



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Vrijgave van terreinen na werkzaamheden met radioactiviteit

Mogelijkheden voor dosiscriteria

Vrijgave van terreinen na werkzaamheden met radioactiviteit

Mogelijkheden voor dosiscriteria

RIVM-rapport 2022-0184

Colofon

© RIVM 2023

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2022-0184

F. Dekkers (auteur), RIVM
T. van Dillen (auteur), RIVM
M. van der Linden (auteur), RIVM
C.E.N.M. Rosenbaum (auteur), RIVM

Contact:
F. Dekkers
Stralingsonderzoek, Kennis en Beleid
fieke.dekkers@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van I&W in het kader van onderzoeksprogramma Radioactief afval en ontmanteling

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Vrijgave van terreinen na werkzaamheden met radioactiviteit

Mogelijkheden voor dosiscriteria

De Nederlandse overheid houdt toezicht op locaties waar wordt gewerkt met radioactiviteit. Denk aan kerncentrales en verschillende soorten industrieën, zoals voor olie en gas. Mensen die op zo'n locatie werken of er in de buurt zijn, mogen niet aan te veel straling worden blootgesteld. Nadat de werkzaamheden met radioactiviteit zijn gestopt, blijft de overheid toezicht houden op het terrein. Dat komt doordat daar misschien nog radioactiviteit in of op de grond kan zitten. Dit toezicht kan alleen stoppen als de hoeveelheid radioactiviteit aan bepaalde voorwaarden voldoet. Dit noemen we vrijgave. Het terrein kan dan worden gebruikt voor een ander doel, bijvoorbeeld om bedrijven of woningen te plaatsen.

In de Nederlandse wet- en regelgeving is nog niet vastgelegd aan hoeveel straling mensen via zo'n vrijgegeven terrein mogen worden blootgesteld. Daar is namelijk geen dosiscriterium voor. Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM daarom gevraagd in kaart te brengen welke mogelijkheden er zijn om een dosiscriterium te bepalen. Het uitgangspunt hierbij is dat de dosis na vrijgave van een terrein zo laag is 'als redelijkerwijs mogelijk is'.

Hiervoor heeft het RIVM gekeken welke criteria in het buitenland worden gebruikt. Landen blijken hiervoor verschillende doses te gebruiken. Daarvan zouden de meeste ook in Nederland kunnen worden gebruikt.

Het RIVM en IenW willen in ieder geval dat een dosiscriterium voor Nederland aansluit bij internationale regelgeving en adviezen van internationale stralingsbeschermingsorganisaties. Het International Atomic Energy Agency (IAEA) geeft een ruimte van waarden waar een dosiscriterium binnen zou moeten vallen: 10 tot 300 microsievert per jaar. Lager dan 10 microsievert per jaar is waarschijnlijk niet redelijk. Hierbij is rekening gehouden met sociale en economische overwegingen. Bij een dosiscriterium boven 300 microsievert per jaar is er geen garantie dat mensen genoeg zijn beschermd.

Verder moet een dosiscriterium in de praktijk te gebruiken zijn: het moet mogelijk zijn om met metingen vast te stellen of eraan is voldaan. Berekeningen laten zien dat dit voor sommige radioactieve stoffen die van nature voorkomen bij een streng dosiscriterium moeilijk te bepalen is.

Dit probleem is er niet bij radioactieve stoffen die alleen door mensen worden gemaakt. Het kan daarom redelijk zijn hiervoor een ander dosiscriterium te kiezen. Een andere mogelijkheid is aparte criteria te ontwikkelen voor (sommige) individuele radioactieve stoffen.

Kernwoorden: radioactiviteit, IAEA, dosiscriterium, vrijgave van terreinen, NORM, kunstmatige radionucliden

Synopsis

Release of sites after practices involving radioactive materials

Options for dose criteria

The Dutch Government supervises sites where practices involving radioactive materials take place. Examples include nuclear power plants and oil, natural gas and other industrial facilities. People who work at such sites or spend time in their vicinity must not be exposed to excessive radiation. After the practices involving radioactive materials at a site have ended, the government continues to supervise the site. This is because the soil or subsoil may still contain radioactive material. Regulatory control can only be lifted if radiation levels meet established criteria. This is called 'release'. The site can then be redesignated for commercial, industrial, residential or other use.

The Netherlands does not currently have a law or regulation that specifies the dose that people may incur as a consequence of the presence of radiation at a released site. No dose criterion currently exists. The Ministry of Infrastructure and Water Management therefore asked RIVM to identify options for establishing such a dose criterion. The basic principle should be that upon release of the site the dose is 'as low as reasonably achievable'.

RIVM has reviewed criteria currently used in other countries. Different countries apply different doses. Most of these could also be used in the Netherlands.

The Ministry and RIVM want the dose criterion used in the Netherlands to be consistent with international regulations and guidelines issued by global radiation protection agencies. The International Atomic Energy Agency (IAEA) recommends a dose criterion in the range of 10–300 microsievert per year. Lower than 10 microsievert per year is unlikely to be reasonable, taking into account social and economic factors. A dose criterion above 300 microsievert per year does not guarantee sufficient protection for humans.

A dose criterion must also be practicable: it must be possible to conduct measurements to determine whether the criterion is being met. Calculations show that a strict dose criterion would make this difficult to do for some naturally occurring radioactive materials (NORM). This is not a problem with artificial radioactive materials. A reasonable option could therefore be to set different dose criteria for those materials. Another possibility would be to develop specific criteria for some or all individual radionuclides.

Keywords: radioactivity, IAEA, dose criterion, site release, NORM, artificial radionuclides

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11

- 1.1 Achtergrond en aanleiding — 11
- 1.2 Doel en vraagstelling — 11
- 1.3 Afbakening — 12
- 1.4 Begripsbepaling — 12
- 1.4.1 Voorwaardelijke en onvoorwaardelijke vrijgave — 12
- 1.4.2 Samenhang tussen dosiscriteria en concentraties: scenario's — 13
- 1.4.3 Vrijgave van terreinen en vrijgave van materialen — 13
- 1.4.4 Kunstmatige radionucliden en van nature voorkomende radionucliden — 13
- 1.4.5 Bestaande achtergrond — 14
- 1.5 Leeswijzer — 14

2 Wet- en regelgeving en internationale richtlijnen — 17

- 2.1 Algemeen kader — 17
- 2.2 Aanbevelingen ICRP — 17
- 2.3 Aanbevelingen IAEA — 18
- 2.4 Ethische overwegingen — 19
- 2.5 2013/59/Euratom — 19
- 2.6 Nederlandse wet- en regelgeving — 20
- 2.6.1 Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming — 20
- 2.6.2 ANVS-verordening — 21
- 2.7 Samenvatting — 22

3 Internationale vergelijking — 23

- 3.1 Duitsland — 23
- 3.2 België — 24
- 3.3 Frankrijk — 25
- 3.4 Groot-Brittannië — 25
- 3.5 Verenigde Staten — 26
- 3.6 Canada — 26
- 3.7 Finland — 27
- 3.8 Italië — 27
- 3.9 Zweden — 27
- 3.10 Samenvatting — 27

4 Blootstellingspaden en scenario's, rekenvoorbeelden — 31

- 4.1 Afdekkende blootstellingsscenario's — 32
- 4.2 Beschrijving van het terrein — 33
- 4.2.1 Afmeting — 33
- 4.2.2 Diepteprofiel van de besmetting — 33
- 4.2.3 Gemiddelde activiteitsconcentratie — 33
- 4.3 Afbakening van dosisberekeningen — 34
- 4.4 Scenario voor externe blootstelling ('groundshine') — 34
- 4.5 Scenario voor inhalatie — 34
- 4.5.1 Respirabele activiteit door resuspensie — 35
- 4.5.2 Blootstellingstijd en dosiscoëfficiënten — 36
- 4.6 Scenario voor de inhalatie van radon (Rn-222) — 36

4.7	Scenario's voor ingestie — 37
4.7.1	Directe ingestie: consumptie van gewassen uit een volkstuin — 37
4.7.2	Indirecte ingestie: route via het waterpad — 38
4.8	Selectie van nucliden — 40
4.8.1	Bijdrage van dochternucliden — 41
4.9	Resultaten — 42
4.10	Internationale vergelijking — 43
4.10.1	NRPB — 44
4.10.2	BfS — 44
4.11	Samenvatting — 45

5 Praktische toepasbaarheid — 47

5.1	Achtergrondstraling — 47
5.2	Meetbaarheid van restbesmettingen — 48
5.2.1	Kunstmatige radionucliden — 49
5.2.2	Van nature voorkomende nucliden en Cs-137 — 50
5.3	Samenvatting — 52

6 Conclusies en discussie — 53

6.1	Keuze voor conceptuele benadering — 53
6.2	Keuze voor de numerieke waarde van het dosiscriterium — 57
6.3	Conclusie en aanbevelingen — 57

7 Referenties — 59

Bijlage A Diepteprofiel van de besmetting — 65

Bijlage B Scenario externe blootstelling — 66

Bijlage C Scenario inhalatie — 68

Bijlage D Scenario inhalatie van radon-222 — 70

Bijlage E Scenario ingestie — 71

Bijlage F Bijdrage van dochternucliden — 78

Bijlage G Resultaten van berekeningen — 80

Bijlage H Toelichting bij numeriek waarden minimaal detecteerbare concentraties en achtergrond — 83

Samenvatting

Na beëindiging van activiteiten waarbij handelingen plaatsvonden met radioactiviteit biedt Europese regelgeving de mogelijkheid de locatie waar de werkzaamheden plaatsvonden, vrij te geven van wettelijke controles.

Voor de vrijgave van zulke terreinen is in de Nederlandse wet- en regelgeving nog geen keuze voor een dosiscriterium gemaakt. Het RIVM heeft opties voor een dosiscriterium voor de vrijgave van terreinen onderzocht. Dit rapport beschrijft de resultaten van het onderzoek.

De keuze voor een dosiscriterium voor vrijgave bestaat uit twee delen. Ten eerste is er de keuze voor de *conceptuele aanpak*, waarbij onder andere keuzes gemaakt kunnen worden over het vaststellen van één of juist meerdere dosiscriteria, en bijvoorbeeld een ander dosiscriterium voor kunstmatige radionucliden dan voor van nature voorkomende radionucliden. Ten tweede is er de keuze voor de *numerieke waarde* van het dosiscriterium.

Het is wenselijk dat een dosiscriterium aansluit bij internationale kaders. In dit verband blijken vooral de aanbevelingen van het IAEA relevant. Het IAEA geeft aan dat een criterium voor de effectieve dosis voor vrijgave van terreinen lager dan $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ mogelijk niet gerechtvaardigd of proportioneel is op grond van de uitgangspunten van de stralingsbescherming. Als bovengrens voor de vrijgave van terreinen beveelt het IAEA aan om $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ te gebruiken. Daarbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen blootstelling aan kunstmatige radionucliden en extra blootstelling aan van nature voorkomende radionucliden boven op de plaatselijke achtergrond.

Literatuuronderzoek naar de gebruikte dosiscriteria in andere landen laat zien dat de aanpak van vrijgave van terreinen varieert. Een internationale consensus is er niet. In een aantal landen wordt door de nationale autoriteit een case-by-case-benadering gebruikt. In andere landen, bijvoorbeeld in Duitsland, geldt een dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor zowel nucleaire terreinen als voor terreinen van NORM-industrie. Ook andere waarden voor dosiscriteria zijn in gebruik, evenals situaties waarin aparte dosiscriteria voor kunstmatige nucliden en voor van nature voorkomende nucliden worden gehanteerd.

Om de consequenties van de keuzes voor verschillende dosiscriteria te verkennen, zijn in dit onderzoek conservatief-realistische scenario's voor blootstelling van de bevolking bekeken. Hierbij is rekening gehouden met externe straling, inhalatie en ingestie. De uitkomsten van deze berekeningen zijn gebruikt om voor enkele relevante nucliden een indicatie te geven van maximaal toelaatbare restbesmettingen. Voor deze indicatieve restbesmettingen is gekeken of deze technisch meetbaar zouden zijn, en onderscheidbaar zijn van verwachte achtergrondniveaus. Hieruit wordt geconcludeerd dat voor kunstmatige nucliden een numerieke waarde aan de onderkant van het door het IAEA ondersteunde bereik voor een dosiscriterium ($10\text{-}300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$)

praktisch uitvoerbaar zal zijn. Voor enkele natuurlijke nucliden is dit mogelijk niet het geval.

Het verdient aanbeveling om bij de uiteindelijke keuze van de waarde van een dosiscriterium, de dosiscriteria voor vrijgave van materialen te betrekken. Dit om (indien mogelijk) te voorkomen dat grond wel als 'materiaal' vrijgegeven mag worden en elders gestort, terwijl het als 'terrein' niet vrijgegeven zou mogen worden, en vice versa.

Zowel wat betreft conceptuele aanpak als de numerieke waarde van een dosiscriterium zijn er meerdere opties. Zeer waarschijnlijk is het niet mogelijk om een sluitende oplossing te vinden zonder enig maatwerk voor zowel kunstmatige als van nature voorkomende radionucliden. Buurlanden België en Duitsland hanteren verschillende conceptuele systemen, waarbij elk van deze systemen, of een combinatie van onderdelen ervan, in de Nederlandse praktijk toepasbaar zijn.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en aanleiding

Na beëindiging van activiteiten waarbij handelingen plaatsvonden met radioactiviteit biedt Europese regelgeving de mogelijkheid de locatie waar de werkzaamheden plaatsvonden, vrij te geven van wettelijke controles. De ondernemer kan hiertoe een verzoek indienen. Daarbij is het aan de ondernemer om aan te tonen dat op het terrein is voldaan aan de voorwaarden om stralingsbeschermingstoezicht niet langer voort te zetten. Op dit moment bestaat er in Nederland geen dosis criterium waaraan een dergelijk verzoek kan worden getoetst, terwijl hieraan in de praktijk wel behoefte is.

Tijdens de Integrated Regulatory Review Service (IRRS)-missie door het IAEA in 2014 in Nederland is het vaststellen van ontbrekende normen voor vrijgave van terreinen als 'recommendation' aangemerkt [1]. Daarnaast vraagt een verdere uitwerking van het Nationaal programma radioactief afval (NPRA) om het vaststellen van operationele grenswaarden voor onder meer vrijgave van terreinen [2]. De eerstvolgende actualisatie van het NPRA moet in 2025 ingediend worden bij de Europese Commissie. In deze periodieke rapportage wil het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat mogelijk normen opnemen voor een dosis criterium voor vrijgave van terreinen. Zij heeft daarom aan het RIVM gevraagd om hierover een rapport te maken.

1.2 Doel en vraagstelling

Het doel van dit onderzoek is het beschouwen en onderbouwen van opties voor een dosis criterium voor de vrijgave van terreinen. De hoofdvraag die het onderzoek moet beantwoorden luidt:

Welke mogelijkheden zijn er wat betreft de keuze voor een dosis criterium bij vrijgave van terreinen?

Het gaat hierbij om criteria voor de effectieve dosis voor leden van de bevolking die het gevolg is van een eventuele restbesmetting. Dit is de dosis boven op de achtergrond dosis. Het is hierbij mogelijk dat een dosis criterium niet bestaat uit één enkele numerieke waarde waar deze additionele dosis onder moet blijven: de vraagstelling sluit een getrappt systeem niet uit. Hierbij is vrijgave zonder meer mogelijk als voldaan is aan een streng dosis criterium en niet uitgesloten als voldaan is aan een minder streng dosis criterium. Een systeem waarbij verschillende criteria worden gehanteerd voor verschillende (groepen) nucliden behoort ook tot de opties.

Bij de inventarisatie van mogelijkheden voor het vaststellen van een dosis criterium zijn de volgende vragen beantwoord:

- Welke eisen volgen uit nationale en internationale wet- en regelgeving?
- Welke aanbevelingen doen de internationale stralingsbeschermingsorganisaties ICRP en IAEA?
- Welke criteria worden in andere landen gehanteerd?

- Is harmonisatie met buurlanden mogelijk?
- Aan welke voorwaarden moet een dosiscriterium voldoen om praktisch toepasbaar te zijn?

1.3 Afbakening

In dit rapport inventariseren we criteria voor de voorziene effectieve dosis voor leden van de bevolking ten gevolge van een restbesmetting op een mogelijk vrij te geven terrein.

- *Ontmanteling* van nucleaire of industriële installaties valt buiten de opdracht aan het RIVM: we beperken ons tot criteria voor vrijgave van het terrein nadat ontmantelingsactiviteiten zijn afgerond, en nadat besmette of geactiveerde bouwdelen, materialen of grond zijn afgevoerd.
- Het *proces* van de vrijgave van terreinen valt buiten de opdracht.
- Vrijgave na bijvoorbeeld een noodsituatie of na ongeautoriseerde handelingen met radioactief materiaal is geen onderdeel van de opdracht.
- Alleen *radiologische* factoren voor vrijgave van terreinen zijn onderdeel van dit project; overige soorten vervuiling (bijvoorbeeld chemisch) en andere factoren (zoals kostenschattingen) zijn geen onderdeel van de opdracht.
- Binnen dit project ligt de focus op leden van de bevolking en niet op (blootgestelde) werknemers¹, dieren en flora.
- Publieksperceptie valt buiten dit rapport: we beperken ons tot een technisch-wetenschappelijke benadering van de onderzoeksvraag.

1.4 Begripsbepaling

In het resterende deel van dit hoofdstuk wordt een aantal begrippen besproken die voor meerdere hierop volgende hoofdstukken van belang zijn.

1.4.1 *Voorwaardelijke en onvoorwaardelijke vrijgave*

Na vaststelling van een dosiscriterium zal over vrijgave van een terrein beslist kunnen worden door de potentiële blootstelling van individuen te toetsen aan het dosiscriterium. Indien aan dit blootstellingsniveau wordt voldaan, kan het terrein worden vrijgegeven van wettelijke controles. Er zijn dan geen beperkingen aan toekomstig gebruik van het terrein. In deze situatie wordt gesproken van *onvoorwaardelijke vrijgave*. Het IAEA beschouwt onvoorwaardelijke vrijgave als de geprefereerde optie. In bepaalde gevallen kan worden besloten dat het optimaal is om het gewenste blootstellingsniveau te bereiken door een combinatie van (gedeeltelijke) decontaminatie en het in stand houden van dosisbeperkende maatregelen gedurende een bepaalde periode. Als bijvoorbeeld verwacht wordt, dat gebruik van een terrein als landbouwgrond zal leiden tot overschrijding van het dosiscriterium voor vrijgave, kan worden bepaald dat de grond niet voor dat doel gebruikt mag worden. In dat geval spreekt men van *voorwaardelijke vrijgave*. Voor voorwaardelijke en onvoorwaardelijke vrijgave beveelt het IAEA dezelfde range voor dosiscriteria aan, zie Paragraaf 2.3.

¹ Behoudens het gebruik van een DCC voor werkers in een daarvoor relevant scenario.

1.4.2 *Samenhang tussen dosiscriteria en concentraties: scenario's*
 Realistische scenario's voor het gebruik van een terrein worden gebruikt om de dosis die individuen kunnen oplopen na vrijgave van het terrein te schatten, en zo te bepalen of aan een dosiscriterium is voldaan. Uitgangspunt bij zulke scenario's is dan de activiteitsconcentratie van nucliden in de bodem. In Hoofdstuk 4 beschouwen we verschillende scenario's die van belang kunnen zijn voor vrijgave van terreinen.

Bij voorwaardelijke en onvoorwaardelijke vrijgave worden bij voorkeur dezelfde dosiscriteria gehanteerd (Paragraaf 1.4.1). Bij voorwaardelijke vrijgave wordt getoetst aan een kleinere set scenario's dan bij onvoorwaardelijke vrijgave. Voor een terrein dat bijvoorbeeld wordt vrijgegeven onder de voorwaarde dat het niet als landbouwgrond gebruikt wordt, zullen bijvoorbeeld scenario's waarin het betreffende terrein voor landbouw wordt ingezet, niet relevant zijn. De toegestane restbesmetting in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ op dat terrein kan daardoor hoger zijn dan wat voor onvoorwaardelijke vrijgave toelaatbaar is, terwijl met de relevante scenario's wel aan het dosiscriterium voor de voorwaardelijke vrijgave wordt voldaan.

1.4.3 *Vrijgave van terreinen en vrijgave van materialen*
 Dosiscriteria voor vrijgave van terreinen en vrijgave van materialen kunnen in principe onafhankelijk van elkaar worden vastgesteld. Hierbij kunnen echter situaties ontstaan waarin een terrein is vrijgegeven, maar materiaal uit de bodem op het betreffende terrein niet, of omgekeerd: situaties waarin een terrein niet voldoet aan de eisen voor vrijgave, maar de grond op het terrein wel kan worden vrijgegeven. Dit komt doordat bij het schatten van de dosis die burgers kunnen oplopen na vrijgave van terreinen en na vrijgave van materialen de relevante scenario's (Paragraaf 1.4.2) zullen verschillen, bijvoorbeeld doordat materialen vervoerd kunnen worden, en terreinen niet. Een gelijke concentratie van een radionuclide in een vrij te geven materiaal of in de bodem van een terrein kan zo tot verschillende berekende doses leiden. Omgekeerd kunnen gelijke dosiscriteria corresponderen met verschillende toegestane concentraties voor een radionuclide. In de praktijk zal het lastig zijn zulke inconsistenties te voorkomen.

1.4.4 *Kunstmatige radionucliden en van nature voorkomende radionucliden*
 Aandachtspunt bij de inventarisatie van mogelijkheden voor een dosiscriterium is of het wenselijk is om onderscheid te maken tussen kunstmatige nucliden en van nature voorkomende radionucliden (NORM). Een vrij te geven terrein kan gebruikt zijn voor handelingen met kunstmatige radionucliden (bijvoorbeeld een kernreactor), maar ook door industrieën die van nature voorkomend radioactief materiaal verwerken, of een combinatie van beide. Voor zowel kunstmatige radionucliden als voor van nature voorkomende radionucliden zou eenzelfde dosiscriterium gekozen kunnen worden.

Een argument voor een gelijk dosiscriterium is dat het voor het risico op bijvoorbeeld het ontwikkelen van kanker niet uitmaakt of de straling afkomstig is van kunstmatige radionucliden of van radionucliden van natuurlijke oorsprong. Als uitsluitend naar effecten op de gezondheid gekeken wordt, is er geen reden om onderscheid te maken tussen de

dosis ten gevolge van kunstmatige radionucliden en die van radionucliden die van nature voorkomen.

Toch kan het verdedigbaar zijn voor (een selectie van) nucliden van natuurlijke oorsprong een hoger dosiscriterium te hanteren. Een dosiscriterium heeft betrekking op de dosis ten gevolge van de aanwezigheid van radionucliden boven de achtergrondwaarde. Door metingen is alleen de totale aanwezigheid (de som van achtergrond en eventuele restbesmetting) van een radionuclide te bepalen. Voor van nature voorkomende nucliden is daarom gedetailleerde informatie nodig over achtergrondniveaus die niet vanzelfsprekend beschikbaar is: achtergrondconcentraties kunnen sterk variëren, mogelijk zelfs binnen een voor vrijgave te beschouwen terrein. In de praktijk kan dit het lastig maken de aanwezigheid van nucliden die van nature voorkomen met voldoende zekerheid toe te schrijven aan handelingen die op het terrein hebben plaatsgevonden. Voor kunstmatige nucliden geldt dit niet of in veel mindere mate (zie Hoofdstuk 5). Het zou daarom voor van nature voorkomende radionucliden uit oogpunt van kosten voor sanering en mate van bewijslast redelijk kunnen zijn om voor (een deel van de) van nature voorkomende nucliden een hogere waarde voor een dosiscriterium te kiezen. In dit rapport komt het verschil tussen kunstmatige en van nature voorkomende nucliden steeds naar voren. We merken nog op dat bij vrijgave of vrijstelling van materialen wat betreft dosiscriteria onderscheid gemaakt is tussen kunstmatige radionucliden en van nature voorkomende radionucliden (Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming bijlage 3).

1.4.5 *Bestaande achtergrond*

In dit rapport gebruiken we de term 'bestaande achtergrond' voor het achtergrondniveau voor van nature aanwezige radionucliden plus eventuele besmettingen die het gevolg zijn van menselijk handelen anders dan dat van de vergunninghouder (bijvoorbeeld het ongeval in Tsjernobyl, kernproeven, of handelingen op een nabijgelegen terrein). Voor kunstmatige nucliden zal het achtergrondniveau op een vrij te geven terrein normaal gesproken (praktisch) nul zijn. Cs-137 is hierop een uitzondering: ten gevolge van het ongeval in Tsjernobyl is Cs-137 in heel Nederland aanwezig. Bij een beschouwing over de praktische toepasbaarheid van een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen is Cs-137 daarom in veel opzichten vergelijkbaar met van nature voorkomende radionucliden. Een dosiscriterium zoals beschreven in dit rapport voor vrijgave van terreinen heeft dus betrekking op de dosis boven op die ten gevolge van het *bestaande* achtergrondniveau.

1.5 **Leeswijzer**

Mogelijke dosiscriteria voor de vrijgave van terreinen worden geïnventariseerd aan de hand van de deelvragen in Paragraaf 1.2. Allereerst wordt in Hoofdstuk 2 een overzicht gegeven van de relevante Nederlandse en Europese wet- en regelgeving op dit gebied, en inzichten en aanbevelingen uit internationale richtlijnen. De Nederlandse keuze voor een dosiscriterium zal binnen de geldende wetten en regels moeten vallen. Daarnaast is het voor de uitlegbaarheid en eenduidigheid goed als het Nederlandse dosiscriterium aansluit bij de richtlijnen van het IAEA en de ICRP

Vervolgens wordt in Hoofdstuk 3 beschreven welke keuzes zijn gemaakt in het buitenland. Een aantal landen heeft al een dosiscriterium voor de vrijgave van terreinen vastgesteld en daarmee dus de vertaalslag gemaakt van de regelgeving naar de praktijk. Dit kan waardevolle inzichten bieden voor de Nederlandse keuzemogelijkheden.

Als de wettelijke en regelgevende kaders in beeld zijn, en we inzicht hebben in de keuzes die een aantal andere landen hebben gemaakt, is de vraag wat in Nederland passend en relevant is. Hierbij komen we toe aan de praktische toepasbaarheid van een dosiscriterium, dat wil zeggen de meetbaarheid van bijbehorende grenswaarden, enerzijds ten opzichte van de bestaande achtergrond, en anderzijds ten opzichte van de minimaal detecteerbare concentraties. In Hoofdstuk 4 zijn hiervoor enkele conservatief realistische scenario's voor blootstelling bekeken. De uitkomsten van deze berekeningen zijn gebruikt om voor enkele relevante nucliden een indicatie te geven van maximaal toelaatbare restbesmettingen. Voor deze indicatieve restbesmettingen is gekeken of deze technisch meetbaar zouden zijn, en onderscheidbaar zijn van verwachte achtergrondniveaus in Nederland (Hoofdstuk 5).

In Hoofdstuk 6 worden de bevindingen uit de eerdere hoofdstukken samen besproken om te komen tot een conclusie en aanbevelingen.

2 Wet- en regelgeving en internationale richtlijnen

In dit hoofdstuk beantwoorden we de deelvragen

- Welke eisen volgen uit nationale en internationale wet- en regelgeving?
- Welke aanbevelingen doen de internationale stralingsbeschermingsorganisaties ICRP en IAEA?

Om deze vragen te beantwoorden, hebben we Europese en Nederlandse regelgeving doorzocht op voorschriften die betrekking hebben op vrijgave van terreinen. Omdat het wenselijk is dat regelgeving over vrijgave van terreinen voor zover mogelijk consistent is met die voor vrijgave van materialen (zie Paragraaf 1.4.3) hebben we ook hieraan aandacht besteed. Aan de basis van Europese en Nederlandse wetgeving op het gebied van de stralingsbescherming liggen in veel gevallen publicaties van de ICRP en het IAEA. We hebben daarom ook documenten van deze organisaties die voor toekomstige wetgeving van belang zouden kunnen zijn, bestudeerd en in dit hoofdstuk samengevat.

2.1 Algemeen kader

Voor de blootstelling van leden van de bevolking aan straling ten gevolge van een vrijgegeven terrein gelden minimaal de algemene principes van de stralingsbescherming: de blootstelling moet zijn gerechtvaardigd en de bescherming ertegen geoptimaliseerd, en er moet voldaan zijn aan relevante dosislimieten. Omdat de blootstelling boven op de bestaande achtergrond door een vrijgegeven terrein moet worden beschouwd als een geplande blootstellingssituatie², zijn de limieten voor cumulatieve blootstelling van toepassing; dat wil zeggen dat een dosis van 1 mSv per jaar niet mag worden overschreden. Met rechtvaardiging wordt bedoeld dat de individuele of maatschappelijke voordelen opwegen tegen de gezondheidsschade die kan ontstaan als gevolg van de blootstellingssituatie. Optimalisatie betekent dat een zodanig dosis criterium wordt gekozen, dat radiologische en niet-radiologische factoren (bijvoorbeeld kosten en maatschappelijke inspanning) in een zeker evenwicht zijn. Het ligt voor de hand om uiteindelijk met het dosis criterium voor vrijgave van terreinen zoveel mogelijk aan te sluiten bij andere reeds vastgelegde dosislimieten. Dit komt de uitlegbaarheid van het systeem ten goede.

In het vervolg van dit hoofdstuk worden relevante delen en artikelen weergegeven uit ICRP- en IAEA-aanbevelingen, de Europese (2013/59/Euratom), en de Nederlandse wet- en regelgeving (Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming en de ANVS verordening). Een overzicht hiervan is gegeven in Figuur 2.1.

2.2 Aanbevelingen ICRP

ICRP-103 bevat geen specifieke passages over de vrijgave van terreinen [3]. Er wordt wel een aanbeveling gedaan ten aanzien van de blootstelling van leden van de bevolking ten gevolge van (eind)berging

² In bijlage 1 van het Bbs wordt een *bestaande blootstellingssituatie* omschreven als: blootstellingssituatie die al bestaat op het ogenblik dat een beslissing over de controle ervan wordt genomen en die niet of niet langer dringende maatregelen vereist.

van (langlevend) radioactief afval, te weten $\leq 300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Een mogelijk voorbeeld van een dergelijke situatie is wonen boven of in de nabijheid van een ondergrondse eindberging voor radioactief afval [3]. Deze situatie is enigszins vergelijkbaar met blootstelling ten gevolge van restbesmetting van een vrijgeven terrein, omdat bij een eindberging op de lange termijn geen toezicht kan worden verwacht. Ook bij een vrijgeven terrein wordt geen toezicht gehouden.

Publicatie 82 van de ICRP bespreekt de bescherming van de bevolking in situaties van langdurige blootstelling aan ioniserende straling [4]. De commissie doet de aanbeveling dat de som van de langdurige en tijdelijke blootstellingen van alle gereguleerde praktijken wordt beperkt tot een dosislimiet van minder dan $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Voorts wordt genoemd dat een waarde van $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ gepast zou zijn als dosisbeperking voor een enkele bron van ioniserende straling. Een jaarlijkse dosis van circa $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ kan gezien worden als een waarde beneden welke het niet aannemelijk is dat interventies verdedigbaar zijn voor langdurige blootstelling.

2.3 Aanbevelingen IAEA

In 2006 heeft het IAEA een publicatie uitgegeven die algemene kaders voor vrijgave van terreinen beschrijft [5]. Momenteel is het IAEA gevorderd met een project over 'Completion of Decommissioning' (COMDEC) dat belooft te leiden tot een update van het document uit 2006 [6]. In Hoofdstuk 2 van de publicatie uit 2006 beveelt het IAEA aan dosiscriteria voor vrijgave van terreinen te kiezen binnen de dosISRANGE 10-300 $\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Het betreft hierbij de prospectieve effectieve dosis voor de bevolking boven op de ('pre-practice') achtergrondwaarde, na vrijgave van het terrein [5]. We beschrijven kort de afwegingen die een rol spelen bij de keuze van deze range.

Het IAEA geeft aan dat het redelijk kan zijn voor de vrijgave van terreinen een hoger dosiscriterium te hanteren dan voor de vrijgave van materialen, omdat vrijgegeven terreinen een vaste locatie hebben. Daardoor, zo stelt het IAEA, is er een grotere zekerheid over het mogelijke gebruik van een terrein, dan voor het gebruik van materialen. Het is daarom redelijk om een grotere fractie van de individuele dosislimiet toe te wijzen aan een vrijgegeven terrein dan aan vrijgegeven materialen (minder dan $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$). Het IAEA beveelt daarom aan voor de vrijgave van terreinen een dosisbeperking van maximaal $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ te hanteren voor een lid van een 'critical group'³. Verder moet het dosiscriterium voor vrijgave van terreinen geoptimaliseerd zijn, maar een criterium onder ordegrOOTTE 10 $\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ is mogelijk niet gerechtvaardigd op grond van stralingsbescherming. Het IAEA verwijst hierbij naar ICRP-publicatie 82. Naast dosislimieten kunnen bij de optimalisatie van de blootstelling in geplande situaties ook dosisbeperkingen worden ingesteld. In de IAEA-publicatie uit 2006 staat hiervoor in Paragraaf 2.8 dat een dosisbeperking na vrijgave niet hoger gekozen moet worden dan tijdens de operationele fase [5]. De kritische groep hoeft tijdens de twee fases niet dezelfde te zijn. Deze aanbeveling is niet verder uitgewerkt.

³ Een 'critical group' wordt door het IAEA omschreven als een groep leden van de bevolking die redelijk homogeen is met betrekking tot blootstelling voor een bepaalde stralingsbron en die typerend is voor personen die de hoogste effectieve dosis of equivalente dosis krijgen van die stralingsbron. In ICRP 101 wordt gesproken van een representatieve persoon.

Voor zowel onvoorwaardelijke als voorwaardelijke vrijgave vermeldt het IAEA dat moet worden gegarandeerd dat de effectieve dosis niet boven de $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ uitkomt. Bij voorwaardelijke vrijgave hoeft hierbij alleen rekening gehouden te worden met toepassingen die zijn toegestaan onder de geldende restricties. Daarnaast moet, in het geval de restricties in de toekomst falen, de effectieve dosis nooit boven de $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ uitkomen.

2.4 Ethische overwegingen

Het is wenselijk dat een dosiscriterium aansluit bij de ethische waarden die ten grondslag liggen aan het systeem van stralingsbescherming en beschreven zijn in ICRP-publicatie 138 [7]:

- *Beneficence and non-maleficence*, oftewel goed doen en geen schade doen. Het gaat hier om de afweging tussen de voordelen van het gebruik van ioniserende straling en de risico's ervan;
- *Prudence*, oftewel het vermogen weloverwogen besluiten te nemen op basis van incomplete kennis van de gevolgen ervan. Hoewel stralingsbescherming gebaseerd is op uitgebreid wetenschappelijk bewijs, bestaan nog steeds onzekerheden in de risico's van blootstelling, met name bij lage doses;
- *Justice*, oftewel een eerlijke verdeling van voor- en nadelen van ioniserende straling tussen groepen mensen. In het geval van de vrijgave van een terrein betekent dit dat de groep mensen die baat had bij de ioniserende straling (bijvoorbeeld een exploitant of in bredere zin de klanten van die exploitant) niet dezelfde groep mensen hoeft te zijn, die de (relatieve) nadelen ondervindt na vrijgave van een terrein. Die laatste groep betreft bijvoorbeeld nieuwe bewoners op het terrein of kinderen die daar naar school gaan.
- *Dignity*, ofwel waardigheid; in de context van stralingsbescherming wordt hier met name 'informed consent' en autonomie bedoeld. Iedereen heeft het recht om risico's vrijwillig te accepteren, maar evenveel recht om te weigeren ze te accepteren. Hoewel de achtergrondstraling mensen geen keuze geeft, is bij een toegenomen hoeveelheid radionucliden van natuurlijke oorsprong door bijvoorbeeld NORM-industrie dit principe wel van toepassing.

2.5 2013/59/Euratom

De regelgeving in 2013/59/Euratom bevat geen passages die specifiek op vrijgave van terreinen zijn gericht. Wel zijn voorwaarden opgenomen voor vrijstelling of vrijgave van handelingen en materialen, die relevant kunnen zijn bij het vaststellen van een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen (zie Paragraaf 1.4.3). In bijlage VII van 2013/59/Euratom zijn algemene vrijstellings- en vrijgavecriteria beschreven voor handelingen en materialen. Deze vormen de basis voor nuclide-specifieke activiteitsconcentraties (in $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$) voor vrijstelling of vrijgave. Wanneer een vrij te geven of vrij te stellen materiaal niet voldoet aan de waarden in de tabellen A en B in deze bijlage VII, en de intentie is om dit materiaal toch vrij te stellen of vrij te geven, dient te worden aangetoond dat aan algemenere criteria wordt voldaan. Dit staat beschreven in bijlage VII onderdeel 3e. Voor kunstmatige radionucliden geldt dat onder meer moet worden aangetoond dat de effectieve dosis

door blootstelling aan het vrijgestelde of vrijgegeven materiaal voor een lid van de bevolking naar verwachting ≤ 10 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ bedraagt. De dosistoename door van nature voorkomende radionucliden ten gevolge van een vrijgestelde handeling moet ≤ 1 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ bedragen, rekening houdend met de gangbare achtergrondstraling volgens bijlage VII onderdeel 3e.

2.6 Nederlandse wet- en regelgeving

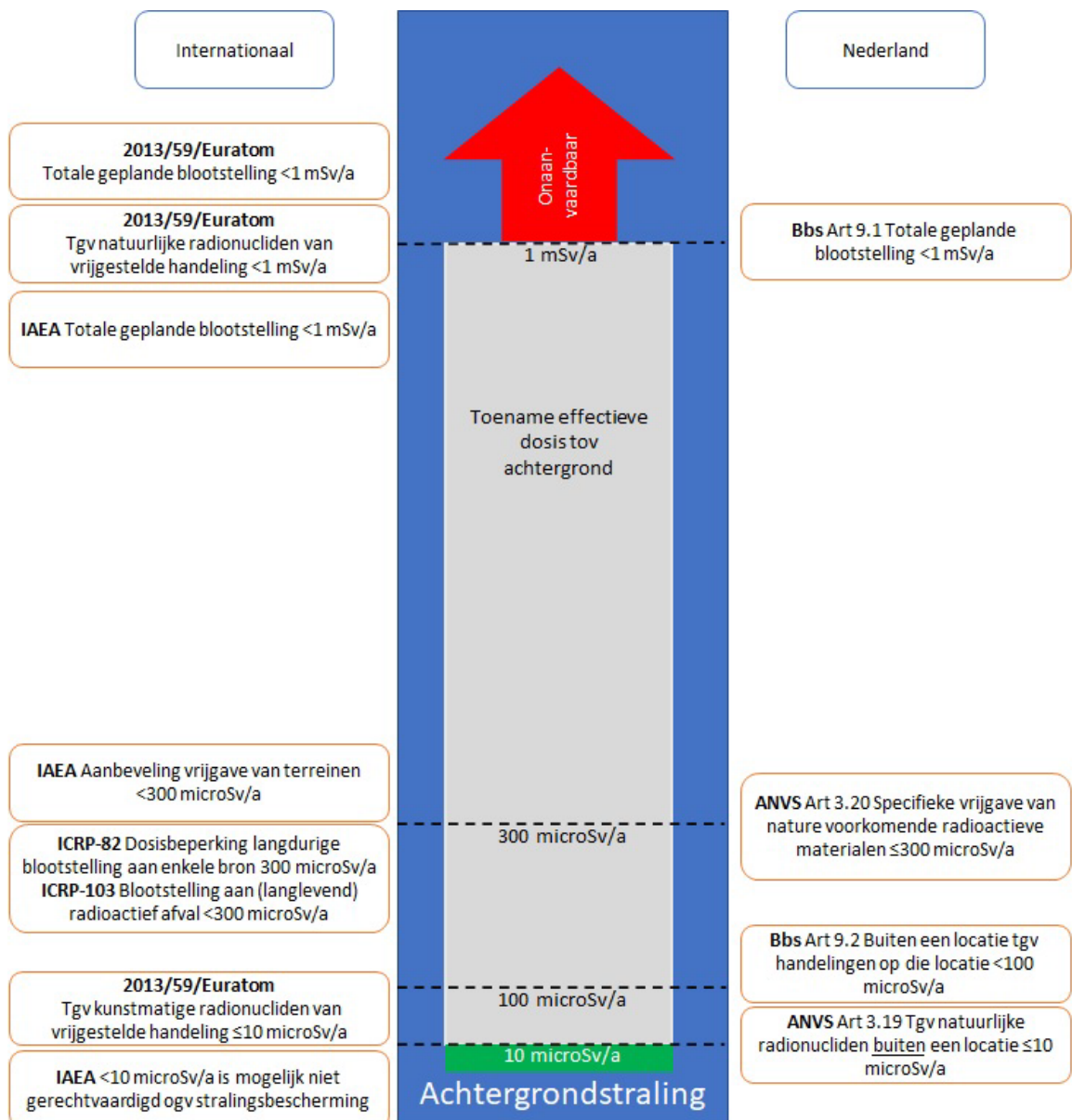
In de Nederlandse wet- en regelgeving zijn geen dosiscriteria of grenswaarden gegeven voor de vrijgave van terreinen. De Kernenergiewet, de Mijnbouwwet, en de Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Rbs) bevatten geen relevante passages met betrekking tot dosiscriteria voor vrijstelling en vrijgave.

2.6.1 *Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming*

De Nederlandse wetgeving kent op dit moment geen dosiscriteria voor vrijgave van terreinen. Wel bestaan er algemene voorschriften voor bescherming van de bevolking waar regelgeving voor vrijgave van terreinen bij zou moeten aansluiten. In artikel 9.1 van het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs) staat de dosislimiet voor leden van de bevolking van 1 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Het gaat daarbij om de jaarlijkse som van blootstellingen ten gevolge van de in het Bbs toegestane handelingen. Voorts wordt in artikel 9.2 nog benoemd dat een ondernemer ervoor dient te zorgen dat voor een lid van de bevolking als gevolg van handelingen die verricht worden op een locatie, op enig punt buiten die locatie een effectieve dosis van 100 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ niet wordt overschreden. Hoewel deze bepaling niet direct van toepassing is op een vrijgegeven terrein, is deze toch relevant: het ligt niet voor de hand voor vrijgave van een terrein een dosis criterium te kiezen dat kan leiden tot een hogere blootstelling van burgers dan tijdens bedrijf.

De Nederlandse wetgeving kent geen ondergrens voor optimalisatie van bescherming. Wel kent de huidige regelgeving de concepten 'triviale dosis' (10 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ of 1 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ per bron voor kunstmatige respectievelijk natuurlijke bronnen van straling⁴), en 'secundair niveau' (1 - 10 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ per bron) [8]. Het eerste wordt toegepast in de voorschriften voor vrijstelling van handelingen en vrijgave van radioactieve materialen van wettelijke controle, het tweede betreft het niveau waaronder de invulling van het ALARA-beginsel vanuit de overheid minder prioriteit heeft, en de verantwoordelijkheid voor het toepassen hiervan bij de ondernemer wordt gelegd.

⁴ Een 'triviale dosis' voor natuurlijke bronnen van straling van 1 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ lijkt veel, maar volgt uit de criteria uit onderdeel A sub 3 van de bijlage (<https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stb-2017-404.html>).



Figuur 2.1 Overzicht van diverse dosiscriteria voor leden van de bevolking die relevant kunnen zijn bij de keuze voor een dosiscriterium voor de vrijgave van terreinen. De weergegeven waarden in $\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ moeten worden gelezen als waarden boven op de dosis ten gevolge van de bestaande achtergrondstraling.

2.6.2 ANVS-verordening

In de verordening van de ANVS staan nadere regels ter bescherming van personen tegen de gevaren van blootstelling aan ioniserende straling. Een aantal artikelen uit de verordening biedt relevante context bij de keuze van een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen. Het gaat hierbij om de volgende artikelen:

In artikel 3.19 staat de specifieke vrijstelling voor bronnen of handelingen met van nature voorkomende radioactieve materialen beschreven.

Vrijstelling wordt in elk geval niet verleend als niet is voldaan aan de volgende voorwaarden voor dosis voor leden van de bevolking:

- Dosistoename ten opzichte van de gangbare achtergrondstraling *binnen* een locatie $\leq 300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$;
- Dosistoename ten opzichte van de gangbare achtergrondstraling *buiten* een locatie $\leq 10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$.

In artikel 3.20 staat dat voor specifieke vrijgave van materialen de blootstelling aan vrijgegeven van nature voorkomende radioactieve nucliden een dosistoename ten opzichte van de achtergrond mag geven van maximaal $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$.

2.7 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn we ingegaan op de deelvraag

- Welke eisen volgen uit nationale en internationale wet- en regelgeving?

We concluderen dat de huidige regelgeving geen specifieke passages bevat die betrekking hebben op de keuze voor een dosiscriterium voor terreinen. Wel dient een dosiscriterium zo gekozen te worden dat voldaan is aan de algemene regelgeving voor stralingsbescherming van de bevolking. Voor vrijgave en vrijstelling van handelingen en materialen bestaan, in tegenstelling tot vrijgave van terreinen, wel criteria. Het is wenselijk bij de keuze van een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen te vermijden dat er inconsistenties met deze regelgeving ontstaan (zie Paragraaf 1.4.3).

Daarnaast hebben we publicaties van ICRP en IAEA samengevat om een antwoord te geven op de deelvraag

- Welke aanbevelingen doen de internationale stralingsbeschermingsorganisaties ICRP en IAEA?

Aanbevelingen specifiek voor vrijgave van terreinen worden gegeven door het IAEA [5]. Het IAEA stelt dat een dosiscriterium voor vrijgave lager dan $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ mogelijk niet gerechtvaardigd of proportioneel is op grond van de stralingsbescherming. Als bovengrens voor de vrijgave van terreinen beveelt het IAEA aan om $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ te gebruiken. Het ligt dus voor de hand om als dosiscriterium voor vrijgave van terreinen een waarde te kiezen tussen de 10 en $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$.

3 Internationale vergelijking

In dit hoofdstuk beantwoorden we de deelvragen

- Welke criteria worden in andere landen gehanteerd?
- Is harmonisatie met buurlanden mogelijk?

Om deze vraag te beantwoorden hebben we een literatuuronderzoek uitgevoerd en contact opgenomen met enkele buitenlandse instituten⁵.

Een aantal landen maakt onderscheid tussen twee situaties, namelijk terreinen waar handelingen hebben plaatsgevonden met kunstmatige radionucliden en terreinen waar handelingen hebben plaatsgevonden waarbij radionucliden zijn vrijgekomen die ook al van nature voorkomen in de bodem. De eerste situatie omvat onder andere de nucleaire industrie. Onder de tweede situatie valt de NORM-industrie. In de geraadpleegde teksten is niet altijd duidelijk of regelgeving van toepassing is op kunstmatige nucliden, van nature voorkomende radionucliden of allebei. Als in onderstaande tekst niet is aangegeven op welke nucliden regelgeving van toepassing is, was dit ook in de beschikbare literatuur niet het geval. Ook de onderbouwing van keuzes is niet altijd terug te vinden; het is mogelijk dat er in de grijze literatuur wel meer informatie bestaat. Deze hadden wij dan niet tot onze beschikking.

3.1 Duitsland

Het Duitse beleid voor vrijgave van terreinen is in meer detail uitgewerkt dan dat in veel andere landen. De onderbouwing van het beleid voor vrijgave van terreinen waar met radionucliden is gewerkt, is beschreven in twee documenten van het Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) [9, 10]. Hier zijn criteria beschreven voor vrijgave van terreinen waar kunstmatige en/of van nature voorkomende nucliden aanwezig zijn. Uitgangspunt is een dosiscriterium van $10 \text{ microSv} \cdot \text{a}^{-1}$ ten gevolge van aanwezigheid van nucliden boven op een eventuele achtergrond. Dit uitgangspunt is gebaseerd op aanbevelingen van het IAEA.

In de Duitse wet- en regelgeving zijn nuclide-specifieke vrijgavewaarden voor de concentratie in de bodem vastgelegd, die zijn gebaseerd op het dosiscriterium van $10 \text{ microSv} \cdot \text{a}^{-1}$ (https://www.buzer.de/Anlage_4_StrlSchV.htm). Dit dosiscriterium wordt zowel voor kunstmatige als voor van nature voorkomende nucliden gehanteerd. Het aantal nucliden waarvoor vrijgavewaarden gegeven zijn bij vrijgave van terreinen is beperkt. In de Strahlenschutzverordnung is verder opgenomen dat een terrein dat is besmet met een nuclide waarvoor geen vrijgavewaarde is gegeven, specifiek kan worden vrijgegeven als voldaan is aan het dosiscriterium voor vrijgave, $10 \text{ microSv} \cdot \text{a}^{-1}$.

Wanneer *industriële - of mijnbouwprocessen* worden beëindigd, beschrijft §64 van de Strahlenschutzgesetz het verwijderen van contaminatie

⁵ Het Duitse TÜV-Nord en het Belgische SCK-CEN.

(<https://www.buzer.de/s1.htm?g=Strahlenschutzgesetz&f=1>). Indien reststoffen zijn ontstaan die monitoring behoeven, dan dient de verontreiniging hiervan op zodanige wijze te worden verwijderd, dat de reststoffen geen gebruiksbeperking (van het terrein) rechtvaardigen. Een voorwaarde voor onbeperkt gebruik van het land is dat de jaarlimiet voor blootstelling van leden van de bevolking (1 mSv) niet wordt overschreden. Dit komt ook terug in de definitie van 'Radioactieve Altlasten' (radioactieve erfenis) in §136 van deel 4, Hoofdstuk 4 van de Strahlenschutzgesetz: radioactief besmette locaties zijn door voltooide menselijke activiteiten besmette terreinen, gebouwen of water, waar door de besmetting een blootstelling veroorzaakt wordt of kan worden, waardoor voor een burger de effectieve dosis van 1 mSv per kalenderjaar wordt overschreden.

3.2 België

Als algemeen principe geldt in België voor de vrijgave van terreinen van *nucleaire installaties* een maximale bijkomende effectieve dosis boven het achtergrondniveau voor het meest kritische scenario van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ en een maximale collectieve dosis van $1 \text{ manSv}\cdot\text{a}^{-1}$ [11]. In het geval het praktisch niet haalbaar is om aan deze dosiscriteria te voldoen, zal de exploitant bepalen welke dosisbeperking wel haalbaar is, en dit vertalen naar specifieke vrijgaveniveaus. Hierbij moeten alle mogelijke scenario's, maar in elk geval die uit RP122 en RS-G-1.7, voor het verder gebruik van het terrein in ogenschouw worden genomen [12, 13]. Het Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC) beoordeelt de argumentatie. Hierbij worden de volgende vier categorieën onderscheiden voor de effectieve dosis boven de bestaande achtergrond:

- $<10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$: dosisreductie is waarschijnlijk niet gerechtvaardigd;
- $10\text{-}100 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$: het ALARA-optimalisatieprincipe wordt toegepast, vrijgave van het terrein is mogelijk zonder beperkingen qua gebruik;
- $100\text{-}300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$: het ALARA-optimalisatieprincipe wordt toegepast en sanering moet overwogen worden; er is een mogelijkheid om het terrein vrij te geven, maar met beperkingen qua verder gebruik;
- $300\text{-}1000 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$: het terrein moet gesaneerd worden en kan nog niet vrijgegeven worden; bij sanering blijven de voorwaarden gekoppeld aan de drie bovenstaande dosisregimes geldig.

In november 2022 is in België een wet aangenomen waarin de verantwoordelijkheden bij het beheer van bodems verontreinigd door radioactieve stoffen zijn vastgelegd [14]. De wet bevat geen dosiscriteria voor het opheffen van toezicht. De uitvoeringsbesluiten worden op dit moment nog uitgewerkt.

In België is beperkte praktische ervaring opgedaan met het thema vrijgave van terreinen. Het terrein van Belgonucleaire in Dessel, waar in het verleden een fabriek stond voor het vervaardigen van MOX-brandstof voor kerncentrales, is in 2019 onvoorwaardelijk vrijgegeven.

België heeft, net als Nederland, ook NORM-industrie. De reglementaire voorschriften met betrekking tot NORM zijn vastgelegd in het koninklijk besluit van 20 juli 2001, het Algemeen Reglement op de Bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van de Ioniserende Straling (ARBIS) [15]. De vrijgave van NORM-terreinen valt onder het beheer van bestaande blootstellingssituaties, waarbij een algemene dosislimiet voor het publiek geldt van $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (art. 20 ARBIS), en vrijgavecriteria voor NORM-materialen ter plaatse (bodems, grond, opvulling, etc.) van $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ U-238-reeks en Th-232-reeks.

3.3 Frankrijk

Nadat een nucleaire installatie is ontmanteld, kan volgens de Franse wetgeving de exploitant een verzoek tot vrijgave ('déclassement') indienen [16]. Het terrein kan dan volledig worden vrijgegeven, of onder een lichter regime vallen. De exploitant moet daarbij aantonen dat wettelijk voorgeschreven controles niet meer noodzakelijk zijn. Dit is niet gekoppeld aan een dosiscriterium.

In een gezamenlijke uitgave uit 2011 over het beheer van terreinen die met radioactief materiaal vervuild zijn, geven het Franse ministerie verantwoordelijk voor het milieu, het Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), en de Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN) aan dat de toegevoegde effectieve dosis boven de achtergrond zo laag mogelijk moet zijn, maar in elk geval beneden $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ [17]. Een waarde waarbij toezicht niet langer nodig is, geeft het document niet.

3.4 Groot-Brittannië

Voor vrijgave van terreinen na ontmanteling van nucleaire installaties hanteert Groot-Brittannië een 'risk guidance level'; het geschatte risico ten gevolge van radioactieve restbesmetting voor een representatieve persoon moet consistent zijn met een risk guidance level van 10^{-6} . Dat wil zeggen dat het risico op sterfte of erfelijke effecten ten gevolge van blootstelling aan ioniserende straling niet hoger mag zijn dan één op een miljoen per jaar ('requirement' 10) [18]. Voor stochastische effecten dient een risico-coëfficiënt van 0,06 per Sv te worden gebruikt (Paragraaf A4.35). Een kans van $1:10^{-6}$ per jaar correspondeert dan met een dosis van ongeveer $16 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Een risk guidance level is geen harde limiet: het is indicatief voor het beoogde niveau van stralingsbescherming.

Voor onvoorziene menselijke intrusie na vrijgave geldt, naast het risk guidance level, een 'dose guidance level': als radioactief materiaal (bijvoorbeeld afval) achterblijft in de ondiepe ondergrond, geldt voor onvoorziene verstoring door mensen een dose guidance level van ongeveer $3\text{-}20 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, waarbij de lagere waarde eerder van toepassing zal zijn bij chronische blootstelling, en de hogere bij kortdurende blootstelling (requirement 11).

Het Scottish Environment Protection Agency (SEPA) heeft in 2022 richtlijnen gepubliceerd voor vrijgave van niet-nucleaire terreinen [19]. Een algemeen dosiscriterium voor vrijgave van een terrein is $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ effectieve dosis ten gevolge van radioactieve besmetting, of $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor van nature voorkomende radioactieve

materialen. Het dosiscriterium voor NORM is gebaseerd op de Strategy for the management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) waste in the United Kingdom [20].

In Engeland en Wales ziet het Environment Agency erop toe dat een bedrijfslocatie na beëindiging van activiteiten wordt teruggebracht tot een 'satisfactory state' [21]. Dit betekent in het algemeen dat het terrein wordt teruggebracht in de toestand waarin het zich bevond voor de start van het bedrijf. Een dosiscriterium is hierbij niet gegeven (Paragraaf 4.64).

3.5 Verenigde Staten

Het regelgevend systeem voor stralingsbescherming in de Verenigde Staten is ondergebracht bij drie federale agentschappen (Nuclear Regulatory Commission (NRC), U.S. Environmental Protection Agency (EPA), en U.S. Department of Energy (DOE)), en bij de staten, waarbij geen consensus bestaat over regelgevende normen [22]. De EPA is een onafhankelijk federaal agentschap van de Verenigde Staten dat belast is met de bescherming van de volksgezondheid en het milieu. De NRC is een onafhankelijk agentschap dat toeziet op commerciële kerncentrales en op ander gebruik van radionucliden door middel van vergunningen, inspectie en regelgeving.

De Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA) (ook wel 'Superfund' of 'Superfund law' genoemd) voorziet in mogelijkheden voor de Amerikaanse federale overheid om op te treden na lozingen (en bij dreigende lozingen) van gevaarlijke stoffen op het milieu. De EPA is betrokken bij het saneren van vervuilde terreinen. Het kan hierbij gaan om chemicaliën, maar ook om radioactieve materialen. Voor carcinogene agentia is het algemene uitgangspunt dat na sanering van een terrein een risico van 10^{-6} acceptabel is. Een dergelijke risicobenadering is internationaal voor stoffen gebruikelijk. Voor straling wijkt dit af; de EPA hanteert voor Superfund-terreinen een dosiscriterium voor sanering van $120 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$, dat overeenkomt met een lifetime-risico op kanker van 3×10^{-4} [23]. Hierbij wordt aangenomen dat de blootstelling plaatsvindt gedurende een periode van 30 jaar. Dit risicocriterium is gebaseerd op literatuur die ouder is dan ICRP 103 [3].

De Nuclear Regulatory Commission (NRC) gebruikt een dosiscriterium voor 'unrestricted use' van een terrein van $250 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (10 CFR §20.1402). Dit is inclusief de dosis van grondwaterbronnen voor drinkwater.

3.6 Canada

De Canadese wetgeving biedt de exploitant van een nucleaire faciliteit de mogelijkheid een vergunning aan te vragen voor vrijgave ('abandonment') na ontmanteling [24]. Hierbij is vastgelegd dat de exploitant moet beschrijven wat de effecten van vrijgave kunnen zijn op de omgeving en gezondheid en veiligheid van personen. Een dosiscriterium is niet gespecificeerd. Op dit moment zijn in Canada nog geen kernreactoren ontmanteld. Wel is een aantal reactoren in 'safe storage' geplaatst [25]. Voor mijnen waar natuurlijk uranium is

gewonnen, kan onder de Uranium Mines and Mills Regulations [26] een vergunning voor vrijgave worden aangevraagd. Hierbij moet, net als voor nucleaire faciliteiten, voldaan worden aan de General Nuclear Safety and Control (GNSC) Regulations. Dosiscriteria zijn niet vastgelegd.

3.7 Finland

Finland heeft eisen voor vrijgave van gebouwen en terreinen na ontmanteling van een nucleaire faciliteit vastgelegd in Guide YVL D.4 van de Finse Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) [27]. De typische jaardosis voor de hoogst blootgestelde individuen als gevolg van het gebruik van het terrein (of de gebouwen) na vrijgave mag niet hoger zijn dan 10 microSv. Bij specifieke vrijgave geldt een ander dosis criterium: indien het toekomstig gebruik van het terrein beperkt is, kan een individuele dosis van $100 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ toegestaan zijn, na optimalisatie. Daarbij moet aannemelijk gemaakt worden dat, als de beperkingen aan het gebruik wegvallen, de dosis die het gevolg is van het gebruik van het terrein met grote zekerheid de $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ niet overschrijdt.

3.8 Italië

Italië heeft in de ontmantelingsvergunning voor centrales die al gesloten zijn dosis criteria voor vrijgave vastgelegd.

3.9 Zweden

De Zweedse regelgeving (SSMFS 2011:2) geeft geen grenswaarden voor vrijgave van terreinen. Dosiscriteria en grenswaarden voor vrijgave van terreinen worden, na aanvraag door de vergunninghouder, door de Swedish Radiation Safety Authority (SSM) bepaald op een case-by-case basis [28]. De voorschriften gelden voor terreinen (en materialen) die mogelijk besmet geraakt zijn tijdens vergunde handelingen. Buiten de reikwijdte van de regelgeving vallen lozingen naar lucht of water, van nature voorkomende radionucliden die niet onder de vergunning vielen en handelingen die alleen van nature voorkomende radionucliden betreffen en die geen gebruik maakten van de radioactieve of splijtbare (eventueel pas na neutronabsorptie) eigenschappen van het materiaal. In een publicatie uit 2013 geeft SSM aan te werken aan criteria voor vrijgave van terreinen voor nucleaire installaties [29].

3.10 Samenvatting

Internationaal bestaat geen consensus over een te kiezen dosis criterium voor vrijgave van terreinen. Ook in de ons omringende landen is van harmonisatie geen sprake.

Waar het beleid en de regelgeving voor vrijgave van materialen internationaal steeds meer wordt geharmoniseerd, is dat voor de vrijgave van terreinen (nog) niet het geval. Zowel de voorschriften als de mate van uitwerking daarvan verschillen sterk van land tot land. Dit geldt in het bijzonder voor de vrijgave van terreinen die zijn besmet met (alleen) van nature voorkomende radionucliden.

Conceptueel zijn er verschillende mogelijkheden voor de aanpak van het kiezen van een dosis criterium. Een aantal verschillende benaderingen

staat weergegeven in Tabel 3.1, waarbij in de linkerkolom van de tabel geldt dat zowel complexiteit als flexibiliteit van boven naar beneden toenemen. Deze tabel geeft samen met Tabel 3.2 een antwoord op de deelvraag

- Welke criteria worden in andere landen gehanteerd?

Tabel 3.1 Overzicht van mogelijke conceptuele benaderingen van een dosis criterium voor radiologische vrijgave van terreinen.

Conceptuele benadering dosis criterium	Toegepast in
Eén dosis criterium, numerieke waarde voor dosis criterium laag ($\approx 10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$), geldend voor kunstmatige en van nature voorkomende radionucliden	Duitsland, met uitzonderingen
Eén dosis criterium, numerieke waarde hoger ($\approx 100\text{-}300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$), geldend voor kunstmatig en van nature voorkomende radionucliden	Verenigde Staten
Aparte dosis criteria voor kunstmatige en voor van nature voorkomende radionucliden (incl. Cs-137)	België, Schotland
Getrapt systeem (e.g. $300\text{-}100\text{-}10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$)	België
Nuclide-specifieke criteria	Duitsland, in uitwerking generiek concept
Alternatieve benaderingen	Toegepast in
'Specifieke vrijgave' op verzoek van exploitant	Frankrijk
Criterium niet op basis van dosis	Engeland

Tabel 3.1 laat zien dat het antwoord op de deelvraag

- Is harmonisatie met buurlanden mogelijk?

geen eenduidig ja is: er zijn aanzienlijke verschillen tussen de uitgangspunten bij het Belgische en Duitse beleid. Gelijktijdige harmonisatie met beide buurlanden is niet mogelijk.

Een overzicht van de dosis criteria in de bovengenoemde landen staat in Tabel 3.2. Buurland Duitsland heeft voor een aantal nucliden nuclide-specifieke grenswaarden in $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ afgeleid. Voor zowel kunstmatige radionucliden als van nature voorkomende radionucliden is gekozen voor een dosis criterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ als uitgangspunt bij het vaststellen van deze grenswaarden. Voor nucliden waarvoor geen grenswaarde is vastgelegd, is specifieke vrijgave mogelijk als is voldaan aan dit dosis criterium. Ook België heeft voor kunstmatige radionucliden gekozen voor $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$, maar voor van nature voorkomende radionucliden geldt $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Bovendien kan in overleg met de Belgische autoriteit nog tot $100 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ een nucleair terrein onvoorwaardelijk worden vrijgegeven.

In het Verenigd Koninkrijk is geen dosis criterium in $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ gedefinieerd, maar wordt gebruikgemaakt van een risicobenadering voor kunstmatige radionucliden. Het criterium van 'geen gevaar' van toegevoegd risico op overlijden groter dan 10^{-6} per jaar komt overeen

met een dosis van $20 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Wat betreft ordegrrootte is dit dus hetzelfde als de aanpak in bijvoorbeeld Duitsland.

Wat opvalt, is dat met name voor van nature voorkomende radionucliden lang niet overal (duidelijk) beschreven criteria vindbaar zijn. Daarnaast heeft een aantal landen helemaal geen dosiscriteria vastgelegd, waaronder Frankrijk en Zweden.

Tabel 3.2 Overzicht van dosiscriteria voor vrijgave van terreinen in enkele Europese landen en in de Verenigde Staten en Canada.

Land	Dosiscriterium kunstmatige nucliden (o.a. nucleaire terreinen)	Dosiscriterium van nature voorkomende nucliden (o.a. NORM-industrie)	Opmerkingen
Duitsland	$10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$	$10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$	In wet- en regelgeving vastgelegde nuclide-specifieke grenswaarden in $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ voor een aantal nucliden
België	$10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$	$1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$	Tot $100 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ kan onvoorwaardelijke vrijgave van nucleaire terreinen mogelijk zijn.
Frankrijk	Geen dosiscriterium vastgelegd	Geen dosiscriterium vastgelegd	
Engeland, Wales	\Geen gevaar'-criterium van toegevoegd risico op overlijden van max. 1×10^{-6} per jaar voor nucleaire terreinen	Geen dosiscriterium vastgelegd	1×10^{-6} per jaar komt ongeveer overeen met $16 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$
Schotland	\Geen gevaar'-criterium van toegevoegd risico op overlijden van max. 1×10^{-6} per jaar voor nucleaire terreinen, $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor niet-nucleaire terreinen	$300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$	Voor nucleaire terreinen geldt in heel Groot-Brittannië hetzelfde beleid, voor niet-nucleaire terreinen is dat niet het geval.
Verenigde Staten	120 en $250 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (resp. EPA en NRC)	Geen eenduidige informatie, voor sanering $120 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (EPA)	Geen overeenstemming tussen EPA en NRC.
Canada	Geen dosiscriterium vastgelegd	Geen dosiscriterium vastgelegd	
Finland	$10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$	Geen (eenduidige) informatie	
Italië	Geen (eenduidige) informatie	Geen (eenduidige) informatie	Dosiscriteria voor vrijgave staan in de ontmantelingsvergunning.
Zweden	Geen dosiscriterium vastgelegd	Geen dosiscriterium vastgelegd	Case-by-case-benadering

4 Blootstellingspaden en scenario's, rekenvoorbeelden

In dit hoofdstuk wordt voorbereidend werk gedaan om de volgende deelvraag te beantwoorden:

- Aan welke voorwaarden moet een dosis criterium voldoen om praktisch toepasbaar te zijn?

Het uiteindelijke antwoord op deze deelvraag wordt in Hoofdstuk 5 gegeven.

Een dosis criterium voor vrijgave van terreinen moet een adequaat niveau van stralingsbescherming garanderen, maar moet daarnaast ook praktisch toepasbaar zijn. In de praktijk zullen metingen aan restbesmettingen een belangrijke rol spelen bij de beoordeling van een verzoek om een terrein vrij te geven. Om inzicht te krijgen in de vraag onder welke voorwaarden het haalbaar is om middels metingen te beoordelen of aan een dosis criterium is voldaan, voeren we in dit hoofdstuk indicatieve berekeningen uit voor enkele radionucliden. We gaan hierbij uit van een eenheidsbesmetting van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$, gemiddeld in de bovenste 20 cm van de grond. Door middel van keuzes in scenario's, blootstellingspaden en parameters wordt de jaarlijkse effectieve dosis ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) bepaald die een volwassen persoon kan oplopen. Ook is bepaald welk omgevingsdosistempo ($\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) men zou kunnen meten op 1 m hoogte boven het terrein. Aan het einde van het hoofdstuk worden de resultaten vergeleken met in de literatuur gerapporteerde dosisberekeningen. In Hoofdstuk 5 worden de resultaten vergeleken met de detectiegrenzen van apparatuur. Hiermee kan een uitspraak worden gedaan over de praktische haalbaarheid van vrijgavecriteria.

De blootstellingsscenario's (Paragraaf 4.1) beschrijven hoe het terrein wordt gebruikt en op welke manieren en in welke mate de representatieve persoon blootstaat aan straling. De scenario's zijn conservatief opgesteld. Dit houdt in dat voor elk scenario de wijze van gebruik van het terrein zodanig is gekozen dat dit zal leiden tot een relatief hoge effectieve dosis. Om aanvullend conservatisme te voorkomen, zijn de overige parameters van het scenario zoveel mogelijk realistisch gekozen. Daardoor kunnen de dosisresultaten van deze afdekkende scenario's worden gebruikt als onderbouwing van nog te kiezen dosis criteria voor de vrijgave van een radiologisch besmet terrein. Berekeningen zijn grotendeels uitgevoerd conform de rekenmethodieken beschreven in IAEA Safety Reports Series 44 [30] en ICRP-144 [31].

De dosisberekeningen zijn uitdrukkelijk niet bedoeld om een uitspraak te kunnen doen over de mogelijke vrijgave van een daadwerkelijk besmet terrein. De afdekkende scenario's in dit rapport zijn namelijk generiek opgesteld ter onderbouwing van een te kiezen generiek dosis criterium. De berekeningen kunnen worden gezien als een 'proof of principle'. Om een uitspraak te kunnen doen over de vrijgave van een werkelijk besmet terrein, zal rekening moeten worden gehouden met locatie-specifieke omstandigheden en parameters (werkelijke afmetingen van

het terrein, obstakels, diepteverdeling van de besmetting in de grond, nuclidevectoren, type grond, grondwaterpeil, et cetera). Dit vereist over het algemeen meer gedetailleerde en meer complexe modellering van het gedrag van radionucliden in het milieu dan zijn beschreven in dit hoofdstuk. Hiertoe kunnen commerciële softwarepakketten worden gehanteerd, of kan men een eigen compartimentenmodel programmeren dat dit gedrag en de dosimetrische impact ervan in kaart kan brengen. De methodieken beschreven in dit hoofdstuk kunnen daarbij wel ter inspiratie worden gebruikt.

4.1 Afdekkende blootstellingsscenario's

De keuze van de afdekkende blootstellingsscenario's is – dosimetrisch gezien – gebaseerd op de dominante blootstellingsweg binnen het scenario. De vijf scenario's die in dit hoofdstuk worden geanalyseerd zijn als volgt (de beschouwde blootstellingsweg is vetgedrukt):

- **Externe** blootstelling aan straling afkomstig van in de grond aanwezige radioactiviteit ('groundshine') door langdurig verblijf op het terrein, beschreven in Paragraaf 4.4.
- Inwendige blootstelling door **inhalatie** van naar lucht vrijgezette radioactiviteit als gevolg van omwoeling van de grond op het terrein tijdens agrarische werkzaamheden (ploegen, eggen, et cetera), beschreven in Paragraaf 4.5.
- Inwendige blootstelling door de **inhalatie van radon (Rn-222)** binnenshuis in woningen gebouwd op een terrein besmet met Ra-226, beschreven in Paragraaf 4.6.
- Inwendige blootstelling door **ingestie** van gewassen die op het terrein groeien ('directe' ingestie), beschreven in Paragraaf 4.7.1.
- Inwendige blootstelling door **ingestie** van grondwater waar activiteit in terecht is gekomen, of door ingestie van gewassen die zijn geïrrigeerd met dit grondwater ('indirecte' ingestie), beschreven in Paragraaf 4.7.2.

Voor deze scenario's wordt steeds uitgegaan van hetzelfde terrein dat beschreven wordt in Paragraaf 4.2. In ieder scenario wordt de dominante dosisbijdrage als totale, individuele effectieve jaardosis beschouwd, waarbij de dosis via de overige blootstellingswegen wordt verwaarloosd. Bijvoorbeeld, in het inhalatiescenario wordt de externe stralingsdosisbijdrage (vanaf de bodem) en de eventuele dosis uit ingestie verwaarloosd. Dit wijkt enigszins af van methodiek zoals beschreven in IAEA SRS-44 [30], waar voor ieder scenario verschillende blootstellingswegen worden beschouwd. Kwantitatief zal dit een klein effect hebben op de effectieve jaardosis, maar dit zou mogelijk nog kunnen worden betrokken in de keuze van het effectieve dosiscriterium. Het is niet mogelijk om de resultaten van de vijf scenario's te sommeren tot een totale effectieve jaardosis, omdat in ieder scenario de representatieve persoon anders is. Verdere afbakening van de berekeningen is beschreven in Paragraaf 4.3. Resultaten van de individuele, effectieve jaardosis voor alle scenario's zijn gegeven in Paragraaf 4.9.

4.2 Beschrijving van het terrein

Dosisberekeningen binnen de scenario's worden gedaan voor hetzelfde terrein dat als volgt kan worden gekarakteriseerd:

4.2.1 Afmeting

Het terrein is vierkant met afmetingen van $100 \times 100 \text{ m}^2$. Voor de gemiddelde dichtheid van de bodem wordt aangesloten bij DOVIS-A [32]: $1,3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

4.2.2 Diepteprofiel van de besmetting

We veronderstellen dat de verticale bodembesmetting een exponentieel diepteprofiel heeft [33] met de hoogste activiteitsconcentratie aan het grondoppervlak. Een exponentieel diepteprofiel is een realistisch profiel vlak na depositie van radionucliden op de grond. Impliciet is de aanname dus dat er bij de handeling die heeft plaatsgevonden op het terrein activiteit in de bodem is terechtgekomen door depositie. Na verloop van tijd zullen processen als bodemmigratie, landgebruik en erosie het profiel verstoren, maar ook in dit geval is exponentieel profiel een redelijke aanname voor de berekeningen. Dit is bijvoorbeeld beschreven door Matsuda et al. [34] voor depositie van radiocesium na de Fukushima Daiichi kernramp.

Het diepteprofiel wordt beschreven met de massieke relaxatielengte, die aangeeft op welke massieke diepte de activiteitsconcentratie is afgenomen tot 37% ($1/e$) van de concentratie aan het grondoppervlak⁶. Wij nemen hiervoor een waarde van $20 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (met de gebruikte dichtheid komt dit overeen met 15,4 cm). Tevens is de aanname dat de vorm van het diepteprofiel niet verandert als functie van de tijd.

Voor externe blootstelling zijn dosiscoëfficiënten beschikbaar voor exponentiële diepteprofielen. Voor het scenario voor externe blootstelling kan dus gerekend worden met dit exponentiële diepteprofiel. Voor de overige scenario's is enkel de gemiddelde activiteitsconcentratie in de grond nodig, en niet het diepteprofiel zelf. Hieronder beschrijven we hoe deze gemiddelde activiteitsconcentratie is bepaald.

4.2.3 Gemiddelde activiteitsconcentratie

Voor het inhalatiescenario en het directe ingestiescenario moet worden gekeken naar de gemiddelde activiteitsconcentratie in de toplaag, de bovenste 20 cm van de grond. In de toplaag bevinden zich namelijk, de wortels van eetbare gewassen [32, 35]. De effectieve diepte waarmee de grond wordt bewerkt tijdens agrarische werkzaamheden (inhalatiescenario) veronderstellen we ook gelijk aan de dikte van de toplaag [36].

We gaan uit van een eenheidsbesmetting in de toplaag, dat wil zeggen dat de gemiddelde activiteitsconcentratie op $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ wordt gezet. De diepte-geïntegreerde activiteitsconcentratie levert de totale besmetting van de grond per oppervlakte-eenheid en bedraagt $3,58 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Hiervan bevindt 72,8% zich in de toplaag ($2,60 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$).

⁶ Een massieke diepte in $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ is gedefinieerd als het product van de werkelijke diepte in cm en de dichtheid van het materiaal in $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

Het indirecte ingestiescenario gaat ook uit van een gemiddelde activiteitsconcentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. De dikte van de relevante grondlaag is in dit geval 27,5 cm. Deze diepte van 27,5 cm is zodanig gekozen dat de totale activiteit in deze laag gelijk is aan de totale besmetting van de grond ($3,58 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). Op deze manier is alle activiteit in de besmette grond beschikbaar voor het indirecte ingestiescenario.

In Bijlage A is het exponentiële diepteprofiel weergegeven in een figuur samen met de diepte-geïntegreerde activiteitsconcentratie tot 20 cm en 27,5 cm.

4.3 Afbakening van dosisberekeningen

In horizontale richting wordt de bodembesmetting als homogeen beschouwd. In realistische situaties zal de besmetting over het oppervlak van het terrein niet homogeen verdeeld zijn en zullen mogelijk ook hotspots optreden. In dit rapport houden we hier dus geen rekening mee. Verder nemen we aan dat het een terrein betreft zonder obstakels op of in de grond.

De dosis voortvloeiend uit het gebruik van materialen afkomstig van het terrein (anders dan de consumptie van besmette gewassen) wordt niet beschouwd. Dergelijke materialen vallen onder het reguliere systeem van vrijstelling en vrijgave met grenswaarden vastgelegd in het Bbs.

4.4 Scenario voor externe blootstelling ('groundshine')

In het externe blootstellingsscenario is de representatieve persoon een volwassene met een lange verblijftijd op het terrein. We gaan hierbij uit van een persoon die 80% van het jaar op het terrein verblijft zonder afscherming. Het scenario beschrijft dus bijvoorbeeld een camping waar personen gedurende een groot deel van het jaar verblijven.

Dosiscoëfficiënten voor externe straling vanuit de bodem zijn overgenomen uit ICRP-publicatie 144 [31]. Deze gelden voor het exponentiële diepteprofiel zoals beschreven in Paragraaf 4.2 [33, 34]. Naast de effectieve jaardosis voor externe blootstelling wordt ook het omgevingsdosisequivalenttempo (op 1 m hoogte) berekend. Deze dosiscoëfficiënten zijn ook afkomstig uit ICRP-publicatie 144 [31].

In Bijlage B is het scenario voor blootstelling aan externe straling expliciet uitgewerkt in formulevorm.

4.5 Scenario voor inhalatie

Het scenario waarbij inhalatie de dominante blootstellingsweg is, richt zich op agrarische werkzaamheden. Het terrein wordt gebruikt voor landbouw. Bij werkzaamheden op het land, zoals ploegen, kan door het omwoelen van grond radioactiviteit vanuit de bodem in de lucht komen. Dit proces wordt resuspensie genoemd. De blootgestelde persoon, in dit geval de boer, kan een dosis oplopen door inhalatie van deze naar lucht vrijgezette activiteit.

De effectieve inhalatiedosis is afhankelijk van een aantal parameters: de activiteitsconcentratie in de lucht door resuspensie, de fractie hiervan die daadwerkelijk kan doordringen tot diep in de longen, de

blootstellingstijd, en de gehanteerde dosiscoëfficiënten. Hieronder bespreken we deze parameters en onderbouwen we de gekozen waarden. In Bijlage C is het agrarische scenario voor inhalatie expliciet uitgewerkt in formulevorm.

4.5.1 *Respirabele activiteit door resuspensie*

De parameter die de vrijzetting van activiteit naar de lucht beschrijft, is de resuspensiefactor K , met de eenheid m^{-1} . Deze factor is de ratio van de activiteitsconcentratie in de lucht op leefhoogte (1 tot 2 meter boven de grond) en de oppervlaktebesmetting op of in de bodem. De luchtbesmetting ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) kan dus eenvoudig worden geschat door de grondbesmetting ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) te vermenigvuldigen met een geschikte resuspensiefactor.

We gaan ervan uit dat de tractor zich tijdens het ploegen gedeeltelijk in de wolk begeeft en de ramen van de tractor open zijn. Voor de resuspensiefactor tijdens het ploegen wordt $1 \times 10^{-7} \text{ m}^{-1}$ gekozen. Deze waarde ligt in het bereik van de waarden gerapporteerd door Milham et al. [37]. Een hogere resuspensiefactor van circa 10^{-6} m^{-1} kan weliswaar worden gevonden in deze referentie, maar die geldt in de buitenlucht op enige afstand van de tractor en wordt daarom als minder representatief beschouwd. Waardes in het bereik van 10^{-7} tot 10^{-6} m^{-1} kunnen op indirecte wijze ook worden geschat aan de hand van data gepubliceerd door Jacob et al. [38].

De resuspensiefactor kan ook worden gebruikt om de stofconcentratie in $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ in de lucht te schatten. De resuspensiefactor wordt dan vermenigvuldigd met de massieke diepte van de grond. Bij een resuspensiefactor van 10^{-7} m^{-1} is de berekende stofconcentratie in de lucht in de orde van $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Uit literatuuronderzoek blijkt dat de *inhaleerbare* luchtstofconcentraties (deeltjesgrootte $<100 \mu\text{m}$) tijdens agrarische werkzaamheden deze waarde van $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (ruim) kunnen overschrijden. Echter zijn de *respirabele* concentraties (deeltjesgrootte $<10 \mu\text{m}$) die tot een inhalatiedosis leiden veelal aanzienlijk lager, in de orde van slechts enkele $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ [39-41]. Op basis hiervan is besloten om een resuspensiefactor van $K = 1 \times 10^{-7} \text{ m}^{-1}$ te hanteren voor dosisberekeningen met een respirabele fractie, f_{resp} , gelijk aan 1. Deze aanpak is conservatief, zeker gezien het relatief vochtige klimaat in Nederland.

Verder is de aanname dat bij het ploegen de toplaag van 20 cm wordt omgewoeld. Deze keuze voor deze toplaag is gebaseerd op de grens tussen ondiep ploegen (10-20 cm) en standaard ploegdieptes (20-30 cm) [36] en op de diepte van de wortelzone van eetbare gewassen (Paragraaf 4.2). Activiteit tot deze diepte, $2,60 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ (Paragraaf 4.2), is dus beschikbaar voor het resuspensieproces, zoals hierboven beschreven. In het scenario wordt de boer tijdens het ploegen dus blootgesteld aan besmette lucht met een respirabele activiteitsconcentratie van circa $0,026 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Inhalatie van deze lucht vindt plaats met een tempo van $1,2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, de standaardwaarde van het ademvolumetempo voor een referentiewerker [42].

4.5.2 *Blootstellingstijd en dosiscoëfficiënten*

De jaarlijkse blootstellingstijd van agrarische werkzaamheden waarbij significante resuspensie plaatsvindt, wordt geschat op 10 uur voor een terrein met oppervlak van 1 hectare⁷. Merk op dat de inhalatiejaardosis dus toeneemt wanneer het beschouwde terrein groter wordt (omdat de blootstellingstijd toeneemt). Dit is enkel voor het inhalatiescenario het geval.

De effectieve inhalatiedosis wordt berekend door middel van dosiscoëfficiënten voor werkers, gepubliceerd in ICRP-publicatie 119 [46]. Er is gekozen voor werkers, omdat het hier beroepsmatige, agrarische werkzaamheden betreft. Voor ieder radionuclide kiezen we hierbij conservatief de maximale waarde over de beschikbare longabsorptietypen (Fast, Medium, Slow).

4.6 **Scenario voor de inhalatie van radon (Rn-222)**

Bij terreinen besmet met Ra-226 zal in de bodem het vervalproduct Rn-222 (radon) ontstaan, een radioactief gas. Afhankelijk van de permeabiliteit van de bodem kan Rn-222 in meer of mindere mate vrijkomen (exhalatie). De aanwezigheid van Ra-226 in de bodem leidt dus tot een verhoogde activiteitsconcentratie van Rn-222 boven het terrein. Dit is voornamelijk van belang wanneer op het terrein woningen worden gebouwd, omdat radon zich binnenshuis kan ophopen. Karakteristieken van de woning, zoals ventilatievoorzieningen, kunnen de radonconcentratie verder beïnvloeden. Echter, in dit onderzoek worden de karakteristieken van de bodem en potentiële woningen niet verder uitgewerkt. In plaats daarvan wordt een gangbare concentratie Ra-226 in de bodem ($0,025 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ [47]) vergeleken met de gemiddelde gemeten concentratie radon binnenshuis ($15,6 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [48]). Uit de verhouding tussen de twee kan de concentratie radon binnenshuis worden geschat. Deze aanpak wordt ook gebruikt in een rapport van Stoop en Lembrechts (1996) [49].

Een deel van het radon binnenshuis is afkomstig uit bouwmaterialen. De hoeveelheid radon uit bouwmaterialen is afhankelijk van de constructie van het huis: voor huizen uit de periode 1994-2003 is bekend dat ongeveer 70% van het radon binnenshuis afkomstig is van bouwmaterialen [48]. In het *Basisdocument radon* uit 1991 [47] wordt op basis van modelberekeningen aangenomen dat voor een gemiddelde Nederlandse woning ongeveer een derde van het radon binnenshuis afkomstig is uit bouwmaterialen. Wij nemen als uitgangspunt de gemiddelde Nederlandse woning uit [47]. In dit geval is dus (afgerond) $10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ Rn-222 binnenshuis afkomstig van $0,025 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ Ra-226 in de bodem⁸. Een eenheidsbesmetting van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ Ra-226 (boven op de bestaande achtergrond) zal dus leiden tot een toename van de radonconcentratie binnenshuis van ongeveer $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Vervolgens wordt aangenomen dat de representatieve persoon 90% van de tijd binnenshuis doorbrengt [50].

⁷ De capaciteit van verschillende landbouwwerktuigen wordt in [43] gerapporteerd als ongeveer 5 tot 50 acre per uur (2 tot 20 hectare per uur). Vervolgens wordt aangenomen dat relevante agrarische werkzaamheden enkele tientallen keren per jaar plaatsvinden. Deze schatting komt goed overeen met de in RP 72 gebruikte waarden voor blootstellingstijd per boerderij [44] en het gemiddelde oppervlak per boerderij [45] (Verenigd Koninkrijk: 300 uur, 70 hectare, Duitsland: 600 uur, 40 hectare).

⁸ Wanneer wordt uitgegaan van de fractie radon afkomstig uit bouwmaterialen uit [48] zal de hoeveelheid radon binnenshuis door Ra-226 in de grond ongeveer een factor 2 lager liggen. Voor de conclusies van dit rapport is dit niet relevant.

UNSCEAR⁹ geeft een dosisconversiecoëfficiënt van 9×10^{-6} mSv.h⁻¹ per Bq·m⁻³ voor de inhalatie van radon voor volwassenen [53]. Deze dosisconversiecoëfficiënt is bepaald voor evenwichts-equivalente concentratie (EEC), waar alle dochternucliden in evenwicht zijn met Rn-222. In de praktijk is dit niet het geval: de dochternucliden kunnen deponeren en zijn dan niet meer beschikbaar voor inhalatie. De activiteitsconcentratie dient daarom nog te worden vermenigvuldigd met de evenwichtsfactor F . Hiervoor wordt een waarde van $F = 0,4$ genomen [53].

In Bijlage D is het hierboven beschreven scenario expliciet uitgewerkt in formulevorm.

4.7 Scenario's voor ingestie

Er zijn twee scenario's waarbij ingestie de dominerende blootstellingsweg is. In het eerste scenario wordt gekeken naar de consumptie van gewassen die direct op het besmette terrein worden verbouwd. De gewassen kunnen besmet raken door opname van radioactiviteit via hun wortels. Consumptie van deze gewassen leidt dan zo tot een effectieve volg dosis door ingestie. Paragraaf 4.7.1 beschrijft de methodiek voor het berekenen van deze 'directe' ingestiedosis.

In het tweede ingestiescenario wordt gekeken naar het zogeheten 'waterpad'. In dit scenario raakt het grondwater besmet door infiltratie van de bodem met regenwater. Grondwater kan worden opgepompt en gebruikt als drinkwater of als irrigatiewater voor gewassen op een onbesmet terrein. De consumptie van deze gewassen leidt tot een ingestiedosis. Dergelijke 'indirecte' ingestieroutes als gevolg van het waterpad zijn beschreven in Paragraaf 4.7.2.

In beide gevallen is gekeken naar de kleinschalige verbouwing van gewassen op het terrein (zoals een volkstuin) en niet naar commerciële landbouw. Bij commerciële landbouw wordt de oogst namelijk verspreid onder een groot aantal mensen en loopt een gemiddelde persoon dus een lagere dosis op.

Een overzicht van de gebruikte parameters is gegeven in Bijlage E.

4.7.1 Directe ingestie: consumptie van gewassen uit een volkstuin

In dit scenario is de aanname dat het terrein na vrijgave wordt gebruikt voor volkstuinen waar gewassen worden verbouwd voor persoonlijke consumptie. Iemand die deze gewassen eet, loopt daardoor een ingestiedosis op. De dosis is afhankelijk van de mate waarin de gewassen activiteit opnemen, de consumptie en de dosiscoëfficiënten. Deze parameters worden hieronder verder toegelicht en onderbouwd.

De rekenmethodiek voor deze blootstellingsweg is identiek aan die uit IAEA SRS-44 (Paragraaf 4.3.3) [30] en is beschreven in Bijlage E.

⁹ De DCC van UNSCEAR is in het verleden door het RIVM gebruikt voor dosisberekeningen als gevolg van de inhalatie van radon. De ICRP [51, 52] hanteert echter een waarde die bijna een factor 2 hoger ligt, namelijk $1,68 \times 10^{-5}$ mSv.h⁻¹ per Bq·m⁻³. Voor de conclusies van dit rapport is het niet relevant of de DCC van UNSCEAR of ICRP wordt gebruikt.

- 4.7.1.1 Opname van activiteit door gewassen
 Activiteit in de bodem kan zich via de wortels naar de eetbare gedeeltes van de gewassen verplaatsen. De parameter die deze opname via de wortels beschrijft, is de zogenaamde 'root transfer factor', gedefinieerd als de activiteitsconcentratie in het gewas ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ -versgewicht) per eenheid van activiteitsconcentratie in de bodem ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ droge grond). Deze factoren zijn afhankelijk van het chemische element maar ook van het type grond en gewas. Voor ieder nuclide zijn waarden gehanteerd voor generieke gewassen en grondsoorten. De waarden zijn overgenomen uit IAEA SRS-44 [30] en aangevuld met waarden uit andere publicaties [35, 54]. Voor uitspraken over een werkelijk besmet terrein kan gebruik worden gemaakt van parameters uit IAEA TRS-472 [55], waar waarden zijn opgenomen voor verschillende grondsoorten en typen gewassen.

De opname van radioactiviteit vindt plaats vanuit de bovenste 20 cm (toplaag) van de grond. Dit is de wortelzone van eetbare gewassen. Voor berekeningen gaan we uit van een gemiddelde grondbesmetting van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ in deze toplaag (Paragraaf 4.2.3).

- 4.7.1.2 Consumptie van gewassen
 De jaarlijkse consumptie van groente en fruit is circa 88 kg, waarvan 13 kg bladgroente, 40 kg overige groente en 35 kg fruit [30]¹⁰. Omdat niet alle groenten en fruit in de eigen volkstuin worden verbouwd gaan we ervan uit dat 25%, dus 22 kg, van deze consumptie afkomstig is uit de volkstuin. Deze waarde wijkt af van de gehanteerde waarde in IAEA SRS-44 (1% voor het realistische scenario en 10% voor het scenario met 'low probability') [30]. Het IAEA-scenario gaat namelijk niet uit van een volkstuin op een besmet terrein maar van een volkstuin waar een kleine hoeveelheid besmette grond in is verwerkt. Een dergelijke verdunning van de grond is voor onze scenario's niet aan de orde. Daarom wordt een hogere waarde genomen voor de verdunningsfactor. De waarde van 25% is gekozen om aan te sluiten bij de indirecte ingestieroute ('waterpad'), beschreven in Paragraaf 4.7.2 van dit rapport.
- 4.7.1.3 Dosiscoëfficiënten
 Voor de berekeningen gebruiken we de dosiscoëfficiënten gepubliceerd in ICRP-publicatie 119 [46]. Voor ieder radionuclide kiezen we hierbij conservatief de maximaal beschikbare waarde voor een volwassen lid van de bevolking.

- 4.7.2 *Indirecte ingestie: route via het waterpad*
 In dit scenario raakt het grondwater besmet als gevolg van regenwater dat door de besmette grondlaag sijpelt. Radionucliden kunnen gedeeltelijk oplossen in het regenwater. Dit leidt daarom tot een besmette grondwaterlaag. Het grondwater kan vervolgens worden opgepompt en gebruikt als drinkwater of voor de irrigatie van een nabijgelegen (oorspronkelijk onbesmet) terrein. Ook kan het besmette grondwater terechtkomen in een aangrenzende rivier waardoor vissen besmet raken. Deze 'waterpad'-routes leiden allemaal tot ingestiedoses.

¹⁰ Hier is uitgegaan van de waarden in IAEA SRS-44 om aan te sluiten bij daar gepresenteerde berekeningen. De verschillen met de gegevens uit DOVIS-A (89 kg/jaar) [32] en met die van de Nederlandse Voedselconsumptiepeiling 2012-2016 (89 kg/jaar) [56] zijn klein. Aardappels zijn niet meegenomen in deze 88 kg/jaar.

Uit oogpunt van conservatisme worden ze opgeteld tot een totale effectieve ingestie-volgdosis voor een volwassene. De dosimetrie van dit waterpad (en van deze drie ingestieroutes) is conform de rekenmethodiek beschreven in Paragraaf 4.3.4 van IAEA SRS-44 [30] en wordt hier niet herhaald. Ook hier geldt dat voor uitspraken over een werkelijk besmet terrein gebruik kan worden gemaakt van parameters uit IAEA TRS-472 [55], waar waarden zijn opgenomen voor verschillende grondsoorten en typen gewassen.

4.7.2.1 Invoerparameters

De belangrijkste invoerparameters worden hieronder kort toegelicht (in Bijlage E is een overzicht opgenomen van alle gebruikte invoerparameters). Vetgedrukte waardes wijken af van de invoerwaardes voor het realistische scenario uit IAEA SRS-44 [30]. Voor deze parameters is afgeweken van IAEA SRS-44 om aan te sluiten bij de terreingelateerde parameters uit onze overige scenario's.

Zoals beschreven in Paragraaf 4.2 gaan de dosisberekeningen uit van een terrein met een oppervlak van **1 hectare** en een gemiddelde activiteitsconcentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ over een diepte van **27,5 cm**. De totale activiteit in deze grondlaag is daarmee gelijk aan de totale kolomgeïntegreerde activiteit in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ voor het exponentiële diepteprofiel van het terrein. Op basis van DOVIS-A [32] is de dichtheid van droge grond gelijkgesteld aan **$1,3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$** . Voor de berekening van de ingestiedosis door consumptie van groenten en fruit uit de met besmet grondwater geïrrigeerde volkstuin is wederom een wortelzone van 20 cm aangehouden (de toplaag). Deze dichtheid en diepte leiden dan tot een massieke diepte van **$260 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$** , hetgeen in IAEA SRS-44 is aangegeven als 'effective surface density of soil'. De waarde komt overeen met de waarde gegeven in IAEA SRS-19 [35].

Voor de dosisberekeningen in dit rapport negeren we de aanwezigheid van een onverzadigde laag tussen de besmette laag en het grondwater, ofwel de 'thickness of unsaturated zone' (z^{UZ}) is gelijk aan **0 m**. Dit komt wel overeen met de in IAEA SRS-44 gehanteerde waarde voor het conservatieve ('low-probability') scenario [30]. Voor Nederland is dit een realistische aanname omdat in polderlandschappen het grondwaterpeil relatief hoog kan zijn, zeker tot enkele tientallen centimeters onder het bodemoppervlak (zie bijvoorbeeld [57, 58]). De waterhoudende grondlaag (Engels: 'aquifer') sluit dus direct aan op de met radionucliden besmette bodemlaag.

Alle overige invoerparameters van het waterpad-model zijn conform de realistische waarden in tabel 9 van IAEA SRS-44 [14]. We merken nog wel op dat:

- Bij dosisberekeningen voor het waterpad lijkt de consumptie van fruit niet te zijn meegenomen in IAEA SRS-44 [30]. Dit is bij onze berekeningen wel meegenomen om aan te sluiten bij het scenario voor directe ingestie;
- Voor dosisberekeningen voor het waterpad in dit rapport gaan we uit van een aanvullende factor die corrigeert voor het

radioactieve verval tijdens de duur van het scenario¹¹. Voor de langlevende radionucliden in dit rapport (zie Tabel 4.1) is deze vervalfactor nagenoeg 1 (met uitzondering van Cs-134 waarvoor een waarde van 0,85 geldt), waardoor het effect van deze aanvullende vervalcomponent nihil is.

4.7.2.2 Aandachtspunten

Een mogelijk aandachtspunt voor dit scenario ('waterpad') is dat langlevende radionucliden zich kunnen ophopen op een bepaalde locatie. Dit gebeurt wanneer water met deze radionucliden gedurende langere tijd wordt gebruikt voor irrigatie van een tot dan toe 'schoon' terrein. We nemen aan dat de toename in ingestiedosis door ophoping van langlevende radionucliden uit het besmette irrigatiewater niet groter zal zijn dan de dosis door ingestie van gewassen verbouwd op het oorspronkelijk besmette terrein. Een aantal testberekeningen met een irrigatietijd van 100 jaar bevestigen deze aanname. Het 'directe' ingestiescenario is op dit punt dus altijd beperkender dan het 'indirecte' ingestiescenario. Langdurig irrigeren wordt daarom niet meegenomen in de berekeningen.

4.8 Selectie van nucliden

De berekeningen zijn gedaan voor de 14 radionucliden in Tabel 4.1. Deze nucliden zijn gekozen omdat hun eigenschappen illustratief zijn: ze zijn langlevend en de selectie omvat zowel kunstmatige radionucliden als van nature voorkomende nucliden, en zowel alfa-, bèta- als gammastralers. De dosisbijdragen als gevolg van de ingroei van dochternucliden zijn meegenomen in de dosisberekening van de moeder via de methode die nader wordt besproken in Paragraaf 4.8.1. Moedernucliden waarvoor de dosisbijdragen van een of meerdere dochters (nagenoeg) *volledig* zijn verdisconteerd, worden aangegeven met het achtervoegsel '+'. Het betreft veelal relatief kortlevende dochternucliden die in evenwicht raken met het moedernuclide (eerste nuclide, ofwel 'head of chain') van de betreffende vervalketen. In Tabel F.1 in Bijlage F is aangegeven welke dochternucliden volledig zijn verdisconteerd in de dosisberekening van het moedernuclide.

De dosis van een hele vervalketen in seculier evenwicht (alle dochternucliden in de keten in evenwicht met het moedernuclide, aangegeven met het achtervoegsel 'sec') kan worden bepaald door de berekende dosis van ieder deel van de vervalketen te sommeren. Zo is de dosis van Ra-226sec de som van de berekende doses van Ra-226+ (met bijdragen van de dochters tot en met Po-214) en Pb-210+ (het laatste deel van de keten met bijdragen van dochters Bi-210 en Po-210).

Voor de berekeningen is aangenomen dat het terrein een reservoir vormt met een constante activiteitsconcentratie, van waaruit activiteit kan migreren naar andere compartimenten, zoals grondwater en gewassen. Deze aanname is geldig wanneer de radionucliden langzaam uitspoelen naar het grondwater, op een tijdschaal veel groter dan een jaar (de tijdsduur van het beschouwde scenario). De modellen zijn dus

¹¹ Deze dimensieloze vervalfactor is conform de methodiek voor directe ingestie (paragraaf 4.7.1 en Bijlage E) gelijk aan: $((1 - \exp(-\lambda_r t_2))/\lambda_r t_2)$, waarin λ_r (h^{-1}) de vervalconstante is van het radionuclide en t_2 de duur van het scenario (8766 h).

minder geschikt voor radionucliden die snel uitspoelen naar het grondwater, zoals tritium (H-3). Tritium is daarom niet meegenomen in dit onderzoek. Ook kortlevende radionucliden (zoals I-131, $t_{1/2} = 8$ dagen) zijn niet meegenomen in dit onderzoek, omdat ze bij de vrijgave van terreinen geen grote rol van betekenis zullen spelen. Een (extra) wachttijd met een duur van slechts enkele halfwaardetijden van een kortlevend radionuclide zal immers leiden tot een drastische verlaging van de bijbehorende activiteitsconcentratie, waardoor dat nuclide niet meer tot significante stralingsdoses kan leiden.

Tabel 4.1 Geselecteerde nucliden. Het achtervoegsel '+' betekent dat de bijdrage van een of meerdere dochternucliden zijn verdisconteerd in het moedernuclide.

Nuclide	Halveringstijd (jaar)	Nuclide	Halveringstijd (jaar)
Co-60	5,27	Th-230	$7,54 \times 10^4$
Sr-90+	28,8	Th-232+	$1,41 \times 10^{10}$
Cs-134	2,06	Pa-231	$3,28 \times 10^4$
Cs-137+	30,2	U-234	$2,46 \times 10^5$
Pb-210+	22,2	U-238+	$4,47 \times 10^9$
Ra-226+	$1,60 \times 10^3$	Pu-239+	$2,41 \times 10^4$
Ac-227+	21,8	Am-241	$4,32 \times 10^2$

4.8.1

Bijdrage van dochternucliden

In de berekeningen is rekening gehouden met verval van het moedernuclide en de (ex-vivo) ingroei van dochternucliden. Dosisbijdragen van ingroeïende dochternucliden worden verdisconteerd via de dosisconversiecoëfficiënten (DCC): voor een bepaalde blootstellingsweg (inhalatie, ingestie, externe straling) worden de DCC's van de dochternucliden opgeteld bij die van de moeder na toepassing van een zogenaamde weegfactor. Ieder dochternuclide in de vervalketen heeft een eigen weegfactor met waarden tussen 0 en 1. De totale DCC's, verkregen na deze gewogen sommatie, mogen vervolgens worden gebruikt bij de dosisberekeningen van *alleen* het moedernuclide. Door het gebruik van deze DCC-weegfactoren hoeft men dus niet meer expliciet rekening te houden met het complexe ingroeïgedrag van radioactieve dochters. Meer informatie over deze methode is te vinden in referentie [59], waarin ook de gehanteerde weegfactoren staan getabelleerd. Een vergelijkbare methode wordt ook gebruikt in IAEA SRS-44 [30] en RP 122 deel 1 van de Europese Commissie [12].

Door vertraagde ingroei kan de effectieve jaardosis toenemen in de jaren na vrijgave zoals is beschreven in Paragraaf 3.2.1 van IAEA SRS-44 [30]. In onze berekeningen is daarom aangenomen dat het maximaal mogelijke, jaarlijkse aantal desintegraties van ieder dochternuclide¹² in de vervalketen al optreedt in het eerste jaar na vrijgave van het terrein. Dit jaarlijkse aantal desintegraties is een maximum beschouwd over de eerste 100 jaar na vrijgave van het terrein. Deze conservatieve modelkeuze is gedaan om te voorkomen dat de jaardosis op enig moment in de eerste eeuw na vrijgave wordt overschreden door de bijdrage afkomstig van de vertraagde ingroei van dochternucliden.

¹² Het aantal desintegraties van een radionuclide wordt bepaald aan de hand van de tijdsgēintegreerde activiteitsconcentratie.

Voor de bepaling van het externe dosistempo wordt de werkelijke activiteit van dochters met één jaar ingroei berekend. Deze activiteiten zijn bepaald met Nucleonica (database: ENDF/B-VIII.0) [60]. Op deze manier wordt het realistisch te verwachten dosistempo rond het moment van vrijgave berekend. De DCC-weegfactoren voor het externe (gamma) dosistempo wijken daarmee dus af van die voor de opgelopen effectieve jaardosis.

Een aandachtspunt voor de ingestiescenario's is dat de transferfactoren voor opname in gewassen of vis en de distributiecoëfficiënten voor uitspoeling naar grondwater elementspecifiek zijn (zie bijvoorbeeld [32]). Het radiologische evenwicht in vervalketens kan dus worden verstoord doordat sommige radionucliden in de keten beter worden opgenomen of uitgespoeld dan andere. Deze verstoring speelt echter geen grote rol indien alle dochters een zodanig korte halveringstijd hebben (in relatie tot het moedernuclide) dat het evenwicht in het grondwater, de gewassen of vis zich snel opnieuw instelt. Voor dit onderzoek zijn de dosisberekeningen gedaan met de transferfactoren van één nuclide in de keten. Voor bijna alle nucliden is dit de moeder ('head-of-chain' nuclide). De uitzondering is Th-232+, waar de transferfactoren en de distributiecoëfficiënt van dochter Ra-228 zijn gebruikt, omdat deze conservatiever zijn dan die van Th-232. Deze methode wijkt af van die in IAEA SRS-44 [30], waar de dosisbijdragen van dochternucliden met een halveringstijd langer dan 0,05 jaar apart worden berekend met hun eigen transferfactoren en distributiecoëfficiënten. Ondanks dit verschil in aanpak zijn de dosisresultaten wel van dezelfde orde van grootte (bij verder gelijke invoerparameters). De verschillen worden verder besproken in Bijlage F.

4.9 Resultaten

De belangrijkste resultaten van de dosisberekeningen zijn samengevat in Figuur 4.1. Deze figuur toont de effectieve jaardosis van de dominante blootstellingsweg voor ieder radionuclide. Uit de resultaten blijkt dat de effectieve jaardosis bij een besmetting van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ kan oplopen tot enkele duizenden microSv. Een figuur en tabel met alle resultaten zijn gegeven in Bijlage G. In de bijlage staat ook het berekende dosistempo (met één jaar ingroei).

De hoogste jaardosis wordt berekend voor de nucliden Co-60, Th-232+ en Ra-226+. De dominante blootstellingsweg voor deze nucliden is externe bestraling. De externe jaardosis is sterk afhankelijk van de blootstellingsduur en de afscherming, die beide conservatief gekozen zijn in het scenario. Voor Ra-226+ wordt ook een hoge effectieve jaardosis berekend voor de inhalatie van Rn-222 binnenshuis. Dit leidt tot een effectieve jaardosis van orde grootte 10^4 microSv (niet getoond in Figuur 4.1) per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ Ra-226+, een orde van grootte hoger dan de jaardosis voor externe blootstelling. Bij vrijgave van terreinen besmet met Ra-226+ moet dus rekening worden gehouden met deze blootstellingsweg.

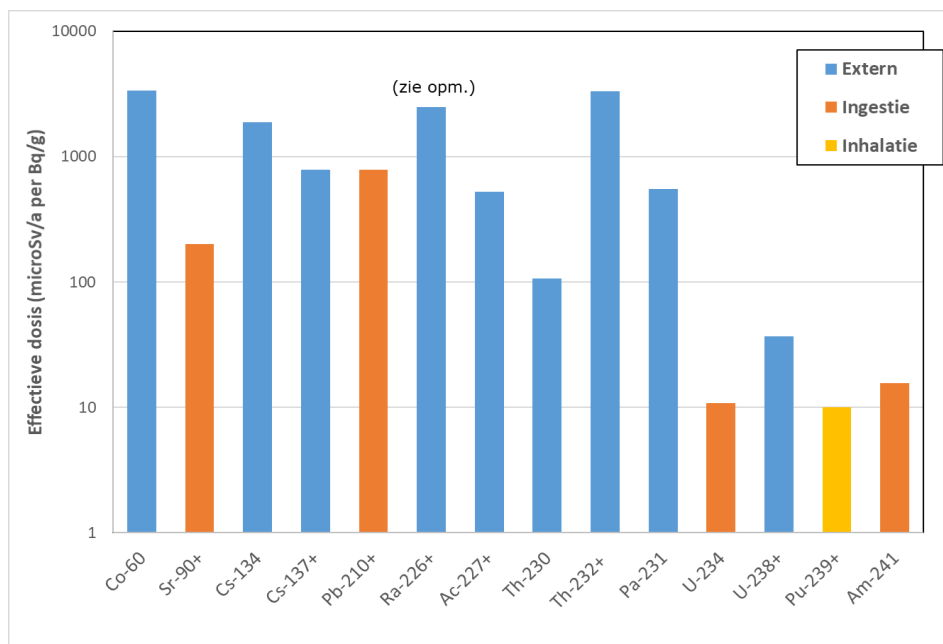
Het standaard inhalatiescenario leidt voor enkele nucliden (Pa-231¹³, Ac-227+) tot een hoge effectieve jaardosis van ongeveer 1000 microSv. Dit zijn nucliden met een hoge dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie.

¹³ Voor Pa-231 is het grootste deel van de dosis afkomstig van de ingroeiende dochter Ac-227.

Voor Pu-239+ is inhalatie de dominante blootstellingsweg. Merk op dat de berekende inhalatiedoses afhankelijk zijn van de omvang van het terrein (1 hectare, wat overeenkomt met een blootstellingstijd van $10 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$).

De ingestiedosis is op twee verschillende manieren berekend: direct (opname door gewassen, het 'volkstuintscenario') en indirect (uitspoeling naar grondwater, het 'waterpad'). De grootste bijdrage aan de indirecte ingestiedosis is voor alle nucliden de consumptie van opgepompt, besmet grondwater (in alle gevallen wordt bijna 90% van de totale indirecte ingestiedosis wordt hierdoor veroorzaakt). De directe ingestiedosis is groter dan de indirecte voor alle hier beschouwde radionucliden, behalve Am-241. Voor de meeste radionucliden is dat verschil een orde van grootte of meer. Am-241 is een uitzondering, voor dit nuclide geldt dat de indirecte ingestiedosis hoger is dan de directe (met een factor 2).

Voor de meeste, beschouwde radionucliden is de dosis van de op één na belangrijkste blootstellingsweg minder dan de helft van de dosis van de dominante blootstellingsweg.



Figuur 4.1 Effectieve jaardosis berekend voor de geselecteerde radionucliden, berekend per $\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ gemiddeld in de toplaag (bovenste 20 cm) van de bodem. De kleur geeft aan welk scenario (en dus welke blootstellingsweg) dominant is. De hier getoonde ingestiedosis is de maximale waarde van de directe ingestiedosis ('volkstuint') en indirecte ingestiedosis ('waterpad'). Opmerking bij Ra-226+: de dosis als gevolg van inhalatie van radon is hier niet meegenomen. Merk ook op dat de y-as logaritmisch is.

4.10 Internationale vergelijking

De hierboven gepresenteerde resultaten kunnen worden vergeleken met de gedetailleerde dosisberekeningen uitgevoerd door de voormalige National Radiation Protection Board (NRPB) in 2003 (tabel 47 uit dat document) [61] en van de Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) uit 2018

(tabel 3.21 van dat document) [9]. De vergelijking wordt gemaakt in Tabel G.3 van Bijlage G.

4.10.1 *NRPB*

De aanpak in de NRPB-studie verschilt met die van ons: voor ieder beschouwd scenario (wonen, landbouw, recreatie, en dergelijke) wordt in de NRPB-studie de totale effectieve jaardosis gelijk gesteld aan de som van doses over alle mogelijke blootstellingswegen (externe blootstelling, inhalatie, ingestie) voor verschillende representatieve personen (boeren, bouwvakkers, kinderen, en dergelijke). Ook worden verschillende soorten landbesmettingen meegenomen, waaronder uniforme besmettingen en terreinen met hotspots.

Het NRPB-rapport bevat dan ook een groot aantal tabellen met effectieve jaardosisresultaten voor specifieke situaties. Echter, het doel van onze dosisberekeningen is louter om een realistisch conservatieve schatting te krijgen van de *ordegrootte* van de mogelijk op te lopen effectieve jaardosis. Daarom is onze methodiek generiek opgesteld, waarbij voor een beperkt aantal afdekkende scenario's alleen die blootstellingsweg wordt geëvalueerd waarvan verwacht wordt dat deze de dominante bijdrage zal leveren in de totale effectieve jaardosis voor volwassenen. Dit leidt tot een beperkte, overzichtelijke set dosisresultaten die kan worden gebruikt bij afwegingen omtrent een generiek te kiezen dosis criterium voor de onvoorwaardelijke (radiologische) vrijgave van terreinen.

Ondanks de verschillen in aanpak leiden de NRPB-studie en ons onderzoek tot redelijk vergelijkbare uitkomsten. Voor meer dan de helft van de nucliden liggen de uitkomsten binnen een factor ~ 3 van elkaar. Het grootste verschil is voor Th-232+, waar de door ons berekende dosis een factor ~ 50 hoger is dan de dosis die is berekend door de NRPB. Dit verschil kan komen doordat in de NRPB-studie is gerekend met Th-232 waarvan de radioactieve dochters niet zijn verdisconteerd in de berekende dosis¹⁴. Daarnaast is een groot verschil te zien voor Pu-239+, waarvoor de NRPB een dosis berekent die een orde van grootte hoger is dan die in ons onderzoek. Dit komt onder andere door de blootstellingstijd die gebruikt is in de berekeningen: NRPB gaat uit van een werknemer die de volledige werktijd ($2000 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$) is blootgesteld, terwijl in onze scenario's wordt gerekend met een blootstellingstijd van $10 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$ (voor agrarische werkzaamheden op 1 hectare grond).

4.10.2 *BfS*

De berekeningen van de BfS liggen ten grondslag aan de vrijgavegrenswaarden uit de Duitse Strahlenschutzverordnung (zie ook Paragraaf 3.1). In de BfS-studie zijn scenario's opgesteld voor steeds één blootstellingsweg (externe blootstelling, ingestie, inhalatie). De BfS-studie beschouwt verschillende representatieve personen, waaronder werkers (bouwvakkers), volwassenen en kinderen.

De berekende dosis volgens de BfS-studie is voor de meeste nucliden een orde van grootte hoger dan onze resultaten (voor het meest beperkende blootstellingsscenario). Dit heeft te maken met de

¹⁴ Gezien de korte halveringstijden van de dochters (maximaal 5,75 jaar) is het opmerkelijk dat deze niet zijn meegenomen in de NRPB-studie.

parameterkeuze voor de scenario's, met name de ingestiescenario's (directe en indirecte ingestie). De BfS-studie neemt aan dat alle geconsumeerde fruit, groente en water afkomstig is van het besmette terrein, terwijl wij rekening houden met een verdunningsfactor van 0,25. Daarnaast beschouwt de BfS-studie ook de consumptie van vlees en melk van vee dat op het besmette terrein graast (of op een terrein dat geïrrigeerd wordt met besmet grondwater). Voor 13 van de 14 door ons geselecteerde nucliden geeft de BfS-studie de hoogste jaardosis voor een scenario met ingestie als dominante blootstellingsweg.

4.11 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn generieke berekeningen gedaan van de effectieve jaardosis die representatieve, volwassen leden van de bevolking kunnen oplopen bij het toekomstige gebruik van een vrij te geven terrein met radioactiviteit in de bodem afkomstig van een handeling in het verleden. Verschillende (afdekkende) scenario's zijn opgesteld die worden gedomineerd door een blootstellingsweg: externe straling, inhalatie of ingestie. Voor ieder scenario (blootstellingsweg) wordt de effectieve jaardosis uitgerekend bij een gemiddelde bodemconcentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ in de bovenste laag van de grond. De berekeningen in dit rapport – uitgevoerd voor 14 radionucliden van zowel kunstmatige als natuurlijke afkomst – geven een schatting van de ordegrrootte van de effectieve jaardosis en zijn bedoeld als onderbouwing van een nog te kiezen, generiek dosiscriterium. Om een uitspraak te kunnen doen over de vrijgave van een werkelijk besmet terrein zal rekening moeten worden gehouden met locatie-specifieke omstandigheden en parameters.

De resultaten (Figuur 4.1 en Bijlage G) laten zien dat een gemiddelde concentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ kan leiden tot doses van enkele nanoSv per jaar tot enkele milliSv per jaar (bereik van 6 ordes van grootte) afhankelijk van het nuclide en het scenario (de blootstellingsweg). De hier gepresenteerde uitkomsten komen redelijk overeen met de waarden gepresenteerd een studie van de NRPB [61], ondanks de andere aanpak die is gehanteerd.

5 Praktische toepasbaarheid

In dit hoofdstuk beantwoorden we de deelvraag

- Aan welke voorwaarden moet een dosiscriterium voldoen om praktisch toepasbaar te zijn?

Bij de beantwoording van deze deelvraag is een tweetal aspecten relevant:

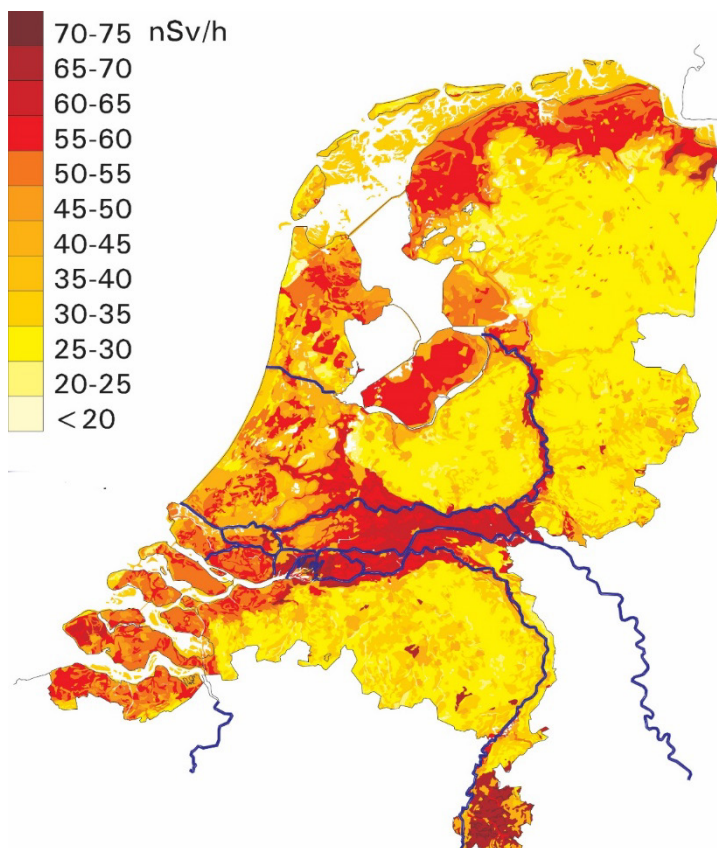
- Een dosiscriterium moet zo gekozen worden dat de toegestane restbesmettingen meetbaar zijn, zodat vastgesteld kan worden of aan het dosiscriterium voldaan is.
- Een dosiscriterium heeft betrekking op de dosis boven op de bestaande achtergrond. Achtergrondniveaus zijn echter niet overal gelijk. Een dosiscriterium moet zo gekozen worden, dat ook bij variaties in het achtergrondniveau vast te stellen is of aan het dosiscriterium voldaan is.

5.1 Achtergrondstraling

Een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen schrijft voor hoe hoog de dosis mag zijn die het gevolg is van restbesmettingen op een terrein. Deze dosis komt dus boven op de dosis ten gevolge van de bestaande achtergrond. Dat wil zeggen (zie Paragraaf 1.4.5), de dosis door de aanwezigheid van van nature aanwezige radionucliden plus de dosis die het gevolg is van eventuele besmettingen die het gevolg zijn van menselijk handelen anders dan dat van de vergunninghouder (bijvoorbeeld het ongeval in Tsjernobyl, kernproeven, of handelingen op een nabijgelegen terrein). Voor kunstmatige nucliden zal over het algemeen vrij makkelijk eenduidig vast te stellen zijn of deze aanwezig zijn als gevolg van vergunde activiteiten op het terrein. Een uitzondering hierop is Cs-137, dat ten gevolge van het ongeval in Tsjernobyl in heel Nederland aanwezig is. Voor Cs-137 zal moeten worden aangetoond dat de dosis ten gevolge van de aanwezigheid van Cs-137 op het terrein niet meer dan toegestaan is verhoogd ten opzichte van de bestaande achtergrond. Een vergelijkbare situatie geldt voor van nature voorkomende nucliden.

Een aandachtspunt hierbij is, dat het lastig kan zijn om te bepalen wat de achtergrondconcentraties van verschillende nucliden op het terrein zijn, en daarmee ook wat de bijdrage van restbesmettingen aan de totale (te meten) activiteitsconcentratie is. De achtergrond varieert van locatie tot locatie (zie Figuur 5.1). In Zuid-Limburg en nabij de grote rivieren worden mensen bijvoorbeeld aan meer achtergrondstraling blootgesteld dan gemiddeld in Nederland. Ook binnen een terrein kunnen er variaties zijn. Het vaststellen van een Nederlandse 'referentiewaarde' voor de achtergrond zal geen recht doen aan deze regionale verschillen. Het IAEA raadt aan om voorafgaand aan de vergunde handelingen monsters te nemen van het dan nog schone terrein [5]. Deze kunnen dan achteraf worden vergeleken met monsters genomen tijdens het proces. Dergelijke schone grondmonsters zijn niet altijd beschikbaar, en kunnen bovendien ten tijde van vrijgave niet meer representatief zijn. Zo zullen grondmonsters genomen vóór 1986 geen

Cs-137 van het ongeval in Tsjernobyl bevatten, terwijl dat nu wel op terreinen aanwezig is, en niet het gevolg is van vergunde handelingen ter plaatse. Als vooraf geen grondmonsters genomen zijn, kunnen deze ook genomen worden van een terrein dat vergelijkbare fysische, chemische, biologische en radiologische eigenschappen heeft als het vrij te geven terrein, maar dat niet besmet is ten gevolge van handelingen op het terrein [5].



Figuur 5.1 Achtergrondstraling in Nederland in $nSv \cdot h^{-1}$. Hogere blootstellingsniveaus zijn met name te vinden in Zuid-Limburg en in het Gelderse rivierengebied, en in mindere mate aan de kust [62].

5.2 Meetbaarheid van restbesmettingen

Een praktische mogelijkheid om aan te tonen dat aan een dosiscriterium (in $\mu Sv \cdot a^{-1}$) is voldaan, is de maximaal toegestane dosis om te rekenen naar een toegestane restbesmetting (in $Bq \cdot g^{-1}$), en vervolgens te meten of de besmetting op het terrein onder de maximaal toegestane waarde ligt. Een aandachtspunt hierbij is dat de toegestane restbesmetting niet zo laag kan zijn, dat deze niet meetbaar is. De toegestane restbesmetting kan hiertoe vergeleken worden met de typische minimaal detecteerbare activiteitsconcentratie (MDC). In het vervolg van de tekst geven we een indicatie van meetbaarheid van restbesmettingen corresponderend met mogelijke dosiscriteria. Hierbij gebruiken we de door het IAEA voorgestelde range waarbinnen een dosiscriterium zou moeten vallen, als uitgangspunt: 10-300 $\mu Sv \cdot a^{-1}$ (zie Paragraaf 2.3).

De maximale activiteitsconcentratie corresponderend met een gegeven dosiscriterium wordt gegeven door

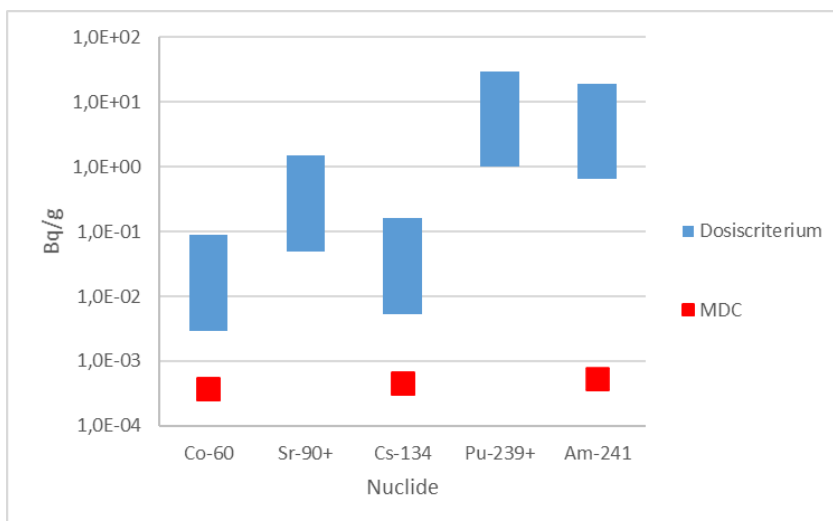
$$\begin{aligned} & \text{Max. activiteitsconcentratie [Bq} \cdot \text{g}^{-1}] \\ &= \frac{\text{dosiscriterium [microSv} \cdot \text{a}^{-1}]}{\text{dosis per eenheidsbesmetting [microSv} \cdot \text{a}^{-1} \text{ per Bq} \cdot \text{g}^{-1}]} \end{aligned}$$

Voor de dosis per eenheidsbesmetting gebruiken we hier de doses berekend in Hoofdstuk 4. De in dat hoofdstuk berekende doses zijn conservatief: in de praktijk is de dosis per eenheid van besmetting zeer waarschijnlijk lager, en de toegestane besmetting daarmee hoger.

Als meerdere radionucliden aanwezig zijn, moet de gesommeerde dosis beneden de gekozen waarde voor het dosiscriterium blijven. In dat geval moet voor elk van de nucliden een maximale activiteitsconcentratie berekend worden, zodanig dat de dosis ten gevolge van de gecombineerde restbesmetting beneden het dosiscriterium blijft.

5.2.1 Kunstmatige radionucliden

Voor de kunstmatige radionucliden die zijn beschouwd in Hoofdstuk 4 zijn experimentele MDC's van het RIVM voor gammaspectrometrie gegeven. De MDC's zijn bepaald met de zogenaamde Currie-methode [63], en berekend voor een grondmonster van 350 g en een meettijd van 60.000 s (17 uur) op een High Purity Germanium (HPGe) gammadetector. De exacte waarde van de MDC is afhankelijk van tientallen experimentele details, die voor deze algemene vergelijking niet vast te stellen zijn. Afhankelijk van de omstandigheden kan de MDC met ongeveer een orde van grootte variëren. Figuur 5.2 laat voor de beschouwde radionucliden de theoretische MDC zien, en de range van maximale activiteitsconcentraties corresponderend met het IAEA-kader (10 tot 300 $\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$).



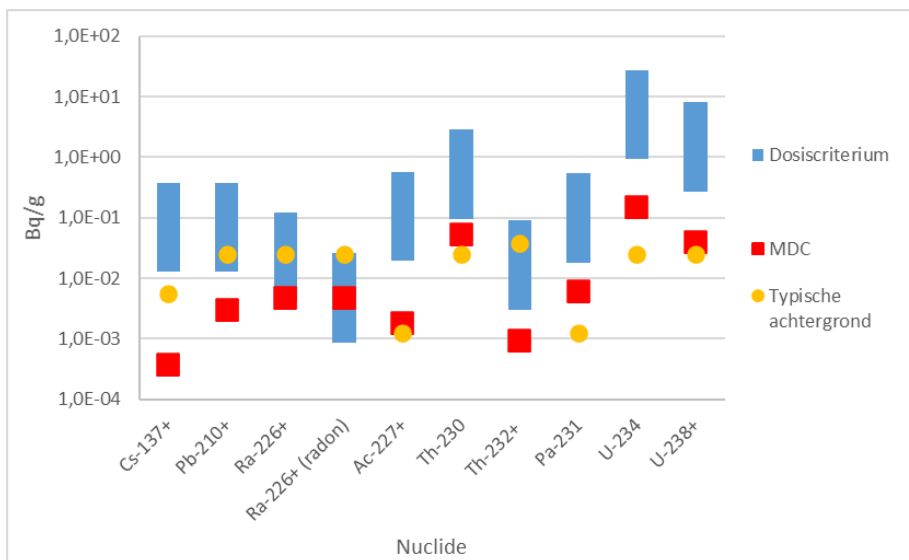
Figuur 5.2 Toegestane restbesmetting in $\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ bij dosiscriteria tussen 10 en 300 $\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$ (blauw) en de experimentele MDC's voor gammaspectrometrie (rood). De nauwkeurigheid van de waarden is ongeveer de orde van grootte. Sr-90+ en Pu-239+ zijn niet te meten met gammaspectrometrie.

Uit Figuur 5.2 blijkt dat de MDC's voor kunstmatige radionucliden een vergelijkbare of lagere orde van grootte hebben dan de berekende activiteitsconcentratie, ook wanneer is gerekend met het strengste dosiscriterium ($10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$). Deze activiteitsconcentraties kunnen dus naar verwachting in de praktijk worden aangetoond.

Het verder verlagen van de MDC is mogelijk door het verlengen van de meettijd of het optimaliseren van de telgeometrie. Daarnaast kan gebruik worden gemaakt van andere technieken, zoals vloeistofscintillatietelling of alfaspectrometrie. Deze technieken hebben echter andere nadelen, zoals tijdrovende monstervoorbewerking.

5.2.2 Van nature voorkomende nucliden en Cs-137

Een aantal van de beschouwde nucliden in Hoofdstuk 4 komt van nature voor in de bodem. Het betreft de uranium- en thoriumreeksen (U-238, U-235, Th-232, en dochters van deze nucliden). Ook het kunstmatige Cs-137 wordt in deze paragraaf behandeld, omdat dit nuclide in de Nederlandse bodem aanwezig is als gevolg van het ongeval in Tsjernobyl. Voor deze nucliden zijn op dezelfde manier als in Paragraaf 5.2.1 MDC's bepaald en vergeleken met maximaal toegestane activiteitsconcentraties. Ter vergelijking is daarnaast een typische waarde voor het achtergrondniveau opgenomen, waarbij dient te worden opgemerkt dat deze achtergrondniveaus variëren over Nederland, en zelfs kunnen variëren binnen de afmetingen van een terrein. Aanvullende informatie over de gehanteerde MDC's en achtergrondconcentraties is gegeven in Bijlage H.

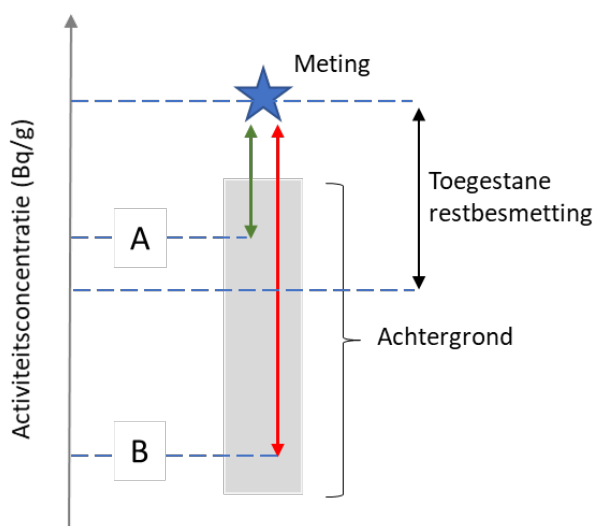


Figuur 5.3 Indicatieve toegestane restbesmetting (toegevoegde activiteitsconcentraties boven op de achtergrond) bij dosiscriteria tussen 10 en 300 $\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (blauw), indicatieve experimentele MDC's voor gammaspectrometrie (rood), en typische waarden voor de achtergrondconcentratie in Nederland (geel) voor radionucliden die al aanwezig zijn in de bodem (van nature voorkomende radionucliden en Cs-137). De nauwkeurigheid van de waarden is ongeveer de orde van grootte.

Figuur 5.3 laat zien dat voor een aantal van nature voorkomende radionucliden ook de activiteitsconcentratie corresponderend met een

dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ac-227+, Pa-231, U-234, U-238+) ruim boven de MDC ligt. Verder zijn de achtergrondconcentraties voor deze radionucliden zo laag dat het effect van variaties daarin beperkt zal zijn.

Voor de overige radionucliden zal de totale onzekerheid in de meting bepalen of vastgesteld kan worden of aan een dosiscriterium is voldaan. Aan deze onzekerheid draagt, naast de meetonzekerheid, ook de onzekerheid in de achtergrondwaarde (zie Paragraaf 5.1) bij. Ook hier geldt dat het onderscheidend vermogen mogelijk kan worden verhoogd door het optimaliseren van de geometrie of het gebruik van andere technieken. De variatie in de bestaande achtergrond kan echter nog steeds beperkend zijn. Dit is geïllustreerd in Figuur 5.4.



Figuur 5.4 Deze figuur illustreert hoe de variatie in achtergrond een beperkende factor kan zijn bij vrijgavemetingen. In dit voorbeeld is er grote variatie in de achtergrond op het terrein (weergegeven met een grijze balk). Wanneer de gemeten activiteitsconcentratie van een grondmonster (blauwe ster) wordt vergeleken met deze achtergrond, is het niet eenduidig wat de restbesmetting is. Indien de achtergrond lokaal hoog is (situatie A), is de restbesmetting lager dan de toegestane restbesmetting. In situatie B is de achtergrond lokaal laag, waarmee de restbesmetting juist hoger wordt dan de toegestane restbesmetting. Omdat de lokale achtergrond onzeker is, is het in dit geval niet mogelijk om te zeggen of sprake is van een toegestane restbesmetting.

Als activiteitsmetingen geen uitsluitel geven, is het soms mogelijk aanvullend te kijken naar de aanwezigheid van nucliden binnen een vervalreeks: van nature zullen deze reeksen in evenwicht zijn. Een verstoring van dit evenwicht wijst op door menselijk handelen toegevoegde activiteit. Voorwaarde hiervoor is wel, dat de concentraties van meerdere nucliden in de reeks voldoende meetbaar zijn. Voor Ra-226 zal dit mogelijk niet het geval zijn.

Voor de van nature voorkomende radionucliden zijn in het Bbs vrijgavegrenswaarden voor materialen opgenomen van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Deze waarde is niet gebaseerd op een dosiscriterium of scenariostudies. De mogelijke waarden voor toegestane restbesmettingen in Figuur 5.3 liggen voor de meeste nucliden onder de vrijgavegrenswaarden voor

materialen. Voor Cs-137+ is de vrijgavegrenswaarde $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ voor materialen (deze waarde is wel gebaseerd op een dosiscriterium, omdat het een kunstmatig nuclide betreft).

5.3 Samenvatting

Dit hoofdstuk is gericht op het beantwoorden van de deelvraag

- Aan welke voorwaarden moet een dosiscriterium voldoen om praktisch toepasbaar te zijn?

Samenvattend kunnen we concluderen dat eenduidig vaststellen of voldaan is aan een dosiscriterium lastiger kan zijn

- Voor radionucliden waarvoor de achtergrondconcentratie hoog is in verhouding tot de maximaal toelaatbare activiteitsconcentratie: de onzekerheid in de grootte van de toegevoegde concentratie is dan naar verwachting groot (Paragraaf 5.1).
- Voor radionucliden waarvoor de variatie in de achtergrondconcentratie groot is in verhouding tot de maximaal toelaatbare activiteitsconcentratie: de onzekerheid in de grootte van de toegevoegde concentratie is dan naar verwachting groot (Paragraaf 5.1).
- Als gekozen wordt voor een dosiscriterium met een lage numerieke waarde, corresponderend met een maximaal toelaatbare activiteitsconcentratie die laag is in verhouding tot de minimaal detecteerbare concentratie (Paragraaf 5.2).

Het is mogelijk dat een combinatie van bovengenoemde omstandigheden zich voordoet. Indicatieve berekeningen in dit rapport laten zien dat voor kunstmatige nucliden een dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ praktisch uitvoerbaar zal zijn (tien $\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ is de ondergrens van het door het IAEA voorgestelde bereik waarbinnen een dosiscriterium gekozen zou moeten worden). Voor van nature voorkomende nucliden zal dit mogelijk niet altijd het geval zijn.

6 Conclusies en discussie

In de Nederlandse wet- en regelgeving is nog geen eenduidige keuze gemaakt voor een dosiscriterium voor de radiologische vrijgave van terreinen. In dit rapport is het kiezen van een dosiscriterium van meerdere kanten belicht. Het gaat hierbij om onvoorwaardelijke vrijgave, dat wil zeggen, het vrijgeven van een terrein uit de wettelijke controles na beëindiging van handelingen met radioactiviteit.

Een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen heeft betrekking op de dosis *boven op* die ten gevolge van het bestaande achtergrondniveau. Het gaat daarbij zowel om de achtergrondstraling afkomstig van radionucliden die van nature voorkomen, als om de reeds op een terrein aanwezige kunstmatige radionucliden, bijvoorbeeld door het ongeval in Tsjernobyl.

De keuze voor een dosiscriterium bestaat uit enerzijds de keuze voor de conceptuele benadering van het dosiscriterium, en uit anderzijds de keuze voor een of meer numerieke waarde(n) van het dosiscriterium.

6.1 Keuze voor conceptuele benadering

Een overzicht van verschillende benaderingen voor een dosiscriterium met enkele voor- en nadelen staat weergegeven in Tabel 6.1. De conceptuele benaderingen komen overeen met die genoemd in Tabel 3.1.

De conceptueel eenvoudigste mogelijkheid is om te kiezen voor één dosiscriterium, dat geldt voor zowel kunstmatige radionucliden, als voor van nature voorkomende radionucliden. Dit is ook eenvoudig uitlegbaar, omdat het gezondheidsrisico per sievert per definitie gelijk is voor alle radionucliden.

Verder zijn er meerdere varianten waarbij niet voor één dosiscriterium gekozen wordt, maar voor twee of meer verschillende dosiscriteria. Een voorbeeld is om voor kunstmatige radionucliden een strikter criterium te kiezen dan voor van nature voorkomende radionucliden. Een argument vóór zo'n keuze kan zijn dat een dosiscriterium dat (meet-technisch) redelijkerwijs haalbaar is voor kunstmatige nucliden, dat niet is voor van nature voorkomende radionucliden. Een ander voorbeeld van het kiezen voor meerdere dosiscriteria is een getrapt systeem: als voldaan is aan een streng dosiscriterium, is vrijgave zonder meer mogelijk, en als voldaan is aan een minder streng dosiscriterium is dat wellicht, na nadere beoordeling, ook nog het geval.

Een andere benadering kan zijn om te werken met grenswaarden per radionuclide in $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. In feite blijft het echter nodig om één of meer dosiscriteria vast te stellen om aan de hand daarvan de grenswaarden te kunnen bepalen.

Bovengenoemde en andere varianten zullen vermoedelijk in toenemende mate maatwerk voor zowel de exploitant als de autoriteit opleveren. De

beleidsvraag is hoe hierbij flexibiliteit, tijdsinvestering en ethische vraagstukken in balans kunnen worden gebracht.

Ook een vorm van 'specifieke vrijgave', analoog aan specifieke vrijstelling voor materialen, is denkbaar, waarbij de exploitant een onderbouwing geeft voor een bepaalde vrij te geven dosis of (gemiddelde) activiteitsconcentratie in een individuele situatie. Deze benadering sluit echter niet aan bij de in de opdracht geformuleerde wens om te komen tot een dosiscriterium.

In de regelgeving voor gevaarlijke stoffen wordt in Nederland veel gebruikgemaakt van een risicobenadering in termen van aantal negatieve uitkomsten per miljoen. Een dergelijke benadering is in Engeland ook gekozen voor de radiologische vrijgave van terreinen, maar zou in Nederland niet aansluiten bij de reeds bestaande wet- en regelgeving met betrekking tot stralingsbescherming.

Tabel 6.1 Overzicht van mogelijke conceptuele benaderingen van een dosiscriterium voor radiologische vrijgave van terreinen met enkele voor- en nadelen.

Conceptuele benadering	Voordelen	Nadelen
Eén dosiscriterium, numerieke waarde voor dosiscriterium laag ($\approx 10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$), geldend voor kunstmatige en van nature voorkomende radionucliden	Conceptueel eenvoudig Lage blootstelling	Praktische haalbaarheid mogelijk problematisch voor radionucliden met variabele achtergrond en/of hoge minimaal detecteerbare concentratie.
Eén dosiscriterium, numerieke waarde hoger ($\approx 100\text{-}300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$), geldend voor kunstmatige en van nature voorkomende radionucliden	Conceptueel eenvoudig Praktisch uitvoerbaar voor nucliden met variabele achtergrond en/of hoge minimaal detecteerbare concentratie	Mogelijk strijdig met ALARA: voor kunstmatige en een deel van de van nature voorkomende nucliden kan een lager dosiscriterium als redelijkerwijs haalbaar beoordeeld worden.
Aparte dosiscriteria voor kunstmatige (eventueel incl. Cs-137) en van nature voorkomende radionucliden	Praktisch uitvoerbaar voor radionucliden met variabele achtergrond en/of hoge minimaal detecteerbare concentratie Kan in lijn zijn met ALARA: redelijkerwijs haalbare doses voor natuurlijk en kunstmatig zijn mogelijk niet gelijk.	Communicatief moeilijker uit te leggen: straling van nature voorkomende radionucliden is bij gelijke doses niet gezonder dan straling afkomstig van kunstmatige nucliden. Mogelijk strijdig met ALARA: voor een deel van de van nature voorkomende nucliden kan een lager dosiscriterium als redelijk beoordeeld worden.
Getrapt systeem (e.g. $300\text{-}100\text{-}10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$)	Praktisch uitvoerbaar voor radionucliden met variabele achtergrond en/of hoge minimaal detecteerbare concentratie Flexibel Kan in lijn zijn met ALARA: redelijkerwijs haalbare doses zijn mogelijk niet voor alle nucliden gelijk.	Conceptueel en in uitvoering complexer.
Nuclide-specifieke criteria	Praktisch uitvoerbaar voor radionucliden met variabele achtergrond en/of hoge minimaal detecteerbare concentratie	Maatwerk blijft nodig. Onderliggend(e) dosiscriteri(um/a) om te komen nuclide-specifieke criteria blij(ft/ven) noodzakelijk).

Conceptuele benadering	Voordelen	Nadelen
	Kan in lijn zijn met ALARA: redelijkerwijs haalbare doses zijn mogelijk niet voor alle nucliden gelijk.	
Alternatieve benaderingen	Voordelen	Nadelen
'Specifieke vrijgave' op verzoek van exploitant		Sluit niet aan bij in opdracht geformuleerde wens te komen tot een dosiscriterium.
Criterium niet op basis van dosis	Kan aansluiten bij regelgeving voor gevaarlijke stoffen.	Sluit niet aan bij in opdracht geformuleerde wens te komen tot een dosiscriterium. Sluit slecht aan bij regelgeving voor straling.

6.2 Keuze voor de numerieke waarde van het dosiscriterium

Het IAEA beveelt aan om bij de keuze voor een dosiscriterium voor vrijgave van terreinen als bovengrens $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ te gebruiken (Figuur 2.1) [5]. Momenteel is het IAEA ver gevorderd met een project over 'Completion of Decommissioning' (COMDEC) dat belooft te leiden tot een update van het document uit 2006 [6]. Als ondergrens kan volgens het IAEA $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ worden aangehouden, aangezien een lagere waarde mogelijk niet gerechtvaardigd of proportioneel is op grond van de stralingsbescherming.

Binnen het bereik van 10 tot $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ kan een dosiscriterium gekozen worden dat zo laag mogelijk is maar wel hanteerbaar en zinvol in de uitvoering (*as low as reasonably achievable*, ALARA). Een dosiscriterium moet zo gekozen worden, dat met voldoende zekerheid kan worden vastgesteld of eraan is voldaan. Meetonzekerheden en/of variaties in achtergrondniveaus kunnen dit in de praktijk bij besmettingen met van nature voorkomende nucliden soms lastig – wellicht onmogelijk – maken indien gekozen wordt voor een streng dosiscriterium. Een minder streng dosiscriterium zal makkelijker uitvoerbaar zijn in termen van meetbaarheid, maar kan ook tot een hogere blootstelling leiden op het vrijgegeven terrein. In beide gevallen kan dus een situatie ontstaan die strijdig is met het ALARA-principe.

Een mogelijkheid om te komen tot een dosiscriterium dat meer in overeenstemming is met het ALARA-principe is om te kiezen voor een dosiscriterium dat hoger ligt voor van nature voorkomende radionucliden, dan voor kunstmatige radionucliden. Hiermee worden verschillen tussen deze twee groepen van radionucliden wat betreft beheersbaarheid, meetbaarheid, en kosten en effort van het optimalisatieproces ondervangen.

Voor kunstmatige radionucliden is een dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ praktisch uitvoerbaar. Dit geldt ook voor Cs-137, boven op de daarvan bestaande achtergrond. Voor van nature voorkomende radionucliden is in veel gevallen een dosis van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ boven op de achtergrond meetbaar. De resultaten van de indicatieve berekeningen in Hoofdstuk 5 laten zien dat dit mogelijk niet geldt voor alle van nature voorkomende radionucliden: het niveau van de achtergrondstraling en de variatie daarin kunnen in de praktijk een beperkende factor zijn. Een oplossing hiervoor kan zijn om een hogere waarde voor het dosiscriterium te kiezen. Een belangrijke kanttekening hierbij is dat de voorbeeld-nucliden uit Hoofdstuk 5 niet uitputtend zijn, en dat de berekeningen in Hoofdstuk 5 indicatief zijn.

6.3 Conclusie en aanbevelingen

Internationaal bestaat geen consensus over de conceptuele aanpak of de numerieke waarde van een dosiscriterium voor de vrijgave van terreinen. Onze directe buurlanden België en Duitsland hanteren verschillende conceptuele systemen, die elk (of in combinatie met elkaar) toepasbaar gemaakt kunnen worden op de Nederlandse praktijk.

Eén sluitende oplossing voor zowel kunstmatige als van nature voorkomende radionucliden is niet gevonden in het voorliggende

onderzoek. Een laag dosiscriterium ($10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$) is voor kunstmatige radionucliden goed passend binnen het ALARA-principe, maar vermoedelijk redelijkerwijs niet haalbaar voor een aantal van nature voorkomende radionucliden: voor een aantal van deze radionucliden zal het in de praktijk vermoedelijk niet in alle gevallen haalbaar zijn om met voldoende zekerheid vast te stellen of een restbesmetting leidt tot een dosis van maximaal $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. Andersom is een hogere, uniform gekozen waarde van het dosiscriterium redelijkerwijs haalbaar voor alle van nature voorkomende radionucliden, maar niet zo laag als redelijkerwijs mogelijk voor kunstmatige radionucliden en een deel van de van nature voorkomende radionucliden.

Een compromis kan zijn om (minimaal) twee dosiscriteria te kiezen:

- 1) een dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor kunstmatige radionucliden;
- 2) a) een nog vast te stellen waarde tussen 10 en $300 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor van nature voorkomende radionucliden of
b) individueel vast te stellen dosiscriteria voor die van nature voorkomende radionucliden waarvoor $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ niet redelijkerwijs haalbaar is.

Deze benadering sluit het meest aan bij de Duitse praktijk. Duitsland heeft voor een groot aantal (maar niet alle relevante) radionucliden criteria afgeleid voor besmettingen, corresponderend met een dosiscriterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$.

Een flexibele (en minder eenduidige) benadering is de keuze voor een getrappt systeem: indien voldaan is aan een strikt dosiscriterium (mogelijk $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$) is vrijgave mogelijk; als voldaan is aan een minder strikt dosiscriterium kan dit ook nog het geval zijn. Deze benadering sluit het meest aan bij de Belgische praktijk.

Elk van bovengenoemde opties is in Nederland in principe toepasbaar. Afhankelijk van de gemaakte keuze zal nog aanvullend onderzoek nodig zijn. Hierbij kan worden gedacht aan het vaststellen van maximaal toelaatbare restbesmettingen, een analyse van relevante sociaal-economische factoren, en de koppeling aan het ontmantelingsproces en het proces van vrijgave.

Het verdient aanbeveling om bij de uiteindelijke keuze van de waarde van een dosiscriterium, de dosiscriteria voor vrijgave van materialen te betrekken. Dit om (indien mogelijk) te voorkomen dat grond wel als 'materiaal' vrijgegeven mag worden en elders gestort, terwijl het als 'terrein' niet vrijgegeven zou mogen worden, en vice versa.

7 Referenties

1. Department of nuclear safety and security, *Integrated regulatory review service (IRRS) mission to The Netherlands*, IAEA-NS-IRRS-2014-07, 2014.
2. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, *Nationaal programma radioactief afval*, 2016.
3. ICRP, *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4), 2007.
4. ICRP, *Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure*, ICRP Publication 82. Ann. ICRP 29 (1-2). 1999.
5. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), *Release of Sites from Regulatory Control on Termination of Practices*, WS-G-5.1, Wenen: IAEA, 2006.
6. NRG, *Onderzoeksjaarverslag NRG 2021*, 2022.
7. ICRP, *Ethical Foundations of the System of Radiological Protection*, ICRP Publication 138. Ann. ICRP 47(1). 2018.
8. M. van der Schaaf en R.C.G.M. Smetsers, *Een verkenning van het begrip verwaarloosbaarheid, toegepast op straling*, RIVM-rapport 2020-0026, 2020.
9. S. Thierfeldt, et al., *Überarbeitung der Strahlenschutzverordnung bzgl. der Regelungen zur Freigabe künstlicher radioaktiver Stoffe zur Umsetzung der neuen Euratom-Grundnormen in deutsches Recht – Konzept zur Umsetzung - Vorhaben 3614R03520. Band 3: Bericht zu AP2*, Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) BfS-RESFOR-132/18, 2018.
10. S. Thierfeldt, et al., *Ressortforschungsberichte zum Strahlenschutz - Überarbeitung der Strahlenschutzverordnung bzgl. der Regelungen zur Freigabe künstlicher radioaktiver Stoffe zur Umsetzung der neuen Euratom-Grundnormen in deutsches Recht – Konzept zur Umsetzung - Vorhaben 3614R03520 Band 1: Schlussbericht*, 2018.
11. Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC), *Position paper voor vrijgave van nucleaire terreinen*, 2014-06-26-XX-5-4-1-NL, Rev.1, 2019 (Rev. 1).
12. European Commission, *Radiation protection 122 - Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption - Part I*, 2000.
13. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance*, IAEA RS-G-1.7, Wenen: IAEA, 2004.
14. Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC). *Wet sanering bodems*. Beschikbaar via <https://www.jurion.fanc.fgov.be/jurdb-consult/consultatieLink?wettekstId=32608&appLang=nl&wettekstLang=nl>. (Geraadpleegd 17 maart 2023).

15. Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC). *Algemeen reglement op de bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van de ioniserende stralingen (ARBIS)*. Beschikbaar via <https://www.jurion.fanc.fgov.be/jurdb-consult/plainWettekstServlet?wettekstId=7460&lang=nl>. (Geraadpleegd 2022).
16. *Code de l'environnement - article R593-73*. Beschikbaar via https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000038239803/. (Geraadpleegd 19 oktober 2022).
17. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) en Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN), *Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives*, 2011.
18. Scottish Environment Protection Agency (SEPA), Environment Agency, en N.R. Wales, *Management of radioactive waste from decommissioning of nuclear sites: Guidance on Requirements for Release from Radioactive Substances Regulation*, 2018.
19. Scottish Environment Protection Agency (SEPA), *Guidance on decommissioning of non-nuclear facilities for radioactive substances activities*, 2022.
20. The Scottish and Welsh Government, *Strategy for the management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) waste in the United Kingdom*, 2014.
21. Department for Environment Food and Rural Affairs, *Environmental Permitting Guidance Radioactive Substances Regulation - For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2010 (version 2.0)*, 2011.
22. The Interstate Technology and Regulatory Council Radionuclides Team, *Determining Cleanup Goals at Radioactively Contaminated Sites: Case Studies*, 2002.
23. United States Environmental Protection Agency, *Radiation Risk Assessment at CERCLA Sites: Q&A*. 2014.
24. Canadian Nuclear Safety Commission. *Canada Justice Laws Website - General Nuclear Safety and Control Regulations*. Beschikbaar via <https://laws.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2000-202/page-1.html#h-656468>. (Geraadpleegd 15 december 2022).
25. Canadian Nuclear Safety Commission. *Nuclear power plants - Decommissioning activities*. Beschikbaar via <https://www.cnsccsn.gc.ca/eng/reactors/power-plants/index.cfm#DA>. (Geraadpleegd 15 december 2022).
26. Canadian Nuclear Safety Commission. *Canadian Justice Laws Website - Uranium Mines and Mills Regulations*. Beschikbaar via <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/sor-2000-206/>. (Geraadpleegd 15 december 2022).
27. Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK), *Predisposal management of low and intermediate level nuclear waste and decommissioning of a nuclear facility*, Guide YVL D.4, 2019.
28. Stral säkerhets myndigheten (SSM), *The Swedish Radiation Safety Authority's regulations and general advice concerning clearance of materials, rooms, buildings and land in practices involving ionising radiation*, SSMFS 2011:2, 2011.
29. Stral säkerhets myndigheten (SSM), *Approaches used for Clearance of Lands from Nuclear Facilities among Several Countries*, 2013.

30. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), *Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance*, IAEA SRS-44, Wenen: IAEA, 2005.
31. ICRP, *Dose coefficients for external exposures to environmental sources*, ICRP Publication 144. Ann. ICRP 49(2). 2020.
32. R.O. Blaauboer, *Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling - DOVIS. A. Lozingen in lucht en water*, RIVM Rapport 610310006/2002, 2002.
33. ICRU, *Gamma-Ray Spectrometry in the Environment*, ICRU Report 53. Volume 05-27 Issue 2, 1994.
34. N. Matsuda, et al., *Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan*. Journal of Environmental Radioactivity, 2015. **139**: p. 427-434.
35. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*, IAEA SRS 19, Wenen: IAEA, 2001.
36. W. Sukkel en S. Timmermans, *Ondiep ploegen. Een inventarisatie; de huidige kennis en enkele praktijkervaringen.*, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, onderdeel van Wageningen UR. Projectnummer: 3250245712, 2012.
37. R.C. Milham, et al., *Measured plutonium resuspension and resulting dose from agricultural operations on an old field at the Savannah River Plant in the southeastern United States of America*, International Atomic Energy Agency (IAEA): IAEA, 1976.
38. P. Jacob, et al. *Exposures from external radiation and from inhalation of resuspended material*, Proceedings of the first international conference 'The radiological consequences of the Chernobyl accident'. Luxembourg, pp. 1192. 1996.
39. M.J. Nieuwenhuijsen, H. Kruize, en M.B. Schenker, *Exposure to dust and its particle size distribution in California agriculture*. Am Ind Hyg Assoc J, 1998. **59**(1): p. 34-8.
40. A. Selçuk en A. Ali, *Particulate Matter Exposure in Agriculture*, in *Air Pollution*, H. Budi, Editor. 2012, IntechOpen: Rijeka.
41. R.J. Lawson, et al., *Exposure to Amorphous Silica Fibers and Other Particulate Matter During Rice Farming Operations*. Applied Occupational and Environmental Hygiene, 1995. **10**(8): p. 677-684.
42. ICRP, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*, ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1-3). 1994.
43. M. Hanna, *Estimating the field capacity of farm machines*, Iowa State University, Ag Decision Maker - File A3-24, 2016.
44. J.R. Simmonds, G. Lawson, en A. Mayall, *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*, RP 72, EUR 15760, Luxembourg: European Commission, 1995.
45. S.K. Lowder, J. Skoet, en T. Raney, *The Number, Size, and Distribution of Farms, Smallholder Farms, and Family Farms Worldwide*. World Development, 2016. **87**: p. 16-29.
46. ICRP, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60*, ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). 2012.
47. L.H. Vaas, et al., *Basisdocument radon*, RIVM-rapport 710401014, 1991.

48. R. Smetsers, et al., *Radon en thoron in Nederlandse woningen vanaf 1930. Resultaten RIVM-meetcampagne 2013-2014* RIVM-rapport 2015-0087 2015.
49. P. Stoop en J. Lembrechts, *Radium in baggerspecie van 1994 en 1995 uit het Rijnmondgebied - Metingen en dosisberekeningen* RIVM-rapport 610058004, 1996.
50. R.C.G.M. Smetsers en P.D.B.M. Bekhuis, *Blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling in Nederland*, RIVM-rapport 2021-0032, 2021.
51. ICRP, *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon.*, ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1). 2010.
52. ICRP, *Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3.*, ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4). 2017.
53. UN, *UNSCEAR 2019 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - Annex B, Lung cancer from exposures to radon*, United Nations, Official Records Seventy-fourth Session Supplement No. 46, New York, 2020.
54. S. Thierfeldt, et al., *Berechnung von Freigrenzen und Freigabewerten für Nuklide, für die keine Werte in den IAEA-BSS vorliegen. Endbericht*, Brenk Systemplanung GmbH (BS): Referenz / Aktenz. 434.0000-101/11.007303/7918731, 2012.
55. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*, Technical Reports Series No. 472, Wenen: IAEA, 2010.
56. C.T.M. van Rossum, et al., *The diet of the Dutch. Results of the Dutch National Food Consumption Survey 2012-2016*, RIVM report 2020-0083, 2020.
57. P. Gerritsen, D.J.J. Walvoort, en M. Knotters, *Kartering grondwaterspiegeldiepte in laag Friesland. Actualisatie van een deel van het grondwaterspiegeldieptemodel van de Basisregistratie Ondergrond (BRO)*, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 131 (Wageningen University & Research), 2021.
58. T. Hoogland, et al., *Actualisatie van de grondwatertrappenkaart van holoceen Nederland. Resultaten van het veldonderzoek*, Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2612, 2014.
59. T. Van Dillen, et al., *Accounting for ingrowth of radioactive progeny in dose assessments: generic weighting factors for dose coefficients*. Journal of Radiological Protection, 2020. **40**: p. 83-118.
60. Nucleonica GmbH. *Nucleonica (Version 3.0.437.0001)*. Beschikbaar via <https://nucleonica.com/>. (Geraadpleegd september 2022).
61. W.B. Oatway en S.F. Mobbs, *Methodology for Estimating the Dose to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity*, National Radiological Protection Board, NRPB-W36, 2003.
62. RIVM. *De bodem als stralingsbron*. Beschikbaar via <https://www.rivm.nl/straling-en-radioactiviteit/straling-van-natuurlijke-oorsprong/straling-buitenshuis/bodem-als-stralingsbron>. (Geraadpleegd 1 december 2022).
63. L.A. Currie, *Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry*. Analytical Chemistry, 1968. **40**(3): p. 586-593.

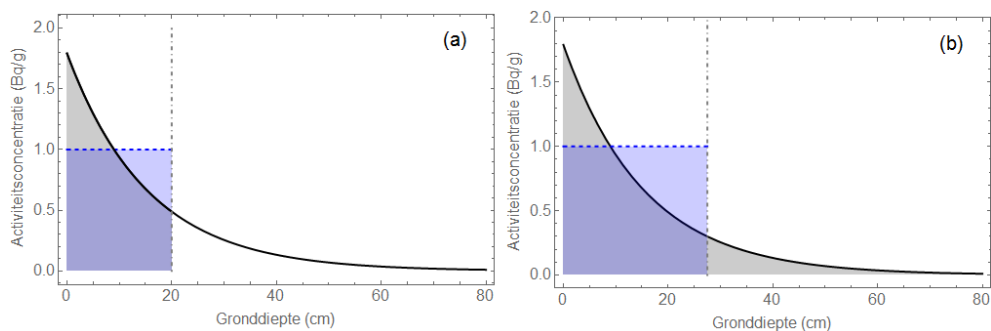
64. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). *Depleted uranium*. Beschikbaar via <https://www.iaea.org/topics/spent-fuel-management/depleted-uranium>. (Geraadpleegd 1 oktober 2022).
65. C.P. Tanzi, *Environmental radioactivity in the Netherlands. Results in 2018*, RIVM report 2019-0216, 2020.
66. Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen (CCRX), L.H. Vaas, en B.C.J. Zoeteman, *Rapportage aanvullend meetprogramma Tsjernobyl*, 1988.

Bijlage A Diepteprofiel van de besmetting

Figuur A.1 van deze bijlage toont het exponentiële diepteprofiel van de besmetting in de bodem (zwart) zoals beschreven in Paragraaf 4.2. Het profiel heeft een maximale waarde van $1,8 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ aan het grondoppervlak en een massieke relaxatielengte van $20 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$. Voor het exponentiële diepteprofiel geldt dat 99% van de totale activiteit (per m^2) zich bevindt binnen een diepte van 71 cm.

In Figuur A.1-a zien we tevens de diepte-geïntegreerde activiteitsconcentratie tot 20 cm (grijs oppervlak). De gemiddelde activiteitsconcentratie in deze laag van 20 cm is vastgesteld op $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Dit kan ook worden weergegeven als een uniform diepteprofiel (blauw oppervlak). De totale activiteit (per m^2) in de toplaag is evenredig met het gearceerde oppervlak onder het diepteprofiel en is gelijk voor het uniforme en het exponentiële profiel (zwarte oppervlak = blauwe oppervlak)¹⁵. De laag van 20 cm wordt gebruikt voor de scenario's voor inhalatie en directe ingestie.

In Figuur A.1-b zien we tevens de totale diepte-geïntegreerde activiteitsconcentratie (grijs oppervlak). De totale activiteit (per m^2) in de bodem is gelijk aan de totale activiteit in een laag van 27,5 cm diep met gemiddelde activiteitsconcentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ (weergegeven als een uniform diepteprofiel, blauw). Ook hier geldt zwarte oppervlak = blauwe oppervlak. De laag van 27,5 cm wordt gebruikt voor het scenario voor indirecte ingestie.



Figuur A.1 Verondersteld diepteprofiel van de radiologische besmetting ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) in de bodem. Voor uitleg, zie tekst.

¹⁵ Gearceerde oppervlakken onder de curves in Figuur A.1 (in $\text{Bq}\cdot\text{cm}\cdot\text{g}^{-1}$) van deze bijlage geven de totale, diepte-geïntegreerde activiteit per oppervlakte-eenheid ($\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$) na vermenigvuldiging met de dichtheid van de grond ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$).

Bijlage B Scenario externe blootstelling

De effectieve dosis door externe straling vanuit de bodem (groundshine, Paragraaf 4.4) wordt bepaald met de volgende formule

$$E_{i,j,\beta}^{\text{ground}} = \dot{e}_{i,j,\beta}^{\text{ground,tot}} \cdot (\beta \cdot A_{i,0}^{\text{grond}} \cdot 10^4) \cdot T_{\text{tot}} \cdot F_{\text{occ}} \cdot (f_{\text{in}} s_{\text{in}} + f_{\text{out}} s_{\text{out}}) \cdot \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot 10^{-3}$$

waarin

$E_{i,j,\beta}^{\text{ground}}$	jaarlijkse effectieve dosis ($\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$) door groundshine t.g.v. radionuclide i opgelopen door een referentie persoon in de leeftijdscategorie j , waarbij de activiteitsverdeling in de bodem exponentieel wordt verondersteld met karakteristieke relaxatielengte β .
$\dot{e}_{i,j,\beta}^{\text{ground,tot}}$	dosistempocoëfficiënt voor externe straling vanaf de bodem (groundshine), uit ICRP-144 [31] ($\text{nSv} \cdot \text{h}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$), voor moedernuclide i en voor een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j . In de huidige studie zijn de gewogen bijdragen van ingroeiende dochters verdisconteerd in deze coëfficiënt (zie Paragraaf 4.8.1).
β	karakteristieke 'massieke relaxatielengte' van de exponentiële verdeling van de radioactieve stof in de bodem ($20 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$). Bij een dichtheid van $1,3 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ van de grond bedraagt deze relaxatielengte dus $15,4 \text{ cm}$ (zie opmerking 3 hieronder).
$A_{i,0}^{\text{grond}}$	activiteitsconcentratie ($1,79 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$) van radionuclide i aan het oppervlak van de grond, op een diepte van $z = 0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$.
T_{tot}	totale tijd van het blootstellingsscenario ($1 \text{ a} = 8766 \text{ h}$).
F_{occ}	jaargemiddelde verblijfsfactor op het (besmette) terrein ($0,80 \text{ a}^{-1}$). De totale blootstellingstijd op het terrein bedraagt dus $T_{\text{exp}} = F_{\text{occ}} T_{\text{tot}}$ ($7013 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$).
f_{in}	fractie van de tijd op het terrein dat men binnen zit (0). De tijd dat men op het terrein binnen wordt blootgesteld, is $f_{\text{in}} F_{\text{occ}} T_{\text{tot}} = f_{\text{in}} T_{\text{exp}}$ en bedraagt $0 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$.
f_{out}	fractie van de tijd op het terrein dat men buiten is ($= 1 - f_{\text{in}} = 1$). De tijd dat men buiten op het terrein wordt blootgesteld, bedraagt $f_{\text{out}} F_{\text{occ}} T_{\text{tot}} = f_{\text{out}} T_{\text{exp}} = 7013 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$.
s_{in}	afschermingstransmissiefactor bij blootstelling binnen ($0,40$).
s_{out}	afschermingstransmissiefactor bij blootstelling buiten ($1,0$).
Ψ	vervalfunctie $(1 - e^{-x})/x$ (dimensieloos).
λ_i	fysische vervalconstante (h^{-1}).

Overige opmerkingen bij deze formule:

1. De factor 10^{-3} converteert nSv naar microSv.
2. De activiteitsconcentratie in de grond bij aanvang van het scenario (op $t = 0$) is als volgt: $A_i^{\text{grond}}(z) = A_{i,0}^{\text{grond}} e^{-z/\beta}$ ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$), met de diepte z in de grond uitgedrukt in $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$. De diepte-geïntegreerde waarde (kolom-geïntegreerde waarde) geeft het totaal aantal $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ dat in de grond zit, en komt uit op $\beta \cdot A_{i,0}^{\text{grond}}$, ofwel $\beta \cdot A_{i,0}^{\text{grond}} \cdot 10^4 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Omdat de dosistempocoëfficiënten uit ICRP-144 gelden per eenheid van *totale* grondbesmetting, moet vermenigvuldigd worden met deze diepte-geïntegreerde activiteitsconcentratie ($3,58 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$).
3. De aanname van $20 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (15,4 cm) als relaxatielengte in combinatie met een gemiddelde activiteitsconcentratie van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ in de toplaag levert niet de meest conservatieve externe dosis voor bèta/gamma stralers. Uit nadere analyse blijkt dat in extreme gevallen de effectieve dosis een factor 2 tot 3 hoger kan uitvallen indien de activiteit zich nog meer aan het oppervlak bevindt, ofwel bij kleinere relaxatielengte. Aangezien in de definitie van het scenario zelf al voldoende conservatisme is ingebouwd, is niet met kleinere relaxatielengtes gerekend om zo overconservatisme te vermijden. Bovendien leidt een kleinere relaxatielengte tot een grotere dieptegradiënt van radioactiviteit in de toplaag van de bodem en daardoor tot een grotere onzekerheid in de dosis gerelateerd aan de ingestiescenario's. Dit is gerelateerd aan de grotere variatie van activiteitsconcentratie in de wortelzone van de eetbare gewassen.
4. De functie Ψ specificeert een dimensieloze vervalfactor, waarbij het argument kijkt naar de totale duur van het blootstellingsscenario T_{tot} . Deze functie is het resultaat van een integraal van de vervalfunctie $e^{-\lambda_i t}$ (van het moedernuclide i) over de tijd t :

$$\int_0^{T_{\text{tot}}} e^{-\lambda_i t} dt = \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot T_{\text{tot}}$$

Het product $\Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot T_{\text{tot}} \cdot F_{\text{occ}} = \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot T_{\text{exp}}$ voor dit scenario kan worden opgevat als de *effectieve blootstellingstijd* op het terrein. Deze tijd is het gevolg van het 'uitsmeren' van de werkelijke blootstellingstijd T_{exp} over de totale duur T_{tot} van het scenario waarbinnen radioactief verval optreedt met vervalconstante λ_i . Bij afwezigheid van radioactief verval ($\lambda_i = 0 \text{ h}^{-1}$) convergeert de effectieve blootstellingstijd uiteraard naar T_{exp} . Let op, $\Psi(0)$ is gedefinieerd als de limietwaarde $\lim_{x \rightarrow 0^+} \Psi(x) = 1$.

5. In de voorliggende studie is het uitgangspunt dat de referentiepersoon niet of nauwelijks wordt afgeschermd. Vandaar dat $f_{\text{out}} = 1$ is gekozen met $s_{\text{out}} = 1$ (en dus $f_{\text{in}} = 0$, waardoor de waarde van s_{in} niet relevant is).

Bijlage C Scenario inhalatie

In het agrarische scenario wordt de effectieve volgdozis door inhalatie van radioactief stof dat door resuspensie vanuit de bodem in de lucht terechtkomt (Paragraaf 4.5), berekend met

$$E_{i,j}^{\text{INH}} = e_{i,j}^{\text{INH,tot}} \cdot \left(K \cdot C_{\text{opp},i}^{\text{resusp}}(0) \right) \cdot f_{\text{resp}} \cdot I_j \cdot T_{\text{exp}} \cdot e^{-\lambda_i t_w} \cdot \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot 10^6$$

waarin:

$E_{i,j}^{\text{INH}}$	jaarlijkse effectieve volgdozis ($\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$) door inhalatie van geresuspendeerde activiteit van radionuclide i opgelopen door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j .
$e_{i,j}^{\text{INH,tot}}$	volgdoziscoëfficiënt voor inhalatie, uit ICRP-119 [46], van moedernuclide i door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$). In de huidige studie zijn de gewogen bijdragen van ingroeïende dochters verdisconteerd in deze coëfficiënt (zie Paragraaf 4.8.1).
K	resuspensiefactor (10^{-7} m^{-1}). Deze geeft de verhouding tussen gemiddelde luchtactiviteitsconcentratie op leefniveau als gevolg van de agrarische werkzaamheid (ploegen, eggen, etc.) en de initiële oppervlaktebesmetting (op tijdstip $t = 0$, bij vrijgavemeting) die beschikbaar is voor resuspensie.
$C_{\text{opp},i}^{\text{resusp}}(0)$	initiële oppervlaktebesmetting ($2,60 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$) op tijdstip $t = 0$ (bij vrijgavemeting) die beschikbaar is voor resuspensie. Deze waarde hangt af van de agrarische werkzaamheid en de diepte van het werktuig in de grond die wordt bewerkt (hier de toplaag van 20 cm).
f_{resp}	respirabele fractie van de geresuspendeerde activiteit (1,0).
I_j	inhalatie- of ademvolumetempo van een persoon in de leeftijdscategorie j ($1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).
T_{exp}	jaarlijkse blootstellingstijd ($10 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$). Dit betreft de tijd van de agrarische werkzaamheden op het besmette terrein waarin een significante luchtconcentratie optreedt.
λ_i	fysische vervalconstante van radionuclide i (h^{-1}).
t_w	Wachttijd tussen vrijgavemeting en de start van het blootstellingsscenario (0 h).
T_{tot}	Totale duur van het scenario (1 a = 8766 h).
Ψ	dimensieloze vervalfunctie $(1 - e^{-x})/x$, zie de opmerkingen in Bijlage B.

Overige opmerkingen bij deze formule:

1. De factor 10^6 converteert Sv naar microSv.
2. De diepte-geïntegreerde waarde van de activiteitsconcentratie geeft de totale activiteit (Bq) die per m^{-2} in de grond zit tot een zekere diepte z (zie Paragraaf 4.2.3 voor meer informatie). Voor het *exponentiële* diepteprofiel is deze besmetting op $t = 0$ gelijk aan $\beta \cdot A_{i,0}^{grond} \cdot 10^4 \cdot (1 - e^{-z/\beta})$, waarin de voorfactor $\beta \cdot A_{i,0}^{grond} \cdot 10^4$ ($3,58 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot m^{-2}$, bij $A_{i,0}^{grond} = 1,79 \text{ Bq} \cdot g^{-1}$) de totale besmetting in de grond voorstelt (zie Bijlage B).
3. De waarde van $C_{opp,i}^{resusp}(0)$ volgt uit deze uitdrukking met $z = 26 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (20 cm toplaag met een dichtheid van $1,3 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$) en $\beta = 20 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$.
Als alternatief kan ook worden uitgegaan van een *uniform* diepteprofiel met een activiteitsconcentratie $1,0 \text{ Bq} \cdot g^{-1}$ over een diepte van 27,5 cm. De totale besmetting in de grond bedraagt dan wederom $3,58 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot m^{-2}$ ($1,0 \text{ Bq} \cdot g^{-1} \times 27,5 \text{ cm} \times 1,3 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3} \times 10^4 \text{ cm}^2 \cdot m^{-2}$). Echter, slechts de bovenste 20 cm van deze laag bevat activiteit die beschikbaar is voor resuspensie, ofwel $C_{opp,i}^{resusp}(0) = (20 \text{ cm} / 27,5 \text{ cm}) \times 3,58 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot m^{-2} = 2,60 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot m^{-2}$.
4. De respirabele fractie f_{resp} wordt hier op 1,0 gesteld. Deze keuze is gemaakt omdat de aanname is dat de toepassing van de resuspensiefactor K al direct resulteert in een respirabele stofconcentratie. De respirabele luchtconcentratie bij aanvang van het scenario (op $t = 0$) is daarmee $K \cdot C_{opp,i}^{resusp}(0) \cdot f_{resp} = 0,026 \text{ Bq} \cdot m^{-3}$.
5. Ook voor inhalatie is het uitgangspunt dat de werkelijke blootstellingstijd T_{exp} uniform wordt uitgesmeerd over de totale duur T_{tot} van het scenario. Het effect van het uitsmeren wordt numeriek verdisconteerd met de vervalfunctie of vervalfactor Ψ (zie de opmerkingen in Bijlage B voor meer informatie).

Bijlage D Scenario inhalatie van radon-222

In Paragraaf 4.6 is beschreven dat de concentratie van radon-222 binnenshuis kan toenemen wanneer radium-226 in verhoogde concentratie aanwezig is in de bodem. De effectieve dosis als gevolg van inhalatie van deze verhoogde radonconcentratie wordt als volgt berekend:

$$E_{\text{Rn-222}} = C \cdot A_{\text{Ra-226}}^{\text{grond}} \cdot DCC_{\text{EEC}} \cdot F \cdot T_{\text{exp}} \cdot 10^3$$

waarin:

$E_{\text{Rn-222}}$	jaarlijkse effectieve dosis ($\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$).
C	de omrekencoëfficiënt ($400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222 EEC per $\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ Ra-226 [47, 48], zie Paragraaf 4.6 voor afleiding).
$A_{\text{Ra-226}}^{\text{grond}}$	de gemiddelde activiteitsconcentratie radium-226 in de grond ($1,0 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$)
DCC_{EEC}	de dosisconversiecoëfficiënt ($\text{mSv} \cdot \text{h}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ evenwichtsequivalente concentratie (EEC), uit UNSCEAR [53]).
F	de evenwichtsfactor, waarde 0,4 [53] (dimensieloos).
T_{exp}	de blootstellingstijd ($90\% \times 8766 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1} = 7889 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$ [50]).
10^3	conversiefactor van mSv naar microSv.

Bijlage E Scenario ingestie

Directe ingestie: consumptie van gewassen uit een volkstuin

In het directe ingestiescenario wordt de effectieve volgdozis door ingestie van gewassen uit een besmette volkstuin (Paragraaf 4.7.1), berekend via de methode conform [30]:

$$E_{i,j,k}^{\text{ING}} = e_{i,j}^{\text{ING,tot}} \cdot q_{\text{intake},k} \cdot f_d \cdot f_c \cdot f_{i,k}^{\text{transfer}} \cdot e^{-\lambda_i t_w} \cdot \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot A_i^{\text{grond,uniform}} \cdot 10^9$$

waarin

$E_{i,j,k}^{\text{ING}}$	jaarlijkse effectieve volgdozis ($\text{microSv} \cdot \text{a}^{-1}$) door ingestie van gewas k besmet met radionuclide i , opgelopen door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j .
$e_{i,j}^{\text{ING,tot}}$	volgdoziscoëfficiënt voor ingestie, uit ICRP-119 [46], van moedernuclide i door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$). In de huidige studie zijn de gewogen bijdragen van ingroeiende dochters verdisconteerd in deze coëfficiënt (zie Paragraaf 4.8.1).
$q_{\text{intake},k}$	jaarlijkse inname van gewas k ($88 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$).
f_d	verduunningsfactor (0,25). Deze factor brengt in rekening dat slechts een deel van de consumptie van dit gewas afkomstig is van de besmette volkstuin.
f_c	concentratiefactor (1). Deze factor heeft alleen betrekking op de onbedoelde ingestie van (fijn)stof uit de grond en brengt in rekening dat de concentratie in stof niet homogeen is verdeeld. Kleine stofdeeltjes kunnen gemiddeld namelijk een hogere activiteitsconcentratie hebben dan de gemiddelde concentratie. Omdat deze factor voor de consumptie van gewassen niet van belang is, wordt de waarde ervan op 1 gezet.
$f_{i,k}^{\text{transfer}}$	Concentratiecoëfficiënt voor radionuclide i voor de opname van radioactiviteit door de wortels van gewas k vanuit de besmette grond ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ versgewicht gewas per $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ droge grond). In Engelse literatuur staat deze grootheid bekend als de 'root uptake transfer factor'.
λ_i	fysische vervalconstante van radionuclide i (h^{-1}).
t_w	Wachttijd tussen vrijgavemeting en de start van het blootstellingsscenario (0 h).
T_{tot}	Totale duur van het scenario (1 a = 8766 h).
Ψ	dimensieloze vervalfunctie $(1 - e^{-x})/x$, zie de opmerkingen in Bijlage B.

$A_i^{\text{grond,uniform}}$ initiële activiteitsconcentratie ($1,0 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) op tijdstip $t = 0$ (bij vrijgavemeting) van radionuclide i uitgaande van het uniforme diepteprofiel uit Figuur A.1 van bijlage A.

Overige opmerkingen bij deze formule:

1. De factor 10^9 converteert Sv naar microSv (10^6) alsmede kg naar g (10^3).
2. De waarde van $A_i^{\text{grond,uniform}}$ op $t = 0$ is feitelijk de *gemiddelde* waarde van activiteitsconcentratie *over de toplaag* (wortelzone van de grond). Voor een exponentieel diepteprofiel wordt deze in formulevorm berekend middels:

$$A_i^{\text{grond,uniform}} = \frac{1}{z} \int_0^z A_i^{\text{grond}}(z') dz' = \frac{\beta \cdot A_{i,0}^{\text{grond}}}{z} \cdot (1 - e^{-z/\beta})$$

Met $A_{i,0}^{\text{grond}} = 1,79 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ uit Bijlage B en $z = 26 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (20 cm toplaag), resulteert dit in een gemiddelde waarde van $A_i^{\text{grond,uniform}} = 1,0 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Zie ook Figuur A.1 van bijlage A.

3. In tegenstelling tot de vergelijkingen voor externe straling en inhalatie bevat de bovenstaande formule niet expliciet de waarde van T_{tot} (of T_{exp}) buiten de vervalfunctie Ψ , zoals wel verwacht volgens de afleiding in Bijlage B (zie opmerking 3). De reden is dat T_{tot} ($8766 \text{ h}\cdot\text{a}^{-1}$) is samengevoegd met een ingestietempo ($\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$) tot de jaarlijkse innamewaarde $q_{\text{intake},k}$ in $\text{Bq}\cdot\text{a}^{-1}$.
4. De bovenstaande vergelijking voor de ingestiedosis is identiek aan vergelijking (3) uit IAEA SRS-44 [30], maar met een iets andere keuze voor de symbolen (bijvoorbeeld $t_1 \rightarrow t_w$ en $t_2 \rightarrow T_{\text{tot}}$).
5. De waarde voor de verdunningsfactor ($f_d = 0,25$) is hoger dan de in IAEA SRS-44 [30] voorgestelde waarde. Zie Paragraaf 4.7.1.2 voor meer informatie.
6. Voor de generieke berekeningen van de directe ingestiedosis in dit rapport worden alle gewassen als één categorie beschouwd. Er wordt derhalve maar een waarde van de inname gehanteerd van $88 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ (volwassen lid van de bevolking), zoals beschreven in Paragraaf 4.7.1.2.
7. In aansluiting op het vorige punt worden er ook generieke waarden van de concentratiecoëfficiënten $f_{i,k}^{\text{transfer}}$ gehanteerd, dus onafhankelijk van het type gewas. Deze coëfficiënten zijn afhankelijk van het element van het radionuclide. Twee verschillende isotopen van hetzelfde element zullen dus dezelfde waarde van $f_{i,k}^{\text{transfer}}$ hebben.

In realistische situaties zullen meer gedetailleerde berekeningen vereist zijn, waarbij voor zowel de jaarlijkse innames $q_{\text{intake},k}$ als de concentratiecoëfficiënten $f_{i,k}^{\text{transfer}}$ een onderscheid zal moeten worden gemaakt in type gewas (index k). Deze bijdragen dienen daarna te worden gesommeerd voor de totale, jaarlijkse ingestiedosis $E_{i,j}^{\text{ING}}$ ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$):

$$E_{i,j}^{\text{ING}} = \sum_k E_{i,j,k}^{\text{ING}}$$

Ingestiedoses als gevolg van het grondwaterpad

Het model voor het berekenen van de ingestiedoses via het grondwaterpad is overgenomen uit Paragraaf 4.3.4 van IAEA SRS-44 [30]. Deze beschrijving zal hier niet helemaal worden herhaald, maar enkele ontbrekende of gewijzigde vergelijkingen voor de huidige studie zullen hieronder worden besproken. Ook wordt een overzicht gegeven van de invoerparameters (na de vergelijkingen en aanvullend in Tabel E.1 van deze bijlage). Vetgedrukte waardes wijken af van de invoerwaardes voor het realistische scenario uit IAEA SRS-44 [30] om deze aansluiting te bewerkstelligen of omdat voor de beschouwde, Nederlandse situatie bewust andere keuzes zijn gemaakt.

Het IAEA grondwatermodel berekent in vergelijking (12) van IAEA SRS-44 [30] de activiteitsconcentratie in het grondwater, hier aangeduid met c_i^{gw} (in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). De factor $e^{-\lambda_i t_w}$ is toegevoegd om te corrigeren voor een mogelijke wachttijd tussen vrijgavemeting en start van de blootstelling (in de huidige studie is deze wachttijd t_w op 0 gezet voor alle scenario's). Een aanvullende factor van 10^{-3} is toegepast om de eenheid te converteren naar $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$. De dosis ten gevolge van het drinken van dit opgepompte, besmette water is dan

$$E_{i,j,\text{dw}}^{\text{ING}} = e_{i,j}^{\text{ING,tot}} \cdot c_i^{\text{gw}} \cdot q_{\text{intake,dw}} \cdot f_{d,\text{dw}} \cdot e^{-\lambda_i t_w} \cdot \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot 10^6$$

waarin

$E_{i,j,\text{dw}}^{\text{ING}}$	drinkwaterdosis ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$) voor radionuclide i , opgelopen door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j .
$e_{i,j}^{\text{ING,tot}}$	volgdosiscoëfficiënt voor ingestie, uit ICRP-119 [46], van moedernuclide i door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$). In de huidige studie zijn de gewogen bijdragen van ingroeïende dochters verdisconteerd in deze coëfficiënt (zie Paragraaf 4.8.1).
c_i^{gw}	grondwaterbesmetting ($\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$) voor radionuclide i .
$q_{\text{intake,dw}}$	jaarlijkse drinkwaterconsumptie ($350 \text{ L}\cdot\text{a}^{-1}$ voor een volwassen lid van de bevolking).
$f_{d,\text{dw}}$	verdunningsfactor (0,25). Deze factor brengt in rekening dat slechts een deel van de drinkwaterconsumptie afkomstig is van de besmette volkstuin.
λ_i	fysische vervalconstante van radionuclide i (h^{-1}).
t_w	Wachttijd tussen vrijgavemeting en de start van het blootstellingsscenario (0 h).
T_{tot}	Totale duur van het scenario (1 a = 8766 h).
Ψ	dimensieloze vervalfunctie $(1 - e^{-x})/x$, zie de opmerkingen in Bijlage B.
10^6	conversiefactor ($\text{microSv}\cdot\text{Sv}^{-1}$).

De vervalfactor $\Psi(\lambda_i T_{\text{tot}})$ is toegevoegd door aan te nemen dat de consumptie gedurende het hele jaar plaatsvindt. Deze factor ontbreekt echter in de berekeningen van het IAEA, ook al is dit niet expliciet zichtbaar. Vanwege de lange halfwaardetijd van de radionucliden in deze studie is waarde van deze vervalfactor nagenoeg gelijk aan 1.

Indien het grondwater wordt gebruikt voor het irrigeren van (oorspronkelijk) onbesmette terreinen met volkstuinen, zal de consumptie van gewassen van deze tuinen ook leiden tot een ingestiedosis. De besmetting ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) van gewassen door irrigatie wordt beschreven met een zogenaamde effectieve overdrachtscoëfficiënt die wordt berekend aan de hand van vergelijking (13) van IAEA SRS-44 [30]. Voor de huidige studie is deze licht veranderd tot de volgende vergelijking (wijzigingen vetgedrukt):

$$f_{i,k}^{\text{gw}\rightarrow\text{veg}} = I_{\text{rr}} \cdot \left(\frac{f_r T_{f,k}}{Y_{w,k}} \cdot \frac{1 - e^{-(\lambda_w + \tilde{\lambda}_i)t_{e,k}}}{(\lambda_w + \tilde{\lambda}_i)} + \frac{(1 - f_r) f_{i,k}^{\text{transfer}}}{\rho_e} \cdot \frac{1 - e^{-(L_i + \tilde{\lambda}_i)t_b}}{(L_i + \tilde{\lambda}_i)} \right) \cdot 10^3$$

waarin de volgende, aanvullende parameters als volgt zijn gedefinieerd

$f_{i,k}^{\text{gw}\rightarrow\text{veg}}$	effectieve overdrachtsfactor ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$) van radioactiviteit (nuclide i) van het irrigatie-grondwater naar gewas k .
I_{rr}	irrigatietempo ($0,2 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$).
f_r	weerhouden fractie (0,25). Dit is de fractie van de radionucliden die op de vegetatie achterblijft bij irrigatie van bovenaf ('overhead irrigation').
$T_{f,k}$	dimensieloze overdrachtsfactor of translocatiefactor naar het eetbare gedeelte van het gewas (1,0 voor bladgroenten en 0,1 voor overige groenten en fruit).
$Y_{w,k}$	massa (versgewicht) van het op het land staande gewas k per oppervlakte-eenheid ($1,5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ voor bladgroenten en $0,7 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ voor overige groenten en fruit).
λ_w	verwijderingsconstante van radioactiviteit vanaf gewassen (20 a^{-1}). Engels: 'weathering removal constant'.
$\tilde{\lambda}_i$	$= 8766 \cdot \lambda_i$ is de vervalconstante uitgedrukt in a^{-1} .
$t_{e,k}$	tijd van blootstelling aan irrigatiewater gedurende het groeiseizoen van gewas k (0,25 a voor bladgroenten en 0,17 a voor andere groenten en fruit).
$f_{i,k}^{\text{transfer}}$	Concentratiecoëfficiënt voor radionuclide i voor de opname van radioactiviteit door de wortels van gewas k vanuit de besmette grond ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ versgewicht gewas per $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ droge grond). In Engelse literatuur staat deze grootheid bekend als de 'root uptake transfer factor'.
ρ_e	effectieve oppervlakedichtheid van de grond ($260 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$). Dit is het product van de dichtheid van de grond ($1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) en de dikte van de wortelzone van de gewassen (0,2 m toplaag).

L_i	uitspoelingstempo in de bodem (a^{-1}). Engels: 'leach rate', gegeven door vergelijking (4) in IAEA SRS-44 [30].
t_b	totale blootstellingsduur van de grond aan irrigatiewater (gelijk gesteld aan $t_{e,k}$, zoals in IAEA SRS-44).
10^3	conversiefactor ($L \cdot m^{-3}$).

Deze vergelijking bestaat zodoende uit twee delen. Het eerste deel beschrijft de directe overdracht van radioactiviteit vanuit het irrigatiewater door depositie op de gewassen. Het tweede deel beschrijft de door gewassen opgenomen radioactiviteit vanuit de door irrigatiewater besmette grond. De blootstellingsduur van de oorspronkelijk onbesmette grond aan besmet irrigatiewater, t_b , kan uiteraard anders (groter) zijn dan de tijd $t_{e,k}$ dat de gewassen op het land staan, ofwel $t_b \geq t_{e,k}$. In IAEA SRS-44 [30] is de waarde van t_b gelijk gesteld aan die van $t_{e,k}$. Dit is hier overgenomen (zie Paragraaf 4.7.2.2).

In de huidige studie wordt de coëfficiënt $f_{i,k}^{gw \rightarrow veg}$ berekend voor (1) bladgroenten en (2) andere groenten en fruit. De concentratiecoëfficiënten $f_{i,k}^{transfer}$ voor beide categorieën worden weliswaar gelijk verondersteld, maar andere parameters zoals $T_{f,k}$, $Y_{w,k}$, en $t_{e,k}$ zijn wel verschillend.

Gegeven deze (twee) effectieve overdrachtscoëfficiënten $f_{i,k}^{gw \rightarrow veg}$ kan de activiteitsconcentratie van eetbare gewassen ten tijde van de consumptie eenvoudig worden bepaald aan de hand van de volgende vergelijking

$$C_{i,k}^{veg} = f_{i,k}^{gw \rightarrow veg} \cdot c_i^{gw} \cdot e^{-\tilde{\lambda}_i \cdot t_h}$$

waarin de volgende, aanvullende parameters als volgt zijn gedefinieerd

$C_{i,k}^{veg}$	activiteitsconcentratie van radionuclide i in het eetbare gedeelte van gewas k op het moment van consumptie ($Bq \cdot kg^{-1}$).
t_h	tijd tussen oogst en consumptie (0 a). Deze parameter ontbreekt in de studie van IAEA SRS44, vandaar dat deze 'hold-up time' op 0 wordt gezet.

De ingestiedosis ten gevolge van de consumptie van deze gewassen bedraagt dan

$$E_{i,j,k}^{ING,veg} = e_{i,j}^{ING,tot} \cdot C_{i,k}^{veg} \cdot q_{intake,k} \cdot f_{d,veg} \cdot \Psi(\lambda_i T_{tot}) \cdot F_{r,veg} \cdot 10^6$$

waarin de volgende, aanvullende parameters als volgt zijn gedefinieerd

$E_{i,j,k}^{ING,veg}$	jaarlijkse effectieve volgdoos ($\mu Sv \cdot a^{-1}$) door ingestie van gewas k besmet met radionuclide i , opgelopen door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j .
-----------------------	--

$q_{\text{intake},k}$	jaarlijkse consumptie van gewas k voor een volwassen lid van de bevolking ($13 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ bladgroente en $75 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ overige groente en fruit).
$f_{d,\text{veg}}$	verduunningsfactor (0,25). Deze factor brengt in rekening dat slechts een deel van de consumptie van groente en fruit afkomstig is van de besmette volkstuin.
$F_{r,\text{veg}}$	retentiefactor voor radioactiviteit als gevolg van voedselbereiding (1).
10^6	conversiefactor ($\text{microSv}\cdot\text{Sv}^{-1}$).

In vergelijking (14) van IAEA SRS-44 [30] wordt voor nuclide i de activiteitsconcentratie c_i^{riv} (in $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$, omdat c_i^{gw} ook in $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ is) in oppervlaktewater (rivier) bepaald. De activiteitsconcentratie in vissen is dan vervolgens

$$C_i^{\text{vis}} = f_{i,\text{vis}}^{\text{transfer}} \cdot c_i^{\text{riv}}$$

waarin

C_i^{vis}	Activiteitsconcentratie van nuclide i in vis ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$).
$f_{i,\text{vis}}^{\text{transfer}}$	Concentratiecoëfficiënt van water naar het eetbare gedeelte van vis voor nuclide i ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$).
c_i^{riv}	Activiteitsconcentratie van nuclide i in oppervlaktewater ($\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$).

De ingestiedosis ten gevolge van de consumptie van besmette vis bedraagt dan

$$E_{i,j}^{\text{ING,vis}} = e_{i,j}^{\text{ING,tot}} \cdot C_i^{\text{vis}} \cdot q_{\text{intake,vis}} \cdot f_{d,\text{vis}} \cdot \Psi(\lambda_i T_{\text{tot}}) \cdot F_{r,\text{vis}} \cdot 10^6$$

met de volgende, aanvullende parameters

$E_{i,j}^{\text{ING,vis}}$	jaarlijkse effectieve volgdoos (microSv·a ⁻¹) door ingestie van vis besmet met radionuclide i , opgelopen door een referentiepersoon in de leeftijdscategorie j .
$q_{\text{intake,vis}}$	jaarlijkse consumptie van vis voor een volwassen lid van de bevolking ($1,5 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$).
$f_{d,\text{vis}}$	verduunningsfactor (0,25). Deze factor brengt in rekening dat slechts een deel van de consumptie van vis afkomstig is van het besmette oppervlaktewater.
$F_{r,\text{vis}}$	retentiefactor voor radioactiviteit als gevolg van voedselbereiding (1).
10^6	conversiefactor ($\text{microSv}\cdot\text{Sv}^{-1}$).

Tabel E.1 Overige parameters voor het berekenen van activiteitsconcentratie in grond- en oppervlaktewater. Alle parameters zijn de 'Realistic' parameters uit tabel (9) van IAEA SRS-44 [30], met uitzondering van de dikte van de onverzadigde laag (zie hiervoor Paragraaf 4.7.2.1).

Parameter	Eenheid	Waarde
Parameters voor de besmette zone ('contaminated zone')		
Infiltratietempo ('infiltration rate')	$m \cdot a^{-1}$	0,2
Totale porositeit ('total porosity of contaminated area')	-	0,4
Relatief vochtgehalte ('volumetric water content')	-	0,16
Parameters voor de onverzadigde laag ('unsaturated zone')		
Dikte ('thickness of unsaturated zone')	m	0
Parameters voor de grondwaterlaag ('groundwater aquifer')		
Dikte ('thickness of aquifer')	m	5
Breedte van besmette zone ('width of contaminated zone perpendicular to aquifer')	m	100
Snelheid grondwater door poriën ('groundwater porewater velocity')	$m \cdot a^{-1}$	1000
Effectieve porositeit ('effective porosity of aquifer')	-	0,25
Parameters voor oppervlaktewater ('surface water')		
Stroomsnelheid ('flow rate of river')	$m^3 \cdot s^{-1}$	5

Bijlage F Bijdrage van dochternucliden

Tabel F.1 Kortlevende dochternucliden in evenwicht met het moedernuclide ('head of chain')

Moeder	Dochters meegenomen in +
Sr-90+	Y-90
Cs-137+	Ba-137m
Pb-210+	Bi-210 Po-210 Hg-206 Tl-206
Ra-226+	Rn-222 Po-218 Pb-214 Bi-214 Po-214 Tl-210 At-218 Rn-218
Ac-227+	Th-227 Fr-223 Ra-223 At-219 Rn-219 Bi-215 Po-215 Pb-211 Bi-211 Po-211 Tl-207
Th-232+	Ra-228 Ac-228 Th-228 Ra-224 Rn-220 Po-216 Pb-212 Bi-212 Po-212 Tl-208
U-238+	Th-234 Pa-234m Pa-234
Pu-239+	U-235m

De ingestiedosis in Hoofdstuk 4 is berekend door dezelfde transferfactoren (voor opname in gewassen/vis of uitspoelen naar grondwater) te gebruiken voor alle nucliden in de keten. Voor Th-232+ zijn de transferfactoren voor Ra-228 gebruikt, voor alle andere nucliden de transferfactoren van het moedernuclide ('head of chain'). Deze methode wijkt af van die in IAEA SRS-44, waar de bijdragen van

dochters met $t_{1/2} > 0,05$ jaar apart worden berekend. Om de verschillen te bepalen tussen de hier gepresenteerde aanpak en IAEA SRS-44 zijn drie gevallen nader onderzocht:

- **Pb-210+**: Wanneer de bijdragen van alle dochters apart worden berekend, is de ingestiedosis ongeveer een factor 2 lager dan de in dit rapport gepresenteerde waarde. Dit geldt zowel voor de directe ingestiedosis ('volkstuin') als de indirecte ingestiedosis ('waterpad'). De resultaten zijn van dezelfde orde van grootte.
- **Ac-227+**: Wanneer de bijdragen van alle dochters apart worden berekend, verschilt de ingestiedosis minder dan 10% van de in dit rapport gepresenteerde waarde. Dit geldt zowel voor de directe ingestiedosis ('volkstuin') als de indirecte ingestiedosis ('waterpad').
- **Th-232+**: Wanneer de bijdragen van alle dochters apart worden berekend, is de ingestiedosis een factor 1,6 lager dan de in dit rapport gepresenteerde waarde. Dit geldt zowel voor de directe ingestiedosis ('volkstuin') als de indirecte ingestiedosis ('waterpad').

Hieruit blijkt dat de in dit rapport gebruikte methode over het algemeen licht conservatief is ten opzichte van SRS-44. De verschillen zijn niet relevant voor de conclusies van dit rapport.

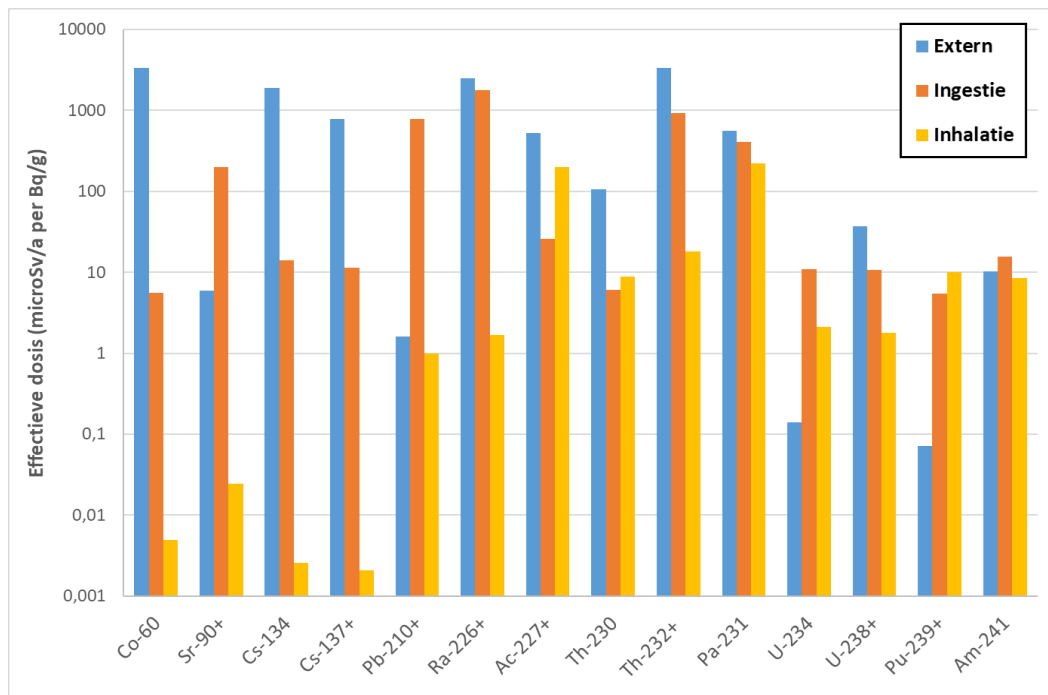
Voor Th-232+ is niet gerekend met de transferfactoren van Th-232 maar met die van de dochter Ra-228. Dit komt omdat Ra beter wordt opgenomen in gewassen en sneller uitspoelt naar het grondwater dan Th, en omdat Ra-228 door de hoge DCC_{ing} bepalender is voor de radiotoxiciteit dan Th-232. Door te rekenen met de transferfactoren voor Ra-228, wordt de ingestiedosis van Th-232+ niet onderschat.

Bijlage G Resultaten van berekeningen

In deze bijlage worden de volledige resultaten van de berekeningen in Hoofdstuk 4 gegeven.

Figuur G.1 van deze bijlage toont de berekende jaardosis voor de verschillende scenario's voor ieder nuclide. De cijfers zijn te vinden in Tabel G.1 van deze bijlage. In Tabel G.2 van deze bijlage is de berekende jaardosis als gevolg van inhalatie van radon gegeven. Een vergelijking van de berekeningen en het werk van de NRPB [61] is gegeven in Tabel G.3 van deze bijlage.

Merk op dat de berekende inhalatiedoses gelden voor een blootstellingsduur van 10 uur per jaar, omdat gerekend is met een terrein van een bepaalde omvang.



Figuur G.1 Effectieve jaardosis berekend voor de geselecteerde radionucliden voor de drie belangrijkste scenario's. De hier getoonde ingestiedosis is de maximale waarde van de directe ingestiedosis ('volkstuint') en indirecte ingestiedosis ('waterpad'). Opmerking bij Ra-226+: de dosis als gevolg van inhalatie van radon is hier niet meegenomen. Merk ook op dat de y-as logaritmisch is.

Tabel G.1 van deze bijlage geeft ook het dosistempo (met 1 jaar ingroei van dochternucliden). Merk op dat het berekende dosistempo niet overeenkomt met de externe jaardosis gedeeld door de totale, jaarlijkse verblijftijd op het terrein (80% van het jaar, dus 7013 h). Hier zijn twee redenen voor. Ten eerste is bij het bepalen van de externe dosis rekening gehouden met radioactief verval gedurende het jaar. Ten tweede wordt bij het berekenen van de externe jaardosis en het dosistempo de bijdrage van de dochters bepaald met andere DCC-

weegfactoren, zoals besproken in Paragraaf 4.8.1. Enkele sterk stralende dochternucliden zijn na een jaar nog niet in evenwicht met het moedernuclide. Een voorbeeld is Th-230, waarvoor per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ een jaardosis van $1,1 \times 10^2$ microSv is berekend voor externe blootstelling en een dosistempo van <1 nSv.h⁻¹ bij vrijgave¹⁶.

Tabel G.1 Berekende effectieve jaardosis voor de vier scenario's. Ook gegeven is het berekende dosistempo op het moment van vrijgave (met 1 jaar ingroei van dochternucliden). De resultaten zijn gegeven met twee significante cijfers voor de traceerbaarheid. De nauwkeurigheid van de berekeningen is de orde van grootte. De toevoeging van '+' achter het nuclide heeft alleen betrekking op de 'conservatief' bepaalde jaardosis en mogelijk niet op het dosistempo zoals gemeten op het moment van vrijgave van het terrein.

Nuclide	Effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$)				Dosistempo na 1 jaar ($\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$)
	Extern	Ingestie (direct)	Ingestie (indirect)	Inhalatie (per 10 h)	
Co-60	$3,4 \times 10^3$	$5,6 \times 10^0$	$5,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$8,6 \times 10^2$
Sr-90+	$6,0 \times 10^0$	$2,0 \times 10^2$	$1,6 \times 10^0$	$2,4 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^0$
Cs-134	$1,9 \times 10^3$	$1,4 \times 10^1$	$2,5 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-3}$	$5,8 \times 10^2$
Cs-137+	$7,9 \times 10^2$	$1,1 \times 10^1$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^2$
Pb-210+	$1,6 \times 10^0$	$7,9 \times 10^2$	$3,8 \times 10^1$	$1,0 \times 10^0$	$5,9 \times 10^{-1}$
Ra-226+	$2,5 \times 10^3$	$1,8 \times 10^3$	$6,4 \times 10^1$	$1,7 \times 10^0$	$6,2 \times 10^2$
Ac-227+	$5,2 \times 10^2$	$2,6 \times 10^1$	$4,7 \times 10^0$	$2,0 \times 10^2$	$1,6 \times 10^2$
Th-230	$1,1 \times 10^2$	$6,1 \times 10^0$	$7,2 \times 10^{-3}$	$8,8 \times 10^0$	$3,8 \times 10^{-1}$
Th-232+	$3,3 \times 10^3$	$9,4 \times 10^2$	$3,3 \times 10^1$	$1,8 \times 10^1$	$4,4 \times 10^1$
Pa-231	$5,5 \times 10^2$	$4,1 \times 10^2$	$2,7 \times 10^1$	$2,2 \times 10^2$	$1,8 \times 10^1$
U-234	$1,4 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^1$	$1,5 \times 10^0$	$2,1 \times 10^0$	$5,2 \times 10^{-2}$
U-238+	$3,7 \times 10^1$	$1,1 \times 10^1$	$1,5 \times 10^0$	$1,8 \times 10^0$	$1,0 \times 10^1$
Pu-239+	$7,1 \times 10^{-2}$	$5,5 \times 10^0$	$2,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^1$	$3,4 \times 10^{-2}$
Am-241	$1,0 \times 10^1$	$8,8 \times 10^0$	$1,6 \times 10^1$	$8,4 \times 10^0$	$4,8 \times 10^0$

Tabel G.2 Berekende effectieve jaardosis als gevolg van inhalatie van radon (Rn-222) binnenshuis, voor een terrein besmet met Ra-226+.

Scenario	Effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ Ra-226+)
Inhalatie van Rn-222	$1,1 \times 10^4$

¹⁶ Merk op dat de toevoeging van '+' achter het nuclide dus alleen betrekking heeft op de 'conservatief' bepaalde jaardosis en mogelijk dus niet op het dosistempo zoals gemeten op het moment van vrijgave van het terrein.

Tabel G.3 De berekende effectieve jaardosis als gevolg van een uniforme besmetting van $1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$, kolom RIVM, is hier vergeleken met de resultaten van de NRPB [61] en de BfS [9]. De dominante blootstellingsscenario's worden met elkaar vergeleken.

Nuclide	Effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{a}^{-1}$ per $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$)			Verhouding	
	RIVM	NRPB	BfS	NRPB/ RIVM	BfS/ RIVM
Co-60	$3,4 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$3,4 \times 10^2$	0,3	0,1
Sr-90+	$2,0 \times 10^2$	$9,0 \times 10^2$	$5,3 \times 10^3$	5	26
Cs-134	$1,9 \times 10^3$	$6,3 \times 10^2$	$2,1 \times 10^2$	0,3	0,1
Cs-137+	$7,9 \times 10^2$	$2,4 \times 10^2$	$1,6 \times 10^2$	0,3	0,2
Pb-210+	$7,9 \times 10^2$	$1,8 \times 10^3$	$2,7 \times 10^4$	2	34
Ra-226+ (extern)	$2,5 \times 10^3$	$7,6 \times 10^2$	$3,0 \times 10^4$	0,3	12
Ra-226+ (radon)	$1,1 \times 10^4$	-	-	-	-
Ac-227+	$5,2 \times 10^2$	$1,4 \times 10^3$	$5,5 \times 10^3$	3	10
Th-230	$1,1 \times 10^2$	$3,4 \times 10^1$	$7,7 \times 10^2$	0,3	7
Th-232+	$3,3 \times 10^3$	$5,9 \times 10^1$	$8,6 \times 10^2$ (*), $1,2 \times 10^5$ (sec)	0,02	0,3 (*), 36 (sec)
Pa-231	$5,5 \times 10^2$	$3,8 \times 10^3$	$3,2 \times 10^4$	7	57
U-234	$1,1 \times 10^1$	$9,0 \times 10^0$	$2,6 \times 10^2$	0,8	24
U-238+	$3,7 \times 10^1$	$1,8 \times 10^1$	$2,7 \times 10^2$	0,5	7
Pu-239+	$1,0 \times 10^1$	$1,2 \times 10^2$	$2,8 \times 10^2$	12	28
Am-241	$1,6 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	$1,6 \times 10^2$	6	10

Opmerkingen bij de tabel:

1. Voor Pb-210+ wordt in het NRPB-rapport de bijdrage van Po-210 niet verdisconteerd.
2. Blootstelling aan radon is in de rapporten van NRPB en BfS niet meegenomen.
3. In het BfS-rapport is gerekend met Ac-227. De bijdragen van dochters zijn dus niet verdisconteerd in de door BfS berekende dosis.
4. In het NRPB-rapport is gerekend met Th-232, dat wil zeggen, er is aangenomen dat er geen dochters in seculier evenwicht met het moedernuclide zijn.
5. Het BfS-rapport geeft waarden voor zowel Th-232 en Th-232sec. Beide zijn gegeven in de tabel (respectievelijk aangeduid met * en sec).
6. Zowel het NRPB-rapport als het BfS-rapport rekenen met Pu-239, niet Pu-239+. Omdat voor de dochter U-235m geen DCC's zijn vastgesteld is dit verschil niet relevant.
7. Voor zes van de geselecteerde nucliden zijn in de StrISchV vrijgavewaarden (in $\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) opgenomen, gebaseerd op de berekeningen in het BfS-rapport en het dosis criterium van $10 \text{ microSv}\cdot\text{a}^{-1}$. De zes nucliden zijn: Co-60, Sr-90+, Cs-134, Cs-137+, Pu-239, Am-241.

Bijlage H Toelichting bij numeriek waarden minimaal detecteerbare concentraties en achtergrond

In Figuur 5.2 en Figuur 5.3 zijn voor verschillende nucliden indicatieve waarden voor de minimaal detecteerbare concentratie (MDC) en typische achtergrondwaarden gerapporteerd. In deze bijlage geven we technische informatie die gebruikt is bij het bepalen van deze waarden.

MDC's

1. Ac-227+ wordt gemeten via de dochter Ra-223.
2. Th-230 en U-234 zijn lastig aan te tonen met gammaspectrometrie, vanwege de lage energie en lage 'yield'. Vaak zijn Th-230 en U-234 niet in evenwicht met dochter(s); indien er wel evenwicht is, kan Ra-226 worden gemeten.
3. Th-232+ wordt gemeten via dochter Ac-228.
4. U-238+ wordt gemeten via de dochter Pa-234m. De gammastraling van Pa-234m heeft hoge energie maar lage 'yield'. Indien er evenwicht is, kan Ra-226 worden gebruikt.

Achtergrondconcentraties

1. Voor alle reeksen is aangenomen dat er seculier evenwicht is, dat wil zeggen dat de activiteitsconcentratie van de dochters gelijk zijn aan die van de moeder ('*head of chain*').
2. Voor U-238 wordt de in Paragraaf 4.6 genoemde activiteitsconcentratie van Ra-226 gebruikt ($2,5 \times 10^{-2} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ [47]). Deze waarde ligt in het bereik dat in IAEA SRS-44 [30] is gegeven voor de concentratie U-238 in Nederland ($5 \times 10^{-3} - 5,3 \times 10^{-2} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$).
3. De achtergrondconcentratie van U-235 ($1,2 \times 10^{-3} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) is gebaseerd op bovenstaande waarde voor U-238 en de activiteitsverhoudingen van U-235 (2,4%) en U-238 (48,8%) in natuurlijk uranium [64].
4. De achtergrondconcentratie van Th-232 ($3,8 \times 10^{-2} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) is gerapporteerd in [50]. Deze waarde ligt in het bereik dat in IAEA SRS-44 [30] is gegeven voor de concentratie Th-232 in Nederland ($8 \times 10^{-3} - 7,7 \times 10^{-2} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$).
5. De achtergrondconcentratie van Cs-137 ($5,5 \times 10^{-2} \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) is 5 keer de in 2018 gemeten waarde in de omgeving van kerncentrale Borssele [65]. De factor 5 is genomen omdat de depositie van Cs-137 (na het ongeval in Tsjernobyl) in Zeeland laag was vergeleken met de rest van Nederland [66].

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

www.rivm.nl

september 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag