat tussen het radiumgehalte en de radonexhalatie.

2. Het transport van radonatomen in lucht gaat een factor 1000 sneller dan in water. Indien veel water aanwezig is in de bodem wordt dit transport geremd en is de radonexhalatie geringer (16).

In tabel 1 zijn enkele waarden voor vochtgehalte gegeven in relatie tot de exhalatie uit de bodem.

Tabel 1 Gegevens over exhalatie van radon uit de bodem van enkele bodemtypen in Nederland en Zweden (bronnen: A: 7; B: 17)

| | grond- soort | lokatie | radium- gehalte Bq/kg | water- gehalte % droog gewicht | radon- exhalatie snelheid Bq/m ² .s | radon- exhalatie- snelheid Bq/kg.s |
|---|-----------------|----------|-----------------------------|---|---|---|
| A | zand | Arnhem | 14 | n.g. | 0,002 ± 25% | n.g. |
| | klei | Betuwe | 32 | n.g. | 0,024 ± 20% | n.g. |
| | veen | Fochtelo | 6 | n.g. | 0,001 ± 50% | n.g. |
| B | klei | Zweden | 155 | 0-30 | n.g. | 6.10 ⁻⁵ -7.10 ⁻⁴ |
| | zand | Zweden | 25 | 0-25 | n.g. | 3.10 ⁻⁵ -6.10 ⁻⁵ |
| | zand | Zweden | 32 | 0-25 | n.g. | 3.10 ⁻⁵ -8.10 ⁻⁵ |
| | grind | Zweden | 48 | 0-15 | n.g. | 3.10 ⁻⁵ -8.10 ⁻⁵ |

(n.g.= niet gemeten)

pH en zoutgehalte

Bij een lage pH wordt de adsorptie van radium aan kleimineralen verminderd. Een hoger zoutgehalte vermindert tevens de adsorptie van radium aan kleimineralen (18). Door beide oorzaken wordt een hoeveelheid radium mobieler in de bodem. Dit heeft ook gevolgen voor het vrijkomen van radongas uit de bodem.

De reductiegraad

^{226}Ra is een element uit de vervalreeks van ^{238}U . ^{238}U Lost gemakkelijk in water op onder geoxideerde omstandigheden en slaat neer onder gereduceerde omstandigheden. In veengronden is meestal sprake van een gereduceerde omgeving waardoor opgelost uranium, aanwezig in percolerend water, neer kan slaan. De halveringstijd van ^{238}U en haar dochterprodukten is echter zeer lang waardoor de ^{226}Ra concentratie maar langzaam toeneemt (6).

Organisch stofgehalte

Mogelijk kan een hoog organisch stofgehalte een hoge radonemanatie tot gevolg hebben (6). Er zijn echter geen onderzoeksgegevens bekend die hiervoor een eenduidige relatie hebben vastgesteld.

Externe factoren

Sneeuw, bevroren of waterverzadigde toplaag

Sneeuw en bevroren of waterverzadigde toplagen werken als afdekkende lagen, die transport van radon naar de lucht verhinderen. Radon hoopt zich hieronder op en kan bij verandering van klimatologische omstandigheden in hoge concentraties vrijkomen (17).

Luchtdruk

Een afname van de luchtdruk heeft een opwaartse stroming van bodemlucht tot gevolg en een toename van de radonconcentratie in de hogere lagen van de bodem (17).

Windsnelheid

Hoge windsnelheden hebben afname van radonconcentratie in de toplagen van de bodem tot gevolg en een verhoogde stroming van radongas naar deze toplagen (17). De invloed van wind op radonexhalatie is klein vergeleken met de invloed van luchtdruk (16).

Bebouwing

Door warmteverschillen en luchtdrukverschillen binnen en buiten van woningen kan, als een soort schoorsteeneffect, een verhoogde stroming van radon door de bodem naar woningen optreden (17).

Bodemtemperatuur

Verandering van de bodemtemperatuur heeft nauwelijks effecten op de radonconcentratie in de bodem (17).

Een temperatuurverhoging van 20 °C geeft een verhoging van de diffusiesnelheid van 4 % (16).

3 VERSPREIDING VAN RADIOACTIEVE STOFFEN DOOR MENSELIJKE ACTIVITEITEN

Er worden twee verschillende groepen van radioactieve stoffen onderscheiden, die door menselijk handelen in het milieu worden gebracht; natuurlijke en kunstmatige radionucliden.

Bepaalde radioactieve stoffen zijn van nature aanwezig in bijna alle grondstoffen voor productieprocessen. De produkten en afvalstoffen die uit deze grondstoffen worden gevormd en waarin de radionucliden zich al dan niet geconcentreerd bevinden, worden in het milieu verspreid. Verder zijn er kunstmatige radioactieve produkten die in technische installaties ontstaan. Een voorbeeld hiervan is plutonium.

In dit hoofdstuk wordt voor een aantal groepen menselijke activiteiten een overzicht gegeven van de radioactieve stoffen die ten gevolge van deze activiteiten in het milieu verspreid worden en uiteindelijk in of op de bodem terecht kunnen komen.

De volgende aspecten komen daarbij aan de orde:

- de hoeveelheden radioactieve stoffen;
- het verspreidingspatroon;
- de stralingsbelasting van mensen;
- de ontwikkeling van de activiteiten in de toekomst.

Er zijn weinig exacte gegevens bekend over verspreiding van radioactieve stoffen vanuit lucht en water naar de bodem. In de literatuur worden veelal slechts gegevens over de emissie van bepaalde bronnen verstrekt en wordt de totale stralingsbelasting, die de emissies tot gevolg hebben, berekend. Modellen voor de bepaling van de depositie van stoffen op het aardoppervlak zijn erg gecompliceerd en de nauwkeurigheid van berekeningen is nog niet erg groot. In dit hoofdstuk zullen voornamelijk slechts die gegevens over emissie, depositie en stralingsbelasting vermeld worden, waarbij de bodem een rol speelt bij het verspreidingspatroon en de radionucliden van belang zijn voor de stralingsbelasting. Hoewel deze gegevens over emissies niet altijd te vergelijken zijn met gegevens over stralingsbelasting worden waar mogelijk

toch beide gegevens vermeld om een zo duidelijk mogelijk beeld te krijgen van de gevolgen van de verschillende activiteiten.

De volgende menselijke activiteiten die voor verspreiding van radioactieve stoffen zorgen, worden onderscheiden:

- kerncentrales en nucleaire toepassingen;
- verbranding van fossiele brandstoffen;
- niet nucleaire industrieën;
- landbouw.

Radioactieve stoffen kunnen op drie manieren in het milieu verspreid worden (hierop zal nader worden ingegaan in hoofdstuk 4):

- door emissie naar de atmosfeer: Verspreiding is afhankelijk van diameter van de deeltjes, temperatuur gasstroom, schoorsteenhoogte, windsterkte en windrichting. Depositie vindt vervolgens plaats op land en oppervlaktewater.
- door lozing van afvalwater op oppervlaktewater: Lozing op de riolering zorgt er voor dat radionucliden in afvalslib terecht komen. Directe lozing op open wateren die naar de Noordzee voeren heeft tot gevolg dat radionucliden in water en slib van waterwegen en de zee terecht komen.
- door opslag of verspreiding van materialen op het land.

3.1 KERNCENTRALES EN NUCLEAIRE TOEPASSINGEN

Een aantal toepassingsgebieden waarin radioactief materiaal gebruikt wordt, kunnen worden onderscheiden. Als belangrijkste voor de emissie van radioactieve stoffen naar het milieu kunnen genoemd worden: nucleaire installaties, radionuclidenlaboratoria en gebruiksartikelen (19). Verder vormt de fall-out die het gevolg is van bovengrondse kernproeven in de vijftiger en zestiger jaren nog steeds een bron van straling.

Afvalstoffen van nucleaire installaties en ingekapselde bronnen, die een onderdeel vormen van bepaalde apparatuur, worden afgevoerd naar de COVRA (Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval) in Nederland en naar het buitenland, waar ze opgeslagen of verwerkt worden. Slechts in geval van een calamiteit kunnen deze stoffen in het milieu terecht komen. Op deze afvalstromen wordt in dit rapport verder niet ingegaan.

Hoeveelheden radioactieve stoffen

Door nucleaire installaties worden zowel bij storingen als bij normaal in bedrijf zijnde centrales radioactieve stoffen in het milieu gebracht. Deze radioactieve stoffen kunnen in de bodem komen door depositie van stoffen uit de atmosfeer en door afzetting van in water geloosde stoffen.

De belangrijkste stoffen die in Nederland door kernenergiecentrales in de atmosfeer worden geloosd zijn ^3H , ^{131}I en ^{14}C en radioactieve aërosolen (^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}La en ^{144}Ce zijn hiervan de belangrijkste β - en γ -stralers).

Voor de gevolgen in Nederland van de lozing van radioactieve stoffen op het oppervlaktewater zijn zowel Nederlandse als buitenlandse nucleaire installaties, langs de Rijn, Maas en Schelde, van belang. Via het koelwater worden de volgende stoffen in het oppervlaktewater geloosd: ^3H , β - en γ -stralers (met als belangrijkste ^{58}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs en ^{137}Cs) en α -stralers. Deze radioactieve stoffen kunnen aan in het water aanwezige slibdeeltjes adsorberen en zo in het bodemsediment terecht komen.

In radionuclidenlaboratoria worden radioactieve stoffen gebruikt als tracer voor het volgen van chemische, biologische en fysische processen. Gebruikte radionucliden zijn o.a. ^{99}Tc , ^{125}I , ^{131}I en ^{210}Po . Gecontroleerde lozing van radioactieve stoffen vindt voornamelijk plaats naar de lucht en het oppervlaktewater.

In enkele gebruiksartikelen zijn radionucliden aanwezig, bijvoorbeeld in lichtgevende verf (^3H), TL-starters, rookmelders en in gloeidraden en gloeikousjes (^{232}Th). Deze stoffen komen in het milieu door het verbranden of storten van afval.

Tabel 2 geeft een overzicht van de hoeveelheid geloosde radioactieve stoffen in het milieu afkomstig van nucleaire installaties, radionuclidenlaboratoria en gebruiksartikelen in het milieu. In totaal wordt er in Nederland jaarlijks ca. $380 \cdot 10^{12}$ Bq aan radioactieve stoffen in het milieu geloosd. In enkele dagen tijds is in april en mei 1986 in Tsjernobyl ten gevolge van het ongeval met de kernreactor $3,0 \cdot 10^{18}$ Bq geëmitteerd, exclusief $1,7 \cdot 10^{18}$ Bq radioactieve edelgassen.

Tabel 2 Emissies van radioactieve stoffen van kernenergiecentrales, radionuclidenlaboratoria en gebruiksartikelen in Nederland in 10^9 Bq/jaar naar atmosfeer, oppervlaktewater en bodem. Voor radionuclidenlaboratoria is uitgegaan van de maximaal toegestane lozingshoeveelheden. Berekening bij de kerncentrales vond plaats aan de hand van de gemiddelde emissiewaarden van centrales in de EG. (bronnen: 19, 20)

| | atmosfeer | opp.water | bodem | totaal |
|--------------------------|-----------|-----------|--------|---------|
| nucleaire installaties | 250.000 | 8000 | nihil | 260.000 |
| radionuclidenlaboratoria | 10 | 200 | 10 | 200 |
| gebruiksartikelen | 58.000 | nihil | 57.000 | 115.000 |

Verspreidingspatroon

Voor normaal in bedrijf zijnde kernenergiecentrales geldt dat depositie vanuit de atmosfeer plaatsvindt op niet te grote afstand van de centrale (indien het lozingspunt op 100 m hoogte ligt, vindt de gemiddelde maximale depositie plaats op 800 m van dit punt; op 6 km afstand is er al een verdunning met factor tien van het maximum (21)). Bij storingen of ongevallen kan het verspreidingsgebied echter veel groter zijn, zoals het Tsjernobyl-ongeval aantoonde.

Aangenomen wordt veelal dat de fall-out afkomstig van bovengrondse kernproeven in Nederland homogeen verspreid is. Het depositiepatroon van de Tsjernobyl-afvalprodukten heeft samengehangen met verschillen in regenval. Op plaatsen waar een hogere regenval heeft plaatsgevonden was sprake van een hogere depositie van radioactieve stoffen.

In Nederland zijn op een aantal plaatsen metingen verricht naar de radionucliden in de bodem die afkomstig zijn van fall-out en van het Tsjernobyl-ongeval (22). In onderstaande tabellen 3 en 4 wordt enkele resultaten weergegeven en worden gehalten van een aantal radionucliden in de bovenste laag van de bodem gegeven.

Tabel 3 Gemiddelde depositie in Nederland van enkele radionucliden ten gevolge van bovengrondse kernproeven (van 1954 tot 1982) en van het Tsjernobyl-ongeval (vanaf 1986; depositie heeft bijna volledig in begin mei 1986 plaatsgevonden) in Bq/m². Tevens zijn de halfwaardetijden van de betreffende radionucliden gegeven (bron: 22)

| radio-nuclide | kernproeven Bq/m ² | Tsjernobyl Bq/m ² | halfwaardetijd |
|-------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------|
| ¹⁰³ Ru | 30.000 | 3.400 | 40 dagen |
| ⁸⁹ Sr | 21.000 | 180 | 50 dagen |
| ¹³⁴ Cs | - | 920 | 2 jaar |
| ⁹⁰ Sr | 2.900 | 18 | 29 jaar |
| ¹³⁷ Cs | 4.600 | 1.800 | 30 jaar |
| ²³⁹ Pu | 35 | 0,001 | 24.000 jaar |
| totaal | 58.500 | 6.300 | |

In Nederland heeft in totaal een depositie t.g.v. het Tsjernobyl-ongeval van ongeveer $2,5 \cdot 10^{14}$ Bq plaats gevonden (de oppervlakte van Nederland is ca. $41.200 \cdot 10^6$ m²).

Tabel 4 Gehalten van radionucliden in de bovenste 5 cm van de bodem in Bq/m² gemeten in augustus en september 1986, op enkele locaties in Nederland. De gehalten zijn voor het verval gecorrigeerd naar 4 mei 1986. Tevens zijn de halfwaardetijden van de betreffende nucliden gegeven (bron: 23)

| radio-nuclide | kernproeven Bq/m ² | Tsjernobyl Bq/m ² | halfwaardetijd |
|-------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------|
| ¹⁰³ Ru | n.b. | 2450 | 40 dagen |
| ⁸⁹ Sr | n.b. | 360 | 50 dagen |
| ¹³⁴ Cs | n.b. | 690 | 2 jaar |
| ⁹⁰ Sr | 35 | 10 | 29 jaar |
| ¹³⁷ Cs | 300 | 1400 | 30 jaar |
| ²³⁹ Pu | 20 | n.b. | 24.000 jaar |

(n.b.= niet bekend)

In waterbodems van binnenwateren in Nederland is door het Tsjernobyl-ongeval in totaal ca. $8 \cdot 10^{12}$ Bq aan Cs^{137} terecht gekomen. De besmetting met Cs^{137} heeft hierdoor gemiddeld over de waterbodems van enkele grotere oppervlaktewateren in Nederland 1900 Bq/m^2 bedragen. Dit was hoger dan de besmetting van de terrestrische bodems door een hogere belasting ten gevolge van het aangevoerde water (23).

Stralingsbelasting van mensen

Onder normale omstandigheden is de uit kernenergie afkomstige stralingsbelasting vrijwel geheel afkomstig uit lucht- en waterlozingen. De berekende stralingsbelasting die voortvloeit uit lozingen, ligt voor direct omwonenden van een kerncentrale in de orde van grootte van $0,0001$ - $0,01 \text{ mSv/jaar}$. Lozingen van buitenlandse nucleaire installaties verhogen de stralingsbelasting van de gemiddelde Nederlander met $0,0001 \text{ mSv/jaar}$. Voor personen die veel vis eten kan de stralingsbelasting oplopen tot $0,01 \text{ mSv/jaar}$. Het vaste radioactief afval dat afkomstig is van Nederlandse kerncentrales heeft een te verwaarlozen bijdrage aan de stralingsbelasting (3).

De extra stralingsbelasting die mensen in Nederland hebben opgelopen door Tsjernobyl bedroeg in het eerste jaar na het ongeval gemiddeld $0,06 \text{ mSv}$. Dat is $2,4\%$ van de belasting ten gevolge van de totale hoeveelheid straling voor dat jaar. Inwendige straling vormde de voornaamste stralingsbelasting voor mensen. In het tweede jaar na het ongeval bedroeg de gemiddelde stralingsbelasting in Nederland $0,02 \text{ mSv}$, hetgeen $0,8\%$ van de totale stralingsbelasting voor dat jaar was.

Voor de gevolgen van fall-out geldt dat op dit moment alleen de radionucliden met een lange vervalperiode zoals ^{90}Sr , ^{137}Cs en ^{239}Pu nog bijdragen aan de stralingsbelasting van $0,01 \text{ mSv/jaar}$ in Nederland (3).

Gebruiksartikelen zorgen voor een stralingsbelasting van ca. $0,01 \text{ mSv/jaar}$.

Ontwikkeling van de activiteiten in de toekomst

Ten aanzien van nucleaire installaties in Nederland bestaat geen duidelijkheid omtrent uitbreiding in de toekomst. Hierover zal eerst een politieke beslissing genomen dienen te worden. In het buitenland valt nog steeds een toename van de elektriciteitsproductie door kernenergiecentrales waar te nemen.

In gebruiksartikelen zal de toepassing van radioactieve stoffen toenemen. Voorbeelden hiervan zijn de rookmelders (19). Voor gebruiksartikelen geldt dat, indien de afvalproducten niet verbrand worden, door gecontroleerde opslag verspreiding in het milieu voorkomen kan worden.

3.2 VERBRANDING VAN FOSSIELE BRANDSTOFFEN

Op de emissies van radionucliden door energiecentrales ten gevolge van het gebruik van uranium is ingegaan in de vorige paragraaf. In deze paragraaf wordt ingegaan op de gevolgen van de verbranding van de fossiele brandstoffen kolen, olie en gas.

Kolengestookte electriciteitscentrales

Hoeveelheden radioactieve stoffen

Bij traditionele kolenverbrandingsinstallaties komen bij de productie van electriciteit de afvalprodukten vlieggas (80% vliegstof (0,44%) en slakken (19,56%) vrij (24). Vlieggas wordt in filters uit de rookgassen afgevangen. Het wordt o.a. gebruikt in cement en asfaltbeton. Tot voor ca. tien jaar geleden werd vlieggas gestort zonder aandacht te besteden aan mogelijk uitloging van stoffen. Voor 1970 werd in Nederland een gedeelte van het vlieggas gebruikt als ophogingsmateriaal voor stadsuitbreidingen of in de wegenbouw. In het buitenland wordt vlieggas tevens als meststof in de landbouw gebruikt (24).

Slakken worden veelal gebruikt als funderingsmateriaal van wegen.

Vliegstof wordt niet afgevangen in de filters en komt via de schoorsteen in de atmosfeer terecht.

In de literatuur worden verschillende waarden genoemd bij de schattingen over de hoeveelheden vlieggas en vliegstof die in de toekomst door electriciteitscentrales geproduceerd zullen worden (zie tabel 5).

Tabel 5 Schattingen omtrent de hoeveelheden geproduceerde vlieggas en vliegstof in Nederland (in miljoenen kg) (bronnen: A: 1; B: 24)

| | 1990 | | 2000 | | 2030 | |
|-----------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|
| | A | B | A | B | A | B |
| vliegstof | 7,5 | 10,4-17,4 | 8,3 | 16,0-24,0 | n.b. | 19,0-28,8 |
| vlieggas | 750 | 1900-3200 | 825 | 2900-4400 | n.b. | 3500-5300 |

(n.b. = niet bekend)

In kolen zijn natuurlijke radioactieve elementen zoals ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U en ^{40}K aanwezig. Het radionuclidengehalte van kolen is vergelijkbaar met dat van de bodem in Nederland. Tijdens de verbranding van kolen in poeder-steenkoolinstallaties bedraagt de temperatuur 1400 - 1700 °C. Radon (^{222}Rn), het vervalproduct van radium, ontsnapt bij verbranding geheel met het rookgas uit de schoorsteen.

Enkele andere elementen, waaronder ^{210}Po en ^{210}Pb , vervluchtigen eveneens maar slaan bij afkoeling van het rookgas neer op vlieggas en vliegstof.

De radionuclidenconcentratie in vlieggas is 5 à 10 keer zo hoog als de concentratie in grond (1, 24, 25). Aangezien kleine stofdeeltjes een relatief groot oppervlak hebben, vindt op deze deeltjes extra verrijking van die elementen plaats. De gehalten aan deze radionucliden in vliegstof zijn daarom hoger (tot factor vijf) dan de gehalten in vlieggas (24, 26, 27).

Exhalatie van radon uit vlieggas en vliegstof is een factor tien lager dan die in normale grond (24). Mogelijk wordt dit veroorzaakt doordat de vlieggas- en vliegstofdeeltjes erg fijn zijn en transport van radongas tussen de vaste deeltjes ten gevolge hiervan langzaam verloopt, zoals dit ook bij kleigronden het geval is (zie paragraaf 2.3).

In tabel 6 worden gemiddelde waarden gegeven voor radionuclidengehaltes van in Nederland gebruikte kolen en van geproduceerd vlieggas en vliegstof.

Tabel 6 Gehalten van radionucliden in vlieggas, kolen en grond (in Bq/kg)
(bronnen: 24, 26, 28)

| | ^{40}K | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{226}Ra | ^{232}Th | ^{238}U |
|-----------|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| vliegstof | 560 | 800 | 1300 | 230 | 180 | 300 |
| vlieggas | 560 | 390 | 390 | 200 | 180 | 200 |
| kolen | 150 | 26 | 26 | 26 | 20 | 23 |
| grond | 370 | 30 | 30 | 26 | 26 | 26 |

Uit de gemiddelde waarden van tabel 6 en uit de gemiddelde waarden van de schattingen voor de hoeveelheden vlieggas en vliegstof die geproduceerd worden, kan nu de totale hoeveelheid geproduceerde radionucliden berekend worden. Voor 1990 zijn deze waarden in tabel 7 weergegeven.

Tabel 7 Hoeveelheid radionucliden in vliegstof en vlieggas afkomstig van kolenelectriciteitscentrales in Nederland in 1990 (in 10^9 Bq/jaar).

| | ^{40}K | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{226}Ra | ^{232}Th | ^{238}U | totaal |
|-----------|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|--------|
| vliegstof | 8 | 11 | 18 | 3 | 3 | 4 | 47 |
| vlieggas | 1500 | 1000 | 1000 | 500 | 500 | 500 | 5000 |

De emissie aan radongas bedraagt $300 \cdot 10^9$ /jaar (29).

Bij gebruik van kolen in de industrie komt tevens vlieggas en vliegstof vrij. De hoeveelheden zijn een factor vijf geringer dan de uitworp van kolenelectriciteitscentrales (25).

Verspreidingspatroon

In de literatuur zijn geen waarden gevonden die een duidelijk beeld geven van door Nederland geïmporteerde en geëxporteerde hoeveelheden vliegstof. De gevolgen van de verspreiding van vliegstof in het milieu in Nederland zijn berekend (24). Bij deze berekeningen is er vanuit gegaan dat de hoeveelheid in Nederland geproduceerde vliegstof, ook in Nederland neerslaat. In andere literatuur wordt gesteld dat, van de door Nederlandse kolencentrales geëmitteerde stoffen, slechts 5 tot 30% in ons land gedeponeerd wordt (30). Kolencentrales in het buitenland zorgen in Nederland echter in belangrijke mate voor de achtergrondconcentraties en deposities van geëmitteerde stoffen. Bij een maximale inzet van kolen in de energievoorziening is bij een uniforme verspreiding een totale depositie van 5,8 kg/ha.jaar vliegstof in het jaar 2000 berekend. Het gevolg hiervan is een jaarlijkse toename van de radioactiviteit in de bovenste laag van de bodem, van 0,1% voor bouwland en van 0,4% voor weiland (24).

Stralingsbelasting van mensen

De stralingsbelasting van een gemiddelde persoon in Nederland, die veroorzaakt wordt door depositie van radionucliden op planten en door radioactieve stoffen die via de bodem weer in de voedselketen terecht komen, bedraagt ca. 0,00009 mSv/jaar (24). Dit is ca. 0,004% van de totale jaarlijkse stralingsbelasting van de gemiddelde Nederlander. (De stralingsbelasting gevormd door de inhalatie van vliegstof is ca. vier keer zo groot.)

Uitloogwater van vlieggas bevat vergeleken met normaal grondwater verhoogde radionuclidenconcentraties van ^{40}K en ^{238}U . Voor ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb en ^{222}Rn zijn deze waarden vergelijkbaar met de concentraties in normaal grondwater. Het storten van vlieggas in grindgaten heeft een te verwaarlozen verhoging van de stralingsbelasting tot gevolg (24).

Vlieggas dat in de toekomst bovengronds gestort wordt, zal in Nederland beschermd worden tegen uitloging. Naast uitloging van radionucliden komt namelijk de uitloging van zware metalen uit vlieggas voor, hetgeen een groter probleem vormt. Gebruik van vlieggas in asfaltbeton voor de wegenbouw heeft eveneens te verwaarlozen gevolgen voor de stralingsbelasting. De percolatie van radionucliden uit het asfaltbeton is namelijk geringer dan de percolatie uit normale grond (24).

Ontwikkeling van de activiteiten in de toekomst

In 1989 zal in Nederland de verdeling van het vermogen aan geproduceerde elektriciteit over de verschillende typen grondstoffen als volgt zijn (31):

| | | | |
|--------------|--------|----|--------|
| - steenkolen | 4000 | MW | (25%) |
| - olie | 300 | MW | (2%) |
| - aardgas | 8700 | MW | (55%) |
| - uranium | 500 | MW | (3%) |
| - overig | 2300 | MW | (15%) |
| - totaal | 15.800 | MW | (100%) |

De verwachting bestaat dat in de toekomst meer elektriciteitscentrales met kolen gestookt gaan worden (32, 33). Waarschijnlijk zal in nieuw te ontwikkelen kolen-elektriciteitscentrales kolenvergassing toegepast worden. De voorspellingen van hoeveelheden vlieggas en vliegstof die in het milieu terecht komen (tabel 5) en de gevolgen voor de stralingsbelasting zijn daardoor niet geheel zeker.

Olie- en gasgestookte elektriciteitscentrales.

In aardolie en aardgas zijn natuurlijke radionucliden aanwezig die door verbranding in het milieu terecht kunnen komen. In olie-gestookte elektriciteitscentrales wordt over het algemeen geen vlieggas-verwijdering toegepast. Bij de verbranding van aardolie ontstaan ca. 0,3% vlieggasresten (34). Bij de verbranding van aardgas ontstaan geen vlieggasresten.

Radongas zit in natuurlijk aardgas door diffusie vanuit radiumhoudende gesteenten. Het radongehalte (^{222}Rn) in natuurlijk aardgas bedraagt in Slochteren 41 - 100 Bq/m^3 en in andere Nederlandse aardgasvelden 14 - 1700 Bq/m^3 (35).

In tabel 8 worden enkele berekende emissiewaarden van radionucliden afkomstig van olie- en gasgestookte electriciteitscentrales weergegeven. De gegevens zijn afkomstig van emissiegegevens van 1000 MW-energiecentrales (34) en gegevens omtrent geproduceerd vermogen van electriciteit in Nederland in 1989 (31).

Bij gebruik van olie en gas in de industrie komen tevens radionucliden vrij. Onbekend is om welke hoeveelheden het gaat.

Tabel 8 Emissie van enkele radionucliden afkomstig van olie- en gas-electriciteitscentrales in Nederland (in 10^9 Bq/jaar) (bron: 31, 34)

| | ^{222}Rn | ^{226}Ra | ^{232}Th | ^{238}U | totaal |
|------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|--------|
| olie | n.b. | 0,002 | 0,02 | 0,004-0,07 | 0,09 |
| gas | 600-1700 | - | - | - | 1700 |

(n.b. = niet bekend)

De emissie van ^{222}Rn heeft de vorming van de dochterradionucliden ^{210}Pb en ^{210}Po tot gevolg. Gasgestookte electriciteitscentrales kunnen een significante bron van straling zijn via de consumptie van zeevissen en bladrijke groenten (36, 37). Er zijn geen nadere gegevens bekend van stralingsbelasting door radionucliden uit aardgas of olie via het belastingpad bodem.

3.3 NIET-NUCLEAIRE INDUSTRIËN

Veel grondstoffen en delfstoffen bevatten radionucliden. Dit betekent voor vrijwel alle Nederlandse industrieën dat radionucliden in produkten en afvalstoffen aanwezig zijn.

Er zijn geen nauwkeurige gegevens bekend van lozingen van radioactieve stoffen door niet-nucleaire industrieën in Nederland. Om een beeld te krijgen van de hoeveelheid radioactieve stoffen, wordt door Punte *et al.* uitgegaan van de totale ver-

werking van grondstoffen en de gehalten aan radionucliden die zich daarin bevinden (38).

Gebruik van grote hoeveelheden grondstoffen waarin radioactieve stoffen zitten betekent niet per definitie dat deze stoffen in verhoogde concentraties weer terug in het milieu zullen komen. Naast hoeveelheid grondstoffen zijn tevens de procestechnologische aspecten (temperatuur, stofbestrijding, overige reinigingsmaatregelen) van belang. Bij winning van ophoogzand en baggeren bijvoorbeeld is sprake van een grote radionuclidendoorzet. Hier vindt echter slechts een verplaatsing van materiaal (met radionucliden) plaats.

Hoeveelheden radioactieve stoffen

In de literatuur worden geen schattingen gegeven voor de hoeveelheden radionucliden die in het milieu komen door opslag van vaste afvalstoffen. Daarom wordt slechts ingegaan op lozingen in de atmosfeer en naar het oppervlaktewater.

Ten aanzien van het soort radionucliden dat een rol speelt bij niet-nucleaire industriële activiteiten, zijn slechts enkele elementen uit de vervalreeksen van ^{232}Th , ^{235}U en ^{238}U van belang: de isotopen van radon, lood en polonium. Deze radionucliden kunnen reeds bij lage procestemperaturen uit de grondstoffen vrijkomen en zich met rookgassen vermengen. Deze rookgassen komen via de schoorsteen in de atmosfeer terecht of in het afvalwater na zuivering van rookgassen met natte wassers. Radon zal door het edelgaskarakter praktisch ongehinderd de filtersystemen in de rookgasbehandeling kunnen passeren. Bij processen met temperaturen boven $300\text{ }^\circ\text{C}$ of meer, is het polonium geheel vluchtig. Voor lood ligt deze temperatuur op $700\text{ }^\circ\text{C}$.

De nucliden ^{210}Pb en ^{210}Po zijn nucliden met lange halveringstijden en vervallen niet of nauwelijks gedurende de bewerking van grondstoffen en eindprodukten. Het verschil in halveringstijd voor de beide radionucliden (Pb: 22 jaar; Po: 138 dagen) zorgt er wel voor dat bij lange transport- en produktietijden het geloosde gehalte aan ^{210}Po bepaald wordt door het gehalte aan ^{210}Pb . (Lozing van 10^9 Bq komt overeen met $0,35\text{ mg}$ voor ^{210}Pb en $0,006\text{ mg}$ ^{210}Po . Deze getallen hebben dezelfde verhouding als de halfwaardetijden.)

De belangrijkste bronnen van radionucliden in het milieu zijn de fosfaaterts-verwerkende fabrieken, waar kunstmest wordt gemaakt. Een bijproduct van de fabricage is fosfogips. Fosfogips maakt ca. 90% uit van de totale hoeveelheid afvalgips in Nederland. De andere afvalgipssoorten zoals nitrogips, rookgasontzwavelingsgips en

fluorgips zijn niet van betekenis vanuit radiologisch oogpunt. In tabel 9 worden enkele gehalten aan radionucliden gegeven.

Tabel 9 Gehalten aan radionucliden in gips, fosfaaterts en grond (Bq/kg)
(bronnen: 39, 40)

| | ^{238}U | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|----------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| natuurlijk gips | 7 | 10 | n.b. | n.b. | 7 |
| sediment fosfaaterts | 1000 | 1000 | 1000 | 1000 | 46 |
| fosfogips | 150 | 800 | 250 | 800 | 19 |
| grond | 26 | 26 | 30 | 30 | 26 |

(n.b. = niet bekend)

In tabel 10 worden de schattingen gegeven voor de maximale jaarlijkse lozingen van radionucliden door alle niet-nucleaire industrieën in Nederland.

Tabel 10 Schattingen van de maximale lozingen van radionucliden door niet-nucleaire industrieën in Nederland in de atmosfeer en het oppervlaktewater (in 10^9 Bq/jaar) (bron: 38)

| | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{222}Rn | totaal |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------|
| atmosfeer | 1700 | 2100 | 3500 | 7300 |
| oppervlaktewater | 1000 | 2600 | - | 3600 |
| totaal | 2700 | 4700 | 3500 | 10900 |

Verspreidingspatroon

De grootste emissies van radionucliden in de lucht worden veroorzaakt door de fosfor- en fosforzuurindustrie, de baksteen-, aardewerk- en dakpannenindustrie, de ijzer- en staalindustrie en de cementindustrie. De baksteen-, aardewerk- en dakpannenindustrie is verspreid over Nederland. De overige industrieën zijn geconcentreerd in slechts enkele bedrijven. De totale depositie van deze bedrijfstakken vindt voornamelijk op een klein gebied in de buurt van de afzonderlijke bedrijven plaats.

De grootste emissies van radionucliden in het oppervlaktewater worden veroorzaakt door de natte fosforindustrie en de thermische fosfor- en fosforzuurindustrie. Verder

spelen nog een rol de winning van ruwe aardolie, de baggerindustrie, de suikerindustrie en de papier- en kartonindustrie.

Stralingsbelasting van mensen

Indien aangenomen wordt dat de depositie van in de atmosfeer geloosde radionucliden geheel op land plaatsvindt, bedraagt de opgelopen dosis stralingsbelasting voor het gemiddelde individu door ingestie van besmet voedsel voor ^{210}Pb 0,003 mSv/jaar en voor ^{210}Po 0,0011 mSv/jaar (38). De stralingsbelasting via de lozingen op het oppervlaktewater is berekend voor de gevolgen van het eten van voedsel uit zee, in dit geval het belangrijkste belastingpad. De stralingsbelasting bedraagt voor een gemiddeld lid van de bevolking 0,005 mSv/jaar voor ^{210}Pb en 0,016 mSv/jaar voor ^{210}Po (38).

Ontwikkeling van de activiteiten in de toekomst

In de toekomst zullen misschien alternatieven voor storten en verwerken van het fosfogips gebruikt worden:

- Opslag op het land. Drainagewater uit de stort zal hierbij gezuiverd moeten worden. Uit de stort zal exhalatie van radongas kunnen optreden. Op basis van radionuclidegehalten in fosfogips en grond, zoals in tabel 9 weergegeven, blijkt de exhalatie uit een fosfogips-opslag 20 maal zo groot te zijn als de exhalatie uit grond en circa $0,6 \text{ Bq/m}^2\cdot\text{s}$ zal bedragen. De stralingsbelasting ten gevolge van deze radon-exhalatie zal voor mensen die wonen op een afstand van 500 m van de stort 0,01 mSv/jaar bedragen. Voor mensen die wonen binnen een straal van 12 km van de stort zal de stralingsbelasting ca. 0,001 mSv/jaar zijn (40). Afdekking van de stort kan zorgen voor verminderde exhalatie.
- Gebruik in combinatie met vliegias en cement in wegmaterialen. Verwacht wordt dat geen extra uitloging van radionucliden en geen verhoging van exhalatie van radongas zal plaatsvinden (39).

De niet-nucleaire industrietakken in Nederland die zorgen voor extra stralingsbelasting zullen niet zodanig groeien dat een sterke verhoging van de hoeveelheid radionucliden, die wordt uitgestoten naar het milieu, het gevolg is (38).

3.4 LANDBOUW

In kunstmest aanwezige radionucliden, afkomstig van fosfaaterts, kunnen door opname in gewassen en vee terecht komen in de voedselketen. De individuele stralingsbelasting voor de gemiddelde Nederlander is klein. De totale belasting voor de bevolking is niet bekend, maar wordt niet hoog geschat (41).

De spreiding in de concentraties van radionucliden in verschillende soorten kunstmest is groot (41). In tabel 11 worden gehalten van enkele radionucliden in kunstmest gegeven.

Tabel 11 Gehalten van radionucliden in kunstmest in enkele landen (in Bq/kg)
(bron: 15)

| | ^{238}U | ^{226}Ra | ^{232}Th | ^{210}Pb | ^{210}Po |
|----------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| België | 440-1100 | 210-910 | <25 | n.b. | n.b. |
| West-Duitsland | 440-920 | 270-520 | 15-30 | n.b. | n.b. |
| USSR | n.b. | 9-850 | 10-54 | 15-870 | 15-920 |

(n.b.= niet bekend)

Uit een onderzoek naar het transport van radionucliden uit kunstmest naar planten bleek dat gedurende een meetperiode van 11 jaar slechts 0,01% en 0,25% van de activiteit van ^{226}Ra in de bovenste laag van de bodem veroorzaakt werd door een kunstmestgift van 343 kg/ha resp. 1356 kg/ha (36).

3.5 CONCLUSIES

Emissie en depositie

In tabel 12 wordt een overzicht gegeven van de in dit hoofdstuk besproken emissies van radioactieve stoffen in Nederland veroorzaakt door menselijke activiteiten. Bij beschouwing van deze tabel dient bedacht te worden dat de emissie, weergegeven in

Bequerel, niet de ernst van eventuele gevolgen weergeeft. Tevens dienen belastingpaden en aard van de radionucliden beschouwd te worden.

De grootste emissies van radioactieve stoffen vinden plaats door nucleaire installaties en gebruiksartikelen. Verder zijn de emissies van kolenelectriciteitscentrales en enkele niet-nucleaire industrieën van belang.

Stralingsbelasting

In tabel 12 is tevens de stralingsbelasting vanuit verschillende bronnen weergegeven. Voor de totale stralingsbelasting uit kunstmatige bron zijn van belang de straling afkomstig van het Tsjernobyl-ongeval, niet-nucleaire industrieën, gebruiksartikelen, kerncentrales en fall-out. Gemiddeld genomen is de stralingsbelasting veroorzaakt door kernenergiecentrales gelijk aan die veroorzaakt door verbranding van kolen in kolenelectriciteitscentrales (3). Emissies van vliegass en fosfogips zijn slechts van geringe radiologische betekenis (42, 43).

De stralingsbelasting uit kunstmatige bron via de bodem wordt voornamelijk bepaald door het Tsjernobyl-ongeval, gebruiksartikelen en niet-nucleaire industrieën. Van de in totaal in Nederland geëmitteerde hoeveelheid radionucliden komt ca. 16% in de bodem terecht. De stralingsbelasting door deze radionucliden vormt ca. 40% van de totale stralingsbelasting afkomstig van kunstmatige bronnen.

Tabel 12 Emissie, depositie, totale stralingsbelasting en stralingsbelasting via de bodem van radioactieve stoffen in Nederland veroorzaakt door menselijke activiteiten.

| bron | emissie 10 ⁹ Bq/jaar | depositie op bodem * 10 ⁹ Bq/jaar | stral.belast via bodem mSv/jaar | stral. belast. totaal mSv/jaar |
|-----------------------------------|------------------------------------|--|---------------------------------------|--------------------------------------|
| kerncentrales | 260.000 | nihil | n.b. | 0,01 # |
| radionuclidenlaboratoria | 200 | 200 | n.b. | n.b. |
| gebruiksartikelen | 115.000 | 57.000 | 0,01 # | 0,01 # |
| Tsjernobyl (1986/1987) | 250.000 | 0,05 | 0,06 | |
| Tsjernobyl (na 1987) | n.b. | 0,02 | 0,02 | |
| fall-out | n.b. | n.b. | 0,01 | |
| kolenelectr. centrales; vliegstof | 47 | 47 | 0,00009 | 0,0005 |
| kolenelectr. centrales; vlieggas | 5000 | n.b. | n.b. | n.b. |
| kolenelectr. centrales; radon | 300 | n.b. | n.b. | n.b. |
| kolen in industrie; vliegstof | 10 | 10 | 0,00002 | 0,0001 |
| kolen in industrie; vlieggas | 1000 | n.b. | n.b. | n.b. |
| kolen in industrie; radon | 60 | n.b. | n.b. | n.b. |
| olie-electr. centrales | 0,09 | 0,09 | nihil | nihil |
| gas-electr. centrales | 1700 | n.b. | n.b. | n.b. |
| olie en gas in industrie | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| niet-nucleaire industrie | 11.000 | 7300# | 0,004 | 0,025 |
| landbouw | n.b. | n.b. | nihil | nihil |
| totaal 1986/1987 | 394.000 | 315.000 | 0,06 | 0,12 |
| totaal na 1987 | 394.000 | 65.000 | 0,03 | 0,08 |

n.b.= niet bekend

*= aanname dat volledige depositie in Nederland plaats vindt

#= maximaal geschatte waarden

4 BELASTINGPADEN EN CONCENTRATIELIMIETEN

4.1 BELASTINGPADEN

De wegen waarlangs radionucliden vanuit een bron via verschillende milieucompartimenten een bijdrage leveren aan de stralingsbelasting van mensen, worden belastingpaden of blootstellingswegen genoemd. In dit rapport wordt verder de term belastingpaden gehanteerd. Radioactieve stoffen kunnen zich via de belastingpaden door de verschillende milieucompartimenten bewegen. Accumulatie in één milieucompartiment kan daarbij optreden, bijvoorbeeld in slib van rivieren.

In figuur 3 zijn de belastingpaden van radionucliden van bron via bodem tot mens weergegeven. Andere belastingpaden naar de mens, zoals bijvoorbeeld inhalatie van radioactieve stoffen in de atmosfeer of directe depositie vanuit de atmosfeer op planten, vallen buiten het kader van dit rapport. Via deze belastingpaden komt echter een groot gedeelte van de stralingsbelasting van mensen tot stand.

Land

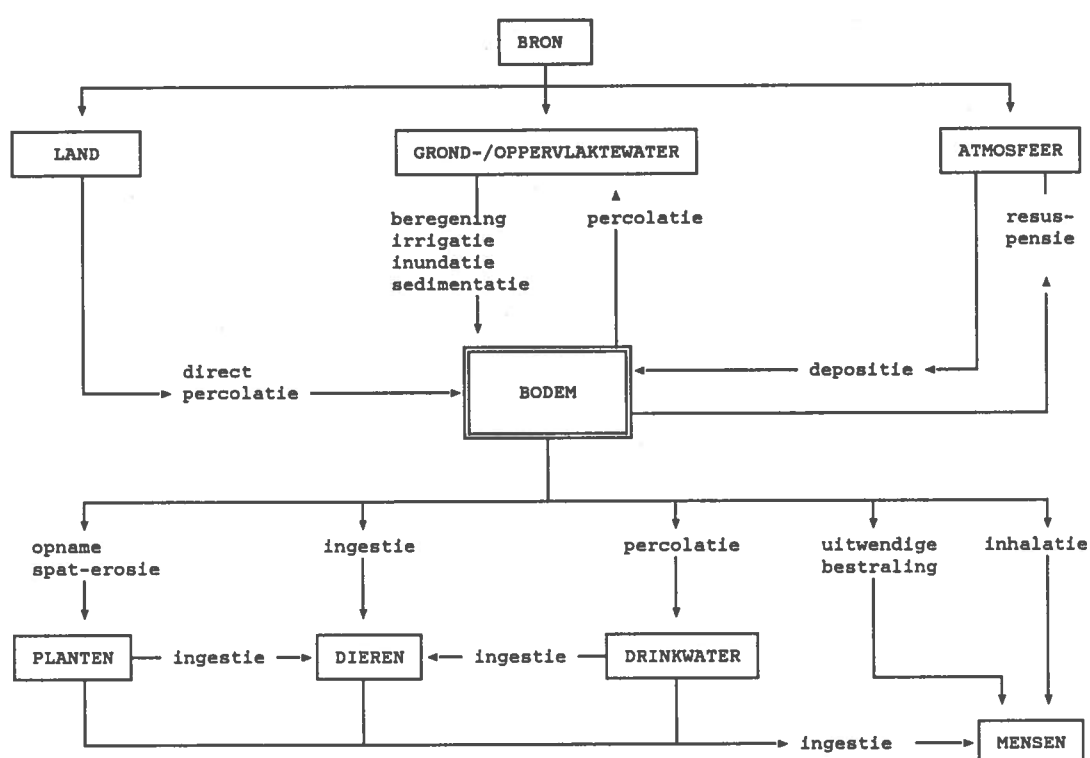
Door opslag van radioactieve stoffen op of in de bodem kunnen radionucliden door percolatie in de bodem terechtkomen. Door verwaaiing van stoffen kunnen ze via de lucht elders op de bodem worden afgezet. Door verspreiding van radionucliden (bijvoorbeeld in kunstmest of gips) kunnen deze direct op de bodem worden gebracht.

Grond-/oppervlaktewater

Radionucliden komen in het oppervlaktewater door depositie vanuit de atmosfeer en door lozingen van afvalwater. Vanuit het oppervlaktewater komen de radionucliden vervolgens in en op de bodem terecht door beregening, irrigatie en inundatie. Radioactieve stoffen kunnen adsorberen aan gesuspendeerde deeltjes. Door sedimentatie bij overstromingen kunnen dezen op het land terecht komen. Via transport met

het grondwater kunnen radioactieve stoffen weer in het oppervlaktewater terecht komen. Door lozing op open water komen ook radionucliden in de kustwateren en slib terecht. De hoeveelheid radioactieve stoffen die in een waterbodem terecht komen is afhankelijk van de hoeveelheid radioactieve stoffen op zwevende stof, het zwevende stof-gehalte van het oppervlaktewater, de sedimentatiesnelheid en de mate van resuspensie van het bodemslib.

Door lozing van afvalwater op de riolering kunnen radionucliden in het slib van zuiveringsinstallaties terecht komen.



Figuur 3 Schema van de belastingpaden van radioactieve stoffen via de bodem.

Atmosfeer

Na emissie van radionucliden in de atmosfeer vindt depositie plaats op de bodem. Eventueel kunnen de radioactieve stoffen via resuspensie, opwerveling, weer terug in de atmosfeer komen.

Er is een groot verschil tussen de ruimtelijke patronen van de natte deposities (door neerslag) en de droge deposities (door zwaartekracht). Voor de natte deposities treden de maxima veel dicht bij de bron op en zijn de gradiënten ook veel groter dan voor droge depositie geldt.

Voor continue reguliere emissies geldt dat de droge depositie op jaarbasis belangrijker is dan de natte depositie. Voor ongevalssituaties geldt het tegenovergestelde. De depositie van radionucliden t.g.v. het Tsjernobyl-ongeval bijvoorbeeld gaf een duidelijke relatie met de regenval (23).

Depositie op bodem en oppervlaktewater vanuit de atmosfeer en irrigatie van landbouwgronden zijn de belangrijkste routes via welke radioactieve stoffen in de voedselketen terecht komen.

Bodem

Het transport van stoffen door de bodem wordt grotendeels bepaald door de grondwaterstroming (44). Radioactieve stoffen gedragen zich tijdens het transport in de bodem niet anders dan niet-radioactieve stoffen. Toch zijn verschillen in gedrag mogelijk tussen dezelfde nucliden. Zo wordt verondersteld dat de mobiliteit van ^{137}Cs afkomstig van Tsjernobyl groter is dan de mobiliteit van ^{137}Cs afkomstig van fall-out (45). Mogelijk speelt hier een rol dat door het ongeval in Tsjernobyl een éénmalige depositie plaats heeft gevonden, terwijl fall-out zorgt voor een langdurende, geringe toevoer van ^{137}Cs die in de bodem accumuleert.

Planten

Planten kunnen radionucliden uit de bodem opnemen. Dit is een relatief langzaam verlopend proces. Vooral langlevende isotopen die zich in de bodem kunnen ophopen bij geringe jaarlijkse toevoer zijn daarom van belang (20).

Radionucliden die aan gronddeeltjes zitten kunnen bij regenval door spat-erosie op planten terecht komen.

Dieren

Dieren kunnen door ingestie (via planten, grond die met de planten meegegeten wordt, drinkwater) en inhalatie besmet worden met radionucliden.

Drinkwater

Via percolatie door de bodem kan grondwater dat als drinkwater gebruikt wordt, besmet worden met radionucliden.

Mensen

Mensen kunnen op drie manieren via de bodem bloot gesteld worden aan radionucliden:

- Door ingestie van planten, dieren of drinkwater die radionucliden bevatten.
- Radionucliden die in de bodem aanwezig zijn kunnen zorgen voor uitwendige bestraling van mensen.
- Door inhalatie van radon of radonochters en in bepaalde gevallen ook andere nucliden, kan inwendige besmetting met radionucliden optreden.

4.2 RADIONUCLIDENGEHALTEN IN DE BODEM EN RISICOBEPALING

Ten aanzien van stralingsbescherming zijn er drie onderdelen die bij de beleidsontwikkeling en normstelling op dit gebied in Nederland van belang zijn (41). Voor het brongericht beleid worden het ALARA- en rechtvaardigingsprincipe gehanteerd. Voor het effectgerichte beleid worden normen uitgedrukt in risicogrenzen, op basis waarvan dosislimieten kunnen worden berekend.

Het ALARA-principe (As Low As Reasonably Achievable) houdt in dat blootstelling aan straling zo laag gehouden moet worden als redelijkerwijs haalbaar is, waarbij ook economische en maatschappelijke factoren een rol spelen.

Het rechtvaardigingsprincipe houdt in dat toepassing van straling slechts dan gerechtvaardigd is, als de afweging van voordelen en nadelen van de toepassing ten opzichte van ieder ander alternatief een netto gunstig resultaat oplevert.

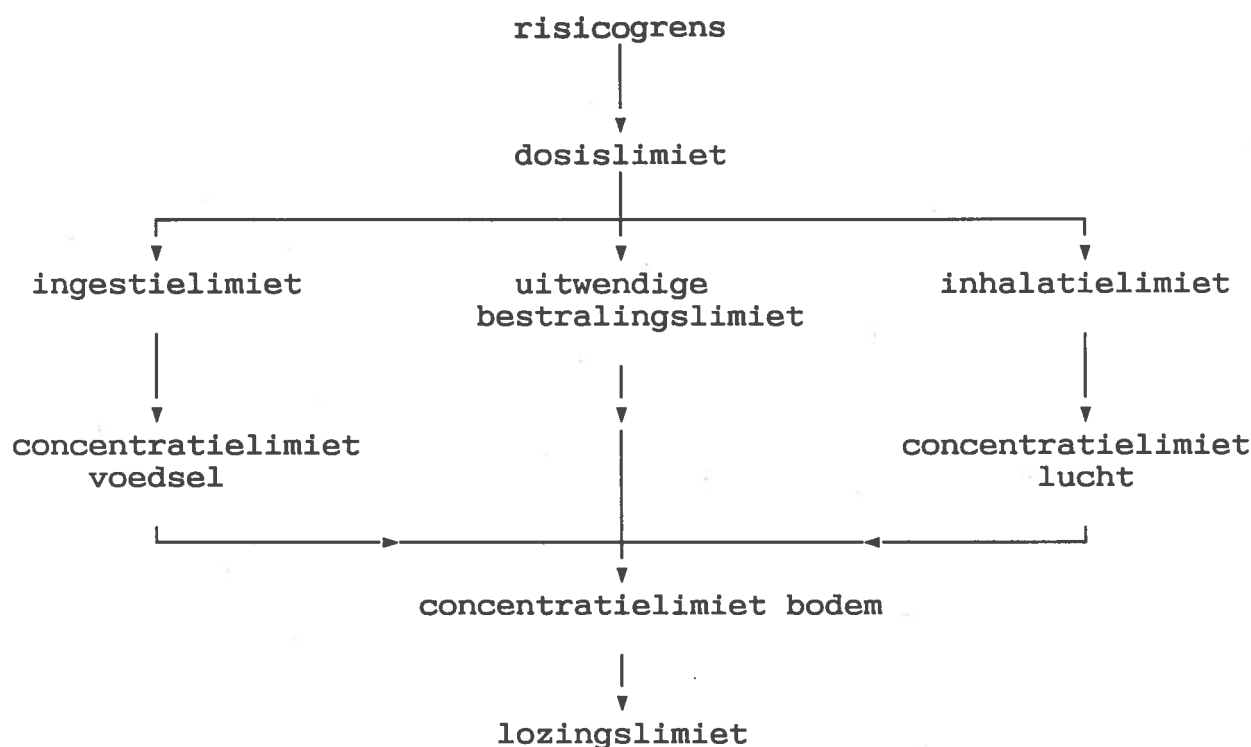
Dosislimieten kunnen worden berekend op basis van gekwantificeerde toelaatbare risico's. In de notitie "Omgaan met risico's" (46), verschenen als bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan, wordt de risicobenadering als grondslag voor het ef-

fectgerichte beleid gegeven. De van nature aanwezige risico's door natuurlijke achtergrondstraling vallen buiten de risicobenadering. Er wordt met het risico gerekend dat door menselijke activiteiten aan de natuurlijke achtergrondstraling wordt toegevoegd.

Er zijn individuele dosislimietwaarden die niet mogen worden overschreden. Een voorbeeld is de dosislimiet van 5 mSv/jaar voor individuele leden van de bevolking voor extra opgelopen stralingsbelasting t.g.v. kernenergie (3). Bij de bepaling van individuele dosislimieten kan rekening gehouden worden met mensen die tot een kritieke groep behoren.

Het is mogelijk om uitgaande van dosislimieten voor de mens, concentratielimieten voor radionucliden in bodem, water of lucht te berekenen. Hiervoor dienen verschillende relaties gekwantificeerd te worden. Voor stralingsbelasting via het milieucompartiment bodem is in figuur 4 het schema gegeven voor de berekening van concentratielimieten uit dosislimieten.

Als extra stap is het mogelijk lozingslimieten voor bepaalde activiteiten vast te stellen. Door Punte *et al.* zijn berekeningen uitgevoerd om uit risiconiveaus de lozingsgrenzen vast te kunnen stellen (38). Hierbij zijn steeds de belangrijkste belastingpaden bekeken; directe inhalatie van radionucliden geloosd in de atmosfeer en ingestie van voedsel besmet met radionucliden geloosd in water. In het onderzoek zijn slechts de belangrijkste radionucliden betrokken die bij niet-industriële processen vrijkomen, de isotopen van radon, polonium en lood. Veelal ontbreekt nog inzicht in belastingpaden en verspreidingsmechanismen om brongerichte eisen te kunnen stellen.



Figuur 4 Schema voor berekening van concentratielimieten van radionucliden in de bodem uit risicogrenzen en dosislimieten (bron: 47)

Indien naar de totale stralingsbelasting wordt gekeken, geldt dat de stralingsbelasting via alle belastingpaden berekend moet worden en cumulatief genomen moet worden. Berekening van de gevolgen van een specifieke lozingssituatie kan wel plaats vinden aan de hand van het meest kritieke belastingpad. Dit kan bijvoorbeeld de inwendige straling veroorzaakt door inhalatie van radionucliden zijn.

Het is veelal moeilijk realistische kwantitatieve relaties weer te geven aangezien vele gegevens, om bijvoorbeeld doses uit ingestie van radionucliden te berekenen, niet bekend zijn. Om deze reden worden vaak overschattende veronderstellingen toegepast.

Bij toepassing van dosislimieten om concentratie- en lozingslimieten te beoordelen kan gebruik gemaakt worden van de collectieve dosis en de individuele dosis voor kritieke groepen.

Een combinatie van beiden is een goede benadering maar is niet eenvoudig vast te stellen. Sommige activiteiten zorgen voor een hoge collectieve dosis maar niet voor een hoge individuele dosis. Een voorbeeld hiervan is het gebruik van kolen voor de

energieproductie en daardoor de verspreiding van vlieggas. Er zijn echter ook activiteiten die hoge individuele doses geven en lage collectieve dosis (41).

Als bovengrens voor het cumulatief individueel risico bij straling wordt een maximaal toelaatbaar niveau van 10^{-5} per jaar gegeven. Met individueel risico wordt bedoeld de kans dat een persoon een bepaald nadelig effect ondervindt als gevolg van blootstelling aan een agens. Een risico van 10^{-5} /jaar betekent een kans van één dodelijk slachtoffer per 10^5 mensen per jaar. Bij stralingsbescherming wordt er tot nu toe van uit gegaan dat door het vaststellen van normen voor de bescherming van de mens, ook planten en dieren afdoende beschermd zijn (2).

Als omrekeningsfactor van risico naar effectief dosisequivalent gold tot voor kort een sterfterisicofactor van 10^{-2} per Sievert (3). In de onlangs verschenen nota "Omgaan met risico's van straling" (2) wordt een nieuwe sterfterisicofactor van $2,5 \cdot 10^{-2}$ per Sievert aangehouden. Dit betekent dus een aanscherping van de oude normen met 2,5 maal. Vermenigvuldiging van een bepaalde stralingsbelasting met de sterfterisicofactor levert het risicogetal op. Uitgaande van $2,5 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ levert dit voor een natuurlijke achtergrondstraling van 2,0 mSv/jaar een algemeen individueel risico op van $5,0 \cdot 10^{-5}$ /jaar. Voor het maximaal cumulatieve individuele risiconiveau van 10^{-5} /jaar levert dit een dosislimiet van 0,4 mSv/jaar. Uit deze dosislimiet kunnen de concentratielimieten voor radionucliden in lucht, water en bodem worden berekend. Voorwaarde hiervoor is dat de belastingpaden nauwkeurig genoeg bekend zijn.

In de hoofdstukken 1 en 2 is weergegeven wat de stralingsbelasting vanuit de verschillende natuurlijke bronnen bedraagt. In hoofdstuk 3 zijn voor verschillende menselijke activiteiten de toename van de radionuclidegehalten van de bodem geschat of berekend en de stralingsbelasting van mensen die hiervan het gevolg is.

In tabel 13 worden van enkele van de belangrijkste bronnen de stralingsbelasting en het daarbij behorende risico's vermeld.

Tabel 13 Stralingsbelasting (in mSv/jaar) en bijbehorende risico's (per jaar) van enkele kunstmatige en natuurlijke bronnen in Nederland.

| bron | stral belast. totaal mSv/jaar | risico 1/jaar | stral. belast. via bodem mSv/jaar | risico 1/jaar |
|----------------------------|-------------------------------------|---------------------|---|---------------------|
| kerncentrales | 0,01 | $2,5 \cdot 10^{-7}$ | n.b. | n.b. |
| gebruiksartikelen | 0,01 | $2,5 \cdot 10^{-7}$ | 0,01 | $2,5 \cdot 10^{-7}$ |
| Tsjernobyl (1986/1987) | 0,06 | $1,5 \cdot 10^{-6}$ | 0,05 | $1,3 \cdot 10^{-6}$ |
| Tsjernobyl (na 1987) | 0,02 | $5 \cdot 10^{-7}$ | 0,02 | $5 \cdot 10^{-7}$ |
| fall-out | 0,01 | $2,5 \cdot 10^{-7}$ | n.b. | n.b. |
| vliegstof | 0,0006 | $1,5 \cdot 10^{-8}$ | 0,0001 | $2,5 \cdot 10^{-9}$ |
| vliegas | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| niet-nucl. industrie | 0,025 | $6 \cdot 10^{-7}$ | 0,004 | $1 \cdot 10^{-7}$ |
| totaal kunst.bron (na '87) | 0,08 | $1,9 \cdot 10^{-6}$ | 0,03 | $0,8 \cdot 10^{-6}$ |
| bouwmateriaal | 0,63 | $1,6 \cdot 10^{-5}$ | – | – |
| aardbodem | 0,78 | $2,0 \cdot 10^{-5}$ | 0,78 | $2,0 \cdot 10^{-5}$ |
| totaal | 1,49 | $3,8 \cdot 10^{-5}$ | 0,81 | $2,1 \cdot 10^{-5}$ |

(n.b.=niet bekend)

Kunstmatige bronnen

Het cumulatieve individueel risico door belasting van de totale straling afkomstig van beschouwde activiteiten bedraagt $1,9 \cdot 10^{-6}$ /jaar (in het eerste jaar na Tsjernobyl $2,9 \cdot 10^{-6}$ /jaar). Dit is 19% van het maximaal toelaatbare niveau van 10^{-5} /jaar (29% in 1986/1987).

Het gedeelte van het risico veroorzaakt door straling uit de bodem bedraagt $0,8 \cdot 10^{-6}$ /jaar (eerste jaar na Tsjernobyl $1,6 \cdot 10^{-6}$ /jaar). Dit is 8% van het maximaal toelaatbare niveau (en 16% na 1987). De laatste hier gegeven cumulatieve individuele risico's zijn in werkelijkheid iets hoger aangezien geen gegevens van kerncentrales en fall-out bekend zijn.

Natuurlijke bronnen

De stralingsbelasting door de twee natuurlijke bronnen aardbodem en conventioneel bouwmateriaal bedraagt 1,4 mSv/jaar, hetgeen overeen komt met een risico van $3,5 \cdot 10^{-5}$ /jaar. De aardbodem alleen zorgt voor een risico van $2,0 \cdot 10^{-5}$ /jaar.

Het algemeen individueel risico t.g.v. de totale hoeveelheid natuurlijke achtergrondstraling bedraagt $5 \cdot 10^{-5}$ /jaar. Deze waarde ligt ver boven de risicowaarden ten gevolge van menselijke activiteiten.

Normering van radionucliden in de bodem

Een belangrijke toename van de stralingsbelasting uit de bodem door menselijke activiteiten valt gemiddeld over Nederland niet te verwachten. Door storten of toepassing van afvalstoffen (vliegas, gips) kan lokaal wel sprake zijn van verhoging van de stralingsbelasting. Voor nucleaire ongevallen geldt dat over geheel Nederland een aanzienlijke verhoging van de stralingsbelasting uit de bodem plaats kan vinden.

Natuurlijke straling uit de bodem vormt een belangrijk aandeel in de stralingsbelasting. Er zijn mogelijkheden voor beheersing van het probleem. Door afdichten van vloeren en leggen van folie in kruipruimtes wordt bijvoorbeeld voor een belangrijk deel voorkomen dat radon in woningen dringt. In de Verenigde Staten, waar radon een groter probleem vormt, worden dergelijke maatregelen toegepast. In het RENA-project wordt onderzocht of deze maatregelen ook in Nederland effectief zijn.

Natuurlijke factoren spelen bij de beheersing van radonexhalatie uit de bodem een belangrijke rol.

In 1991 zal het basisdocument Radon uitgebracht worden. Hierin zullen o.a. resultaten van onderzoeken naar de infiltratie en verspreiding van radongas uit de bodem weergegeven worden. Op basis van dit document zullen doelstellingen voor reductie van risico's voor de lange termijn worden geformuleerd (2).

Momenteel wordt ten gevolge van nieuwe mogelijkheden voor hergebruik van afvalstoffen (eventueel met verhoogde radionuclidenconcentraties) in het kader van het RENA-project bestudeerd of er een normering voor radioactieve stofgehalten in bouw materiaal moet komen.

Voor de bodem is het gezien bovenstaande conclusies wenselijk, normering van radioactieve stoffen nader te onderzoeken. Door gebrek aan gegevens zal bij het berekenen van gehalten in de bodem uit dosislimieten rekening gehouden moeten worden met de onzekerheden in o.a. deze berekeningen, het transport van radionucliden via de verschillende belastingpaden en de risicobepaling van stralingsbelasting. Nadere studie is nodig om hiervoor aanvullende gegevens te verzamelen (2).

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Radioactieve straling uit de bodem wordt veroorzaakt door gehalten aan natuurlijke en kunstmatige radionucliden in de bodem. Toename van radionuclidengehalten in de bodem vindt plaats door menselijke activiteiten.

Radionucliden kunnen in de bodem terecht komen door depositie vanuit de atmosfeer of door transport- en sedimentatieprocessen vanuit grond- en oppervlaktewater. Vanuit de bodem kunnen radionucliden weer naar atmosfeer en water getransporteerd worden. Tevens kunnen de nucliden vanuit de bodem in de voedselketen terecht komen. Door ingestie, uitwendige bestraling en inhalatie kan stralingsbelasting van mensen plaats vinden.

Voor de bodem geldt dat er een relatie is tussen fijne korrel-fractie en gehalten aan radionucliden in de bodem en afgeleid daarvan, met γ -straling en radonexhalatie uit de bodem. De relatie van radongas uit de bodem met grondsoort is minder eenduidig dan de relatie van γ -straling uit de bodem met grondsoort.

Bodemfactoren als textuur, structuur, profielopbouw, vochtgehalte, radionuclidengehalte en externe factoren als afdekkende lagen, bebouwing en wind zijn van invloed op het vrijkomen van radongas uit de bodem. Deze factoren hebben een veel geringere invloed op het vrijkomen van γ -straling uit de bodem.

Natuurlijke straling uit de bodem zorgt voor een stralingsbelasting van 0,78 mSv/jaar, dat is ca. 30% van de gemiddelde stralingsbelasting in Nederland.

Radionucliden die door menselijke activiteiten in het milieu worden gebracht zijn o.a. ^3H , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{60}Co , ^{131}I en elementen uit de vervalreeksen van ^{238}U en ^{232}Th .

De stralingsbelasting uit kunstmatige bronnen wordt voornamelijk bepaald door niet-nucleaire industrieën, gebruiksartikelen, kerncentrales, fall-out en het ongeval in Tsjernobyl. Het aandeel van de stralingsbelasting dat via de bodem bij de mens komt bedraagt 0,03 mSv/jaar en is in verhouding tot de natuurlijke achtergrondstraling (2,0 mSv/jaar) slechts gering.

De stralingsbelasting ten gevolge van verbranding van fossiele brandstoffen, waarbij vliegstof en vlieggas vrijkomen, is zeer gering. Bij het storten van vlieggas zou exhalatie van radongas een aandeel in de stralingsbelasting kunnen vormen.

Toepassing van kunstmest heeft een verwaarloosbare invloed op de stralingsbelasting.

In Nederland is in de komende jaren een geringe groei te verwachten van hoeveelheden radionucliden die in het milieu geloosd zullen worden door menselijke activiteiten.

Binnen een korte periode kunnen de grootste emissies van radioactieve stoffen plaatsvinden door ongevallen met kerncentrales. De stralingsbelasting die hiervan het gevolg is, kan aanzienlijk zijn. Zo heeft het ongeval in Tsjernobyl, in 1986/1987 in Nederland gezorgd voor ca. 70% van de stralingsbelasting veroorzaakt door menselijke activiteiten.

De stralingsbelasting uit de bodem, afkomstig van menselijke activiteiten (0,03 mSv/jaar) heeft een individueel risico van $0,8 \cdot 10^{-6}$ /jaar tot gevolg. Het maximaal toelaatbaar individuele risico-niveau als gevolg van alle bronnen samen bedraagt 10^{-5} /jaar en wordt dus niet overschreden. Wel kunnen lokaal verschillen in de stralingsbelasting en zodoende het risiconiveau, optreden. Mogelijk kunnen bij concentraties van radionucliden, zoals het storten van afvalstoffen, overschrijdingen van het maximaal toelaatbare risico plaatsvinden.

Het risico dat de natuurlijke achtergrondstraling vormt is een factor 20 groter dan het risico door menselijke activiteiten.

Straling uit de bodem kan beheerst worden door toepassing van bepaalde technieken. Hierbij kan gedacht worden aan ventilatie van kruipruimtes en het aanbrengen van afdichtende lagen onder een woning.

Er is nog maar weinig gedetailleerd onderzoek verricht naar de invloed van bodem- en externe factoren op straling uit de bodem. Over een eventuele beheersing van de stralingsbelasting door ingrepen in deze factoren zijn geen gegevens bekend.

Het is wenselijk normering van radionuclidengehalten in de bodem nader te onderzoeken. Door kwantitatieve risicoberekeningen zouden uit dosislimieten voor mensen, concentratielimieten voor radionuclidengehalten in de bodem te berekenen zijn. Veelal zijn echter de verbanden tussen blootstelling en risico niet bekend. Voor brongerichte eisen met betrekking tot lozingslimieten, is er nog weinig inzicht in de belastingpaden en verspreidingsmechanismen.

Het is van belang aandacht te besteden en eventueel aan te sluiten bij het onderzoek naar straling uit de bodem zoals dit momenteel wordt verricht en dat o.a. zal resulteren in het basisdocument Radon dat in 1991 uitgebracht zal worden.

6 LITERATUURLIJST

- 1 Stichting Projectbeheerbureau EnergieOnderzoek. Straling in het leefmilieu. Resultaten van het onderzoeksprogramma Stralingsaspecten van woonhygiëne en verwante radio-ecologische problemen (SAWORA). Maart 1986, Utrecht.
- 2 Ministerie van VROM. Omgaan met risico's van straling. Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu. Maart 1990, Den Haag.
- 3 Ministerie van VROM. Indicatief Meerjarenprogramma Straling 1985-1989. September 1985, Den Haag.
- 4 Ackers J.G. Stralingsbelasting uit natuurlijke bron in Nederland; een parameterstudie. Rapport nr. 19 serie Stralenbescherming van VROM. Februari 1986.
- 5 Lafavore M. Radon the invisible threat. What it is, where it is, how to keep your house safe. 1987, Pennsylvania.
- 6 Damkjaer A, Korsbech U. Measurement of the emanation of radon-222 from Danish soils. The science of the total environment nr. 45, 1985, pag. 343-350.
- 7 Ackers J.G. Gemeten exhalatiesnelheden van radon uit oppervlakken van gereed bouw materiaal en grond. Rapport nr. 9 serie Stralenbescherming van VROM. November 1985, Den Haag.
- 8 Köster H.W., Keem A., Pennders R.M.J., Bannink D.W., Winkel J.H. de. De natuurlijke radioactiviteit van Nederlandse gronden. Rapport nr. 13 serie Stralenbescherming van VROM. Februari 1986, Den Haag.

- 9 Put L.W., Veldhuizen A., Meijer R.J. de. Radonconcentraties in Nederland. Rapport nr. 14 serie Stralenbescherming van VROM. Februari 1986, Den Haag.
- 10 Ackers J.G. Concentratie van radionucliden in bouwmaterialen en grondsoorten. Rapport nr. 8 serie Stralenbescherming van VROM. November 1985, Den Haag.
- 11 Meijer R.J. de, Put L.W., Schuiling R.D., Reus J. de, Wiersma J. Natural radioactivity of heavy mineral sands: a tool for coastal sedimentology? KVI-rapport nr. 683. Juni 1987.
- 12 Bonnet P.J.P., Appleby P.G., Oldfield F. Radionuclides in coastal and estuarine sediments from Wirral and Lancashire. The science of the total environment nr. 70, 1988, pag. 215-236.
- 13 Edelman Th. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland; een eerste verkenning. RIN-rapport 83/8. 1983 Arnhem.
- 14 Dongen R. van, Potma C.J.M., Stoute J.R.D. Natuurlijke achtergrondstraling in Nederland. Deel 1: vrije-veldmetingen. Rapport nr. 4 serie Stralenbescherming van VROM. Mei 1985, Den Haag.
- 15 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Ionizing radiation: sources and biological effects of atomic radiation. Report to the General Assembly with annexes. 1982, United Nations, New York.
- 16 Wilkening M. Radon transport in soil and its relation to indoor activity. The science of the total environment nr. 45, 1985, pag. 219-226.
- 17 Lindmark A., Rosen B. Radon in soil gas - exhalation tests and in situ measurements. The science of the total environment nr. 45, 1985, pag. 397-404.

- 18 Benes P., Borovec Z., Strejc P. Interaction of radium with freshwater sediments and their mineral components. II. Kaolinite and montmorillonite. *Journal of Radio Nuclear Chemistry* nr. 89/2, 1985, pag. 339-351.
- 19 Jong, P. de. Emissie- en produktnormen. Rapport nr. 39E serie Stralensbescherming van VROM. December 1988, Den Haag.
- 20 Ministerie van VROM, Ministerie van L & V. Milieu-effectrapportage 27 Effectvoorspelling. IX Straling. 1988, Den Haag.
- 21 Gezondheidsraad. Kerncentrales en volksgezondheid. September 1975, Rijswijk.
- 22 Commissie Rapportage Radioactiviteitsmetingen Tsjernobyl. Radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactor ongeval in Tsjernobyl. CCRX, oktober 1986, Den Haag.
- 23 Commissie Rapportage Aanvullend Meetprogramma Tsjernobyl. Rapportage aanvullend meetprogramma Tsjernobyl. CCRX, juni 1988, Den Haag.
- 24 Köster H.W., Leenhouts H.P., Frissel M.J. Radioactiviteit van vliegias in het milieu en de daaruit voortvloeiende stralingsbelasting. Rapport nr. 21 serie Stralensbescherming van VROM. Juni 1986, Den Haag.
- 25 Ministerie van Economische Zaken, ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Nota energiebeleid, deel 2/kolen. 1980, Den Haag.
- 26 Lugt G. van der. Stralingshygiënische aspecten van het stoken van steenkool en het gebruik van vliegias. *Energiespectrum* nr. 12, december 1984.
- 27 Coles D.G., Ragaini R.C., Ondov J.M. Behaviour of natural radionuclides in western coal-fired power plants. *Environmental Science & Technology* vol. 12 nr. 4, 1978, pag. 442-446.

-
- 28 Sloot H.A. van der, Zonderhuis J., Mey R. Spoorelementen in geïmporteerde steenkool. Oktober 1983, ECN-83-174. Stichting Energieonderzoek Centrum Nederland, Petten.
- 29 Blaauboer R.O., Vaas L.H. De geschatte stralingsbelasting in Nederland in 1987. Rapport nr. 41 serie Stralenbescherming van VROM. September 1989.
- 30 Meij R. Luchtverontreiniging door electriciteitsopwekking met kolen. Energiespectrum nr. 2, februari 1989.
- 31 N.V. Samenwerkende electriciteits-productiebedrijven. Electriciteitsplan 1989 - 1998. Arnhem, februari 1989.
- 32 Stichting Projectbeheerbureau Energieonderzoek. Luchtverontreiniging ten gevolge van de uitworp van kolengestookte installaties. Maart 1986, Utrecht.
- 33 Electriciteit in Nederland 1986. Uitgave van de directies van Sep, GKN, KEMA, VEEN en VDEN, april 1987, Arnhem.
- 34 Dijk G. van. Radioactieve emissies van kerncentrales en conventionele installaties. Juni 1980, Rijksuniversiteit Groningen.
- 35 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with annexes. 1977, United Nations, New York.
- 36 Stranden E. Sources of exposure to technologically enhanced natural radiation. The Science of the Total Environment nr. 45, 1985, pag. 27-45.
- 37 Kolb W.A., Wojcik M. Enhanced radioactivity due to natural oil and gas production and related radiological problems. The Science of the Total Environment nr. 45, 1985, pag. 77-84.
- 38 Punte A., Meijer R.J. de, Put L.W. Schatting van de radiologische consequenties van lozingen in de atmosfeer en op het oppervlaktewater veroor-

- zaak door niet-nucleaire industriële processen in Nederland. Rapport nr. 40 serie Stralenbescherming van VROM. Juli 1988, Den Haag.
- 39 Köster H.W., Weers A.W. van. Radioecologie van en stralingsbelasting door Nederlands afvalgips in het buitenmilieu. Rapport nr. 11 serie Stralenbescherming van VROM. November 1985, Den Haag.
- 40 Heijde H.B. van der, *et al.*. Environmental aspects of phosphate fertilizer productions in The Netherlands. The Science of the total environment nr. 90, 1990, pag. 203-225.
- 41 DHV, TNO. Beleidsimplicaties met betrekking tot reguleerbare vormen van natuurlijke achtergrondstraling. Februari 1988, Delft.
- 42 Hogeweg B. Evaluatie van het SAWORA-onderzoekprogramma naar natuurlijke straling. Rapport nr. 23 serie Stralenbescherming van VROM. September 1986, Den Haag.
- 43 Ackers J.G. Natuurlijke radioactiviteit in de woonomgeving in Nederland. 1988, RD-TNO, Delft.
- 44 Sman H.T., Westrate F.A., Loxham M. Economische Schade van een Ongeval met een Kerncentrale; Mobiliteit van Radionucliden in de Bodem. Rapport nr. SPH-06-14. 1988, Delft.
- 45 Meijer R.J. de, Veen A.W.L., Willemsen-Zwaagstra J. Radionucliden in het duinmilieu geen bedreiging voor drinkwatervoorziening. H₂O nr. 19, 1988, pag. 560-563.
- 46 Ministerie van VROM. Omgaan met risico's. De risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan. 1989, Den Haag.
- 47 Marwitz P.A., Weers A.W. van. Gezondheid planten, dieren en ecosystemen. Rapport nr. 39B serie Stralenbescherming van VROM. December 1988, Den Haag.

- 48 Groen G.C.H., Groot T.J.H. de, Nyqvist R.G., Keverling Buisman A.S., Stoute J.R.D. Metingen van parameters ter bepaling van de radonbelasting in het kader van het nationaal onderzoeksprogramma SAWORA. Rapport nr. 20 serie Stralenbescherming van VROM. Juni 1986, Den Haag.
- 49 Huyskens C.J. Ioniserende straling. Onderdeel dictaat TUD.
- 50 Weber J., Rasmussen C.E. Stralingsbescherming. Inleiding tot de stralingshygiëne. 1985, Delft.
- 51 Andriessse C.D., Heertje A. (red.). Kernenergie in beweging. Handboek bij vraagstukken over kernenergie. 1982, Amsterdam.
- 52 United States Department of Health, Education and Welfare. Division of Radiological Health. Radiological Health Handbook. September 1960, Washington.

7 BEGRIPPENLIJST

(bronnen o.a.: 2, 3, 20, 48, 49, 50)

| | |
|--|--|
| Activiteitsconcentratie (Bq/m ³ , Bq/kg). | Hoeveelheid straling per massa-of volume-eenheid. |
| Algemeen individueel risico. | Risico voor gemiddeld lid van de totale bevolking. |
| a-Straling. | Sterk ioniserende deeltjesstraling bestaande uit twee protonen en twee neutronen (heliumkernen). |
| β-Straling. | Deeltjesstraling bestaande uit energierijke vrije electronen. 20 x minder ioniserend dan a-straling. |
| Bequerel (Bq). | Eenheid van radioactiviteit. 1 Bequerel komt overeen met 1 vervallende atoomkern per seconde. |
| Groepsrisico. | Risico gesommeerd over de leden van een groep. |
| g-Straling. | Kortgolvlige electromagnetische straling. Zeer energierijk maar 20 x minder ioniserend dan a-straling. |
| Depositie. | Het neerslaan van stoffen op het aardoppervlak. |

| | |
|--|---|
| Dosis. | Grootheid waarmee de invloed van straling op levende materie wordt beschreven, uitgedrukt in per massa-eenheid geabsorbeerde hoeveelheid energie. |
| Dosisequivalent (Sv). | Dosis vermenigvuldigd met een kwaliteitsfactor, waarin de biologische werkzaamheid van de verschillende soorten straling is verwerkt (in het spraakgebruik: dosis). |
| Dosistempo (Sv/s). | Dosis per tijdseenheid. |
| Effectief dosisequivalent (Sv). | Dosisequivalent bij inhomogene bestraling van het lichaam, waarin de afwijkende gevoeligheden van de verschillende organen zijn verwerkt (in het spraakgebruik: effectieve dosis). |
| Exposie (R; C/kg). | Grootheid voor stralingsintensiteit, uitgedrukt in de hoeveelheid in lucht vrijgemaakte lading per massa-eenheid lucht. |
| Exposietempo (R/s; C/kg.s). | Exposie per tijdseenheid. |
| Fall-out. | Splijtingsproducten en radioactieve stofdeeltjes, die t.g.v. bovengrondse kernproeven uit de atmosfeer op het aardoppervlak terecht komen. (Momenteel is van deze stralingsbron voornamelijk ¹³⁷ Cs van belang.) |
| Halfwaardetijd. is | Tijd waarin de radioactiviteit van een hoeveelheid van een stof door natuurlijk verval gehalveerd. |
| Individueel risico. | Kans die iemand uit een bepaalde groep loopt om te worden getroffen door de ongewenste gevolgen van een gebeurtenis. |

| | |
|---|--|
| Inwendige straling. | Straling in het lichaam afkomstig van radioactieve kernen die in voedsel, water en lucht zitten. |
| Ioniserende straling. | Straling die op haar weg door de materie daaraan energie overdraagt door het wegslaan van elektronen uit atomen of moleculen. |
| Isotopen. | Verschillende atomen van eenzelfde element met dezelfde chemische eigenschappen, waarbij het aantal neutronen in de atoomkern verschilt, maar het aantal protonen in de kern hetzelfde is. |
| Kosmische straling. | Onderdeel van de natuurlijke achtergrondstraling. Zeer energierijke straling afkomstig uit het heelal. |
| Kritieke groep. | Bepaalde groep die in een risicovolle situatie is. |
| Maximaal individueel risico. | Risico voor leden uit de meest kritieke groep (= met hoogste risico). |
| Natuurlijke achtergrondstraling. | Straling van nature aanwezig in het milieu. |
| Radioactiviteit. | De eigenschap van bepaalde atoomkernen spontaan deeltjes of energie uit te zenden of spontaan kernsplijting te ondergaan. |
| Radionuclide. | Instabiel isotoop die in een andere kern vervalt en daarbij ioniserende straling uitzendt. |
| Radionuclidengehalte (Bq/kg, Bq/m³) | Gehalte aan radionucliden in een bepaalde massa of volume. |

| | |
|---|---|
| Radon (= ^{222}Rn). | Radioactief gasvormig element uit de vervalreeks van uranium. |
| Radonconcentratie (Bq/m^3). | Concentratie van het radongas, uitgedrukt in eenheden van radioactief verval; Bequerel per kubieke meter lucht. |
| Radonemanatie (atomen/s.kg). | Hoeveelheid radon die in een bepaalde hoeveelheid materiaal in een bepaalde tijd wordt geproduceerd. |
| Radonemanatiefactor (-). | De fractie van het in het materiaal gevormde radongas dat vrijkomt in de porieën van het materiaal. |
| Radonexhalatie (Bq/m^2). | Hoeveelheid radon die door een bepaald oppervlak van een materiaal aan de omgeving wordt afgegeven. |
| Radonexhalatiesnelheid ($\text{Bq}/\text{m}^2.\text{s}$). | Hoeveelheid radon die door een bepaald oppervlak van een materiaal in een bepaalde tijd aan de omgeving wordt afgegeven. |
| Sievert (Sv). | Eenheid van dosisequivalent; uitgedrukt in energie per massa-eenheid. |
| Stralingsbelasting. | Zie dosisequivalent. |
| Thoron (= ^{220}Rn). | Radioactief gasvormig element uit de vervalreeks van thorium. |
| Uitwendige straling. | Voornamelijk g-straling van kosmogene en terrestrische oorsprong. |
| Vervalreeksen. | Reeks bestaande uit radioactief element en daaruit vervallende dochterproducten, die stabiel of ook weer radioactief kunnen zijn. |

| | |
|--|--|
| Vlieggas, vliegstof. | Fracties fijn verdeelde as en stof die ontstaan bij verbranding. |
| ^{137}Cs. | Cesium. Radioactief element afkomstig van kernproeven. |
| ^{40}K. | Isotoop van kalium, voor 0,01% in natuurlijk kalium aanwezig. In de natuur en in het lichaam aanwezig radioactief element dat bij verval β -straling uitzendt. |
| ^{232}Th. zitten | Thorium. In de natuur aanwezig radioactief element. In de vervalreeks van thorium vele andere radioactieve elementen (o.a. thoron). In het vervalproces wordt α -, β - en γ -straling uitgezonden. |
| ^{238}U: zitten | Uranium. In de natuur aanwezig radioactief element. In de vervalreeks van uranium vele andere radioactieve elementen (o.a. radon). In het vervalproces wordt α -, β - en γ -straling uitgezonden. |

BIJLAGE 1 Stralingsgrootheden en -eenheden

(bron: 50, 51)

.In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste fysische grootheden die van belang zijn bij de beschrijving van straling en stralingsbelasting.

De *activiteit* van een hoeveelheid radioactief nuclide is het aantal spontane overgangen van atoomkernen naar een andere energietoestand, in een bepaald tijdsinterval. De eenheid van activiteit is bequerel (Bq). Een oude eenheid is curie (Ci).

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$$

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ s}^{-1}$$

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$$

Ioniserende straling geeft energie af aan de materie die ermee bestraald wordt. De *dosis* is een maat voor de hoeveelheid geabsorbeerde energie. De eenheid is gray (Gy). De vroeger gebruikte eenheid is rad.

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1 \text{ rad} = 10^{-2} \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1 \text{ rad} = 10^{-2} \text{ J.kg}^{-1}$$

Het *dosistempo* is de dosis in een bepaald tijdsinterval en heeft als eenheid Gy.s^{-1} .

Voor het karakteriseren van de intensiteit van g-stralingsvelden wordt gebruik gemaakt van de *exposie*, de hoeveelheid in lucht vrijgemaakte lading voor een bepaalde massa lucht. Als eenheid heeft exposie coulomb per kg (C.kg^{-1}). De oude eenheid is röntgen (R).

$$1 \text{ R} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ C.kg}^{-1}$$

Bij een exposie van 1 C.kg^{-1} bedraagt de dosis in lucht 34 Gy en de dosis in weefsel 37 Gy.

Het *exposietempo* is de exposie in een bepaald tijdsinterval en heeft als eenheid $\text{C.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$.

Het *dosisequivalent* is een maat voor de biologische werkzaamheid van een bepaalde dosis. Voor de bepaling van het dosisequivalent wordt de dosis vermenigvuldigd met een dimensieloze kwaliteitsfactor. De waarde van deze factor hangt af van de aard en energie van de betreffende straling. Voor β - en g-straling bedraagt de kwaliteitsfactor 1, voor α -straling bedraagt de factor 20.

De eenheid van dosisequivalent is sievert (Sv). De vroeger gebruikte eenheid is rem.

$$1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1 \text{ rem} = 10^{-2} \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1 \text{ rem} = 10^{-2} \text{ Sv}$$

De stralingsbelasting voor afzonderlijke organen en weefsels kan berekend worden door de dosis te vermenigvuldigen met weegfactoren die van toepassing zijn op een betreffend orgaan of weefsel. Door de som van deze gewogen dosisequivalenten op te tellen ontstaat het *effectieve dosisequivalent*. De eenheid hiervan is ook sievert.

BIJLAGE 2 Gegevens van de ^{238}U - en ^{232}Th -vervalreeksen
(bron: 52)

URANIUM SERIES ($4n + 2$)*

| Radioelement | Historical Name | Symbol | Radiation Emitted | Half Life |
|-----------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------------|
| Uranium | Uranium I | $_{92}\text{U}^{238}$ | α, γ | $4.51 \times 10^9 \text{y}$ |
| ↓ | | | | |
| Thorium | Uranium X ₁ | $_{90}\text{Th}^{234}$ | β, γ | 24.10d |
| ↓ | | | | |
| Protactinium | Uranium X ₂ * | $_{91}\text{Pa}^{234}$ | β, γ | 1.175m |
| ↓ | | | | |
| Uranium | Uranium II | $_{92}\text{U}^{234}$ | α, γ | $2.48 \times 10^5 \text{y}$ |
| ↓ | | | | |
| Thorium | Ionium | $_{90}\text{Th}^{230}$ | α, γ | $8.0 \times 10^4 \text{y}$ |
| ↓ | | | | |
| Radium | Radium | $_{88}\text{Ra}^{226}$ | α, γ | 1622y |
| ↓ | | | | |
| Radon | Ra Emanation | $_{86}\text{Rn}^{222}$ | α, γ | 3.8229d |
| ↓ | | | | |
| Polonium 99.98% | Radium A | $_{84}\text{Po}^{218}$ | α, β | 3.05m |
| ↓ | | | | |
| Lead | Radium B | $_{82}\text{Pb}^{214}$ | β, γ | 26.8m |
| ↓ | | | | |
| Astatine-218 | Astatine | $_{85}\text{At}^{218}$ | $\alpha, \beta(0.1\%)**$ | 1.5-2s |
| ↓ | | | | |
| Bismuth 99.96% | Radium C | $_{83}\text{Bi}^{214}$ | α, β, γ | 19.7m |
| ↓ | | | | |
| Polonium | Radium C' | $_{84}\text{Po}^{214}$ | α | $1.64 \times 10^{-4} \text{s}$ |
| ↓ | | | | |
| Thallium | Radium C'' | $_{81}\text{Tl}^{210}$ | β, γ | 1.32m |
| ↓ | | | | |
| Lead | Radium D | $_{82}\text{Pb}^{210}$ | β, γ | 19.4y |
| ↓ | | | | |
| Bismuth ~100% | Radium E | $_{83}\text{Bi}^{210}$ | α, β, γ | 5.013d |
| ↓ | | | | |
| Polonium | Radium F | $_{84}\text{Po}^{210}$ | α, γ | 138.401 |
| ↓ | | | | |
| Thallium-206 | Thallium | $_{81}\text{Tl}^{206}$ | β | 4.19m |
| ↓ | | | | |
| Lead (End Product) | Radium G | $_{82}\text{Pb}^{206}$ | None | Stable 23.6% abundance |

* An expression in which "n" is an integer; the expression describes the mass number of any member within that series. Example:

$$_{82}\text{Pb}^{206} (4n + 2) \dots \dots \dots 4(51) + 2 = 206$$

**Branching decay from Beta Emission is not shown.

THORIUM SERIES

(4n)*

| Radioelement | Historical Name | Symbol | Radiation Emitted | Half Life |
|----------------------------|-----------------|--------------------------|-------------------------|-----------------------------------|
| Thorium ↓ | Thorium | ${}_{90}\text{Th}^{232}$ | α, γ | $1.39 \times 10^{10} \text{ y}$ |
| Radium ↓ | Mesothorium I | ${}_{88}\text{Ra}^{228}$ | β, γ | 6.7y |
| Actinium ↓ | Mesothorium II | ${}_{89}\text{Ac}^{228}$ | β, γ | 6.13h |
| Thorium ↓ | Radiothorium | ${}_{90}\text{Th}^{228}$ | α, γ | 1.90y |
| Radium ↓ | Thorium X | ${}_{88}\text{Ra}^{224}$ | α, γ | 3.64d |
| Radon ↓ | Thoron (Em) | ${}_{86}\text{Rn}^{220}$ | α, γ | 54.5s |
| Polonium ~100% 0.014% | Thorium A | ${}_{84}\text{Po}^{216}$ | α, β | 0.158s |
| Lead ↓ | Thorium B | ${}_{82}\text{Pb}^{212}$ | β, γ | 10.64h |
| Astatine-216 ↓ | Astatine | ${}_{85}\text{At}^{216}$ | α | $\sim 3 \times 10^{-4} \text{ s}$ |
| Bismuth 66.3% 33.7% | Thorium C | ${}_{83}\text{Bi}^{212}$ | α, β, γ | 60.5m |
| Polonium ↓ | Thorium C' | ${}_{84}\text{Po}^{212}$ | α | $3.04 \times 10^{-7} \text{ s}$ |
| Thallium ↓ | Thorium C'' | ${}_{81}\text{Tl}^{208}$ | β, γ | 3.1m |
| Lead (End Product) | Thorium D | ${}_{82}\text{Pb}^{208}$ | None | Stable (52.3% abundance) |

* An expression in which "n" is an integer; the expression describes the mass number of any number within that series. Example:

$${}_{90}\text{Th}^{232} \quad (4n) \dots \dots \dots 4(58) = 232$$

BIJLAGE 3 Radioactiviteitsgehalte van grondsoorten in Nederland.

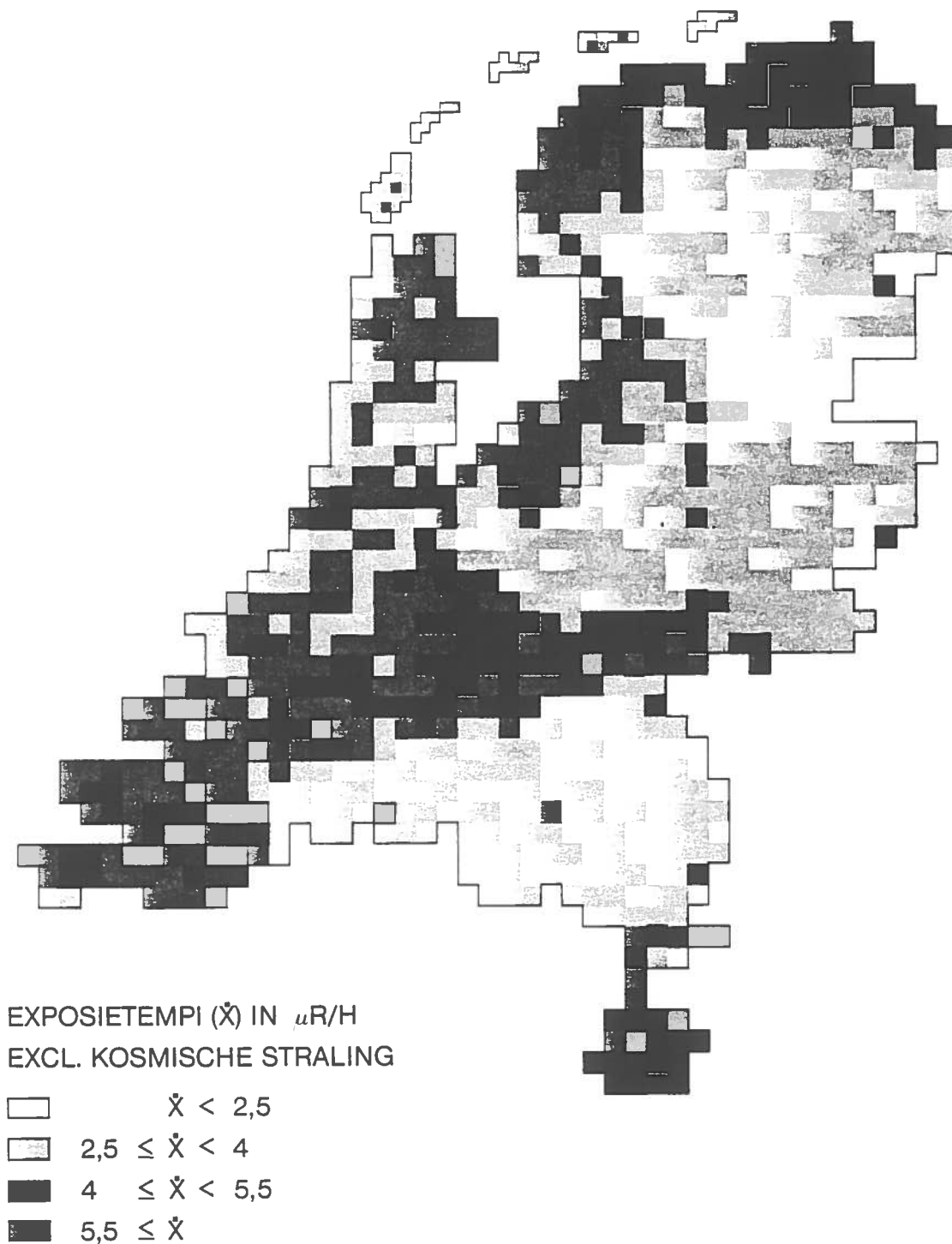
(bron: 10)

| Soort | Lokatie | Ra-226 Bq.kg ⁻¹ | Th-232 Bq.kg ⁻¹ | K-40 Bq.kg ⁻¹ | Afslibbaar deel (%) |
|-------------------------------|---------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|------------------------|
| Oude duinen* | Domburg | 6 | 8 | 180 | 1 |
| Lemig dekzand | Oost Brabant | 13 | 13 | 250 | 4 |
| Niet lemig dekzand | Achterhoek | 12 | 12 | 230 | 3 |
| Dekzand | Rheden | 22 | 31 | 450 | 12 |
| Dekzand | Echt | 15 | 26 | 230 | 12 |
| Oude zeeklei | Schermer | 29 | 41 | 450 | 34 |
| Oude zeeklei* | Schermer | 27 | 33 | 410 | 17 |
| Oude zeeklei | Zoetermeer | 38 | 46 | 600 | 40 |
| Oude zeeklei* | Zoetermeer | 37 | 51 | 650 | 51 |
| Jonge zeeklei | Finsterwolde | 26 | 53 | 720 | -- |
| Potklei | Winschoten | 50 | 65 | 690 | 80 |
| Komklei Rijnafzetting | Betuwe | 41 | 71 | 640 | 69 |
| Komklei Rijnafzetting* | Betuwe | 46 | 76 | 690 | 70 |
| Komklei Maasafzetting | Noord Limburg | 19 | 22 | 290 | 12 |
| Oeverwalklei Rijnafzetting | Betuwe | 31 | 47 | 600 | 32 |
| Oeverwalklei Maasafzetting | Noord Limburg | 27 | 30 | 320 | 15 |
| Veen | Heerenveen | 5 | 11 | 120 | 10 |
| Veen | Norg | 6 | 13 | 160 | 5 |
| Veen | Wageningen | 27 | 55 | 460 | 45 |
| Veen | Venray | 5 | 11 | 50 | 1 |
| Eutroof laagveen | Nigtevecht | 37 | 53 | 530 | 50 |
| Grof fluvioglaciaal | Renkum | 17 | 23 | 230 | 7 |
| Löss | Nuth | 40 | 56 | 580 | 23 |
| Löss* | Nuth | 40 | 60 | 620 | 31 |
| Löss | Rheden | 18 | 31 | 420 | 12 |
| Löss | Beek | 37 | 60 | 640 | 34 |

met * gemerkte monsters zijn op 1 m diepte genomen, de anderen op 0 - 20 cm diepte.

BIJLAGE 4 Stralingskaart en globale grondsoortenkaart van Nederland

(bron: 14)





- ZAND, STEEN, GRIND
- ZAND/LEEM, KLEI/VEEN
- KLEI, LEEM

BIJLAGE 5 Concentratie van radon in de buitenlucht, gemeten op 1,5 m.
boven maaiveld, in Nederland

(bron: 1)



BIJLAGE 6 Gegevens over exhalatie van radon uit de bodem van enkele bodemtypen in Nederland, Zweden en de Verenigde Staten
(bronnen: a: 7; b: 17; c: 16)

| grond- soort | lokatie | radium- gehalte Bq/kg | effectief radium- gehalte Bq/kg | water- gehalte % droog gewicht | radon- emanatie- factor | radon- exhalatie snelheid Bq/m ² .s | radon- exhalatie- snelheid Bq/kg.s |
|-----------------|------------------|-----------------------------|--|---|-------------------------------|---|---|
| a | zand | Arnhem | 14 | | | 0,002 ± 25% | |
| | klei | Betuwe | 32 | | | 0,024 ± 20% | |
| | veen | Fochtelo | 6 | | | 0,001 ± 50% | |
| b | klei | Zweden | 155 | | 0 - 30 | | 6.10 ⁻⁵ -7.10 ⁻⁴ |
| | zand | Zweden | 25 | | 0 - 25 | | 3.10 ⁻⁵ -6.10 ⁻⁵ |
| | zand | Zweden | 32 | | 0 - 25 | | 3.10 ⁻⁵ -8.10 ⁻⁵ |
| | grind | Zweden | 48 | | 0 - 15 | | 3.10 ⁻⁵ -8.10 ⁻⁵ |
| c | Alaska-Fairbanks | | 35 | 10 | | 0,29 | 0,005 |
| | Hawai-deep soils | | 25 | 18 | | 0,7 | 0,032 |
| | Iceland-soils | | 12 | 6 | | 0,47 | |
| | New Mexico | | | | | | |
| | Tech Weir Hall | | 40 | 11 | | 0,27 | 0,034 |
| | Tech flats | | 53 | 8 | | 0,15 | 0,011 |
| | Dry Lake | | 82 | 16 | | 0,19 | 0,044 |
| | Magd.Mountains | | 54 | 12 | | 0,22 | 0,030 |
| | Grants Area | | | | | | |
| | Flats | | | 14 | | | 0,025 |
| | Bench | | | 15 | | | 0,013 |
| | Mesa | | | 17 | | | 0,011 |
| | Paguate | | 30 | 16 | | 0,51 | |
| | Highway 17 | | 22 | 12 | | 0,37 | |
| Texas- | | | | | | | |
| Plains | | 21 | 3 | | 0,15 | 0,015 | |
| Central | | 44 | 24 | | 0,54 | 0,007 | |
| Coastal | | 34 | 15 | | 0,46 | 0,009 | |