

RIVM rapport 861020009/2005

Emissies en doses door de procesindustrie
Jaarrapport 2004 'Beleidsmonitoring straling'

H Eleveld, CP Tanzi, JWE van Dijk*

Contact: H. Eleveld
Laboratorium voor Stralingsonderzoek
harry.eleveld@rivm.nl

*Nuclear Research and consultancy Group (NRG)



Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling, in het kader van project M/681020/01 'Beleidsondersteuning Straling', mijlpaal 'Jaarrapport beleidsmonitoring straling'.

Rapport in het kort

Emissies en doses door de procesindustrie Jaarrapport 2004 'Beleidsmonitoring straling'

Voor de Nederlandse bevolking is de stralingsdosis door lozingen van radioactieve stoffen door de procesindustrie fors afgenomen tussen 1994 en 2000. Vooral de gerapporteerde lozingen in water vertonen een sterke daling, mede door sluitingen van twee kunstmestfabrieken in 1999 en 2000. Echter, vanaf 2000 zien we een lichte stijging van de collectieve dosis. Ook is de beroepsmatige blootstelling binnen de procesindustrie onderzocht met behulp van de gegevens uit het Nationaal Dosisregistratie en Informatiesysteem (NDRIS). De dosis door inhalatie kan voor de onderzochte personen binnen de bedrijfstak dikwijls boven de 1 mSv per jaar liggen. Een overschrijding van de limiet van 6 mSv per jaar is echter niet gevonden.

Het overheidsbeleid om lozingen in water te beperken heeft ertoe geleid dat bedrijven in nieuwe waterzuiveringssystemen hebben geïnvesteerd. Ook is de invloed van het stralingsbeleid zichtbaar bij de inkoop van grondstoffen. Zo houdt een bedrijf bij inkoop rekening met de compositie van de in de grondstoffen van nature aanwezige radionucliden. Deze keuze wordt uiteraard mede bepaald door beschikbaarheid en de kosten van dergelijke grondstoffen.

De in dit rapport bepaalde doses zijn berekend met een ketenmodel (van bron tot effect). Dit model is hiervoor verder ontwikkeld. Duidelijk is geworden dat de huidige dosisschattingen gebruikmakend van het ketenmodel goed overeenkomen met de dosisschattingen gebaseerd op de metingen. Ook is aangetoond dat de jaardosis op een bepaalde locatie nabij de bron tot 25% wordt beïnvloed door de jaarlijkse variatie in het weer.

Trefwoorden: beleid, vergunning, straling, emissies, procesindustrie

Abstract

‘Radiation policy monitoring’ Annual report, 2004: Emissions and doses from processing industries

The radiation dose for the Dutch population due to discharges and emissions from processing industries has decreased substantially since 1994. However, the processing industry still makes the largest industrial contribution to the radiation dose. Nuclear installations and medical institutions contribute much less. There was a considerable decrease up to 2000, when two fertilizer enterprises stopped their activities in the Netherlands. Although the reported discharges of radioactive substances to water show a sharp decrease, the collective dose due to emissions to air has shown slight increases since 2001.

The policy to reduce discharges in water has led to enterprises investing in wastewater treatment systems. Enterprises also take the radiological consequences into account when purchasing raw materials containing natural occurring radioactive material. The cost of the raw material obviously also influences the decision. Occupational exposure in processing plants was investigated using the data of the National Dose Registration and Information System (NDRIS). Often, employees’ inhalation doses can amount to over 1 mSv per annum (i.e. 40% of the average annual radiation dose per capita of the Dutch population), but the dose limit of 6 mSv was not exceeded in any of the cases.

We have developed and applied the chain model for regular emissions for assessing the radiation dose. Current dose assessments based on the chain model were found to fit with dose assessments based on measurements. The yearly variation in meteorological factors can affect the radiation dose for members of the public for 25% at locations close to the source when compared to calculations based on decennium averaged meteorology.

Keywords: policy, permit, radiation, emissions, processing industry

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding	9
1.2 Van emissies tot blootstelling	9
1.3 Afbakening	10
1.4 Doelstelling van het jaarrapport	10
1.5 Leeswijzer	10
2 Blootstelling van leden van de bevolking	11
2.1 Definitie van procesindustrie	11
2.2 Wetgeving	12
2.3 Vergunningen	13
2.4 Modelleren	15
2.5 Inventarisatie van industrieën	16
2.6 Nader onderzochte industrieën	18
2.6.1 Fosforbewerking: ThermPhos	18
2.6.2 Staalproductie: Corus	32
2.6.3 Overslag, opslag en maalwerk van minerale zanden: Eggerding	36
2.6.4 Vergelijking van relevante lozingen	37
2.6.5 MID door luchtlozingen in Nederland	40
2.6.6 Collectieve dosis	40
3 Beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling	43
3.1 Dosisgrootheden	43
3.2 Kentallen van de dosisverdelingen	43
3.3 Samenvattende statistiek	43
4 Discussie en conclusies	47
Referenties	49
Bijlage A Afkortingen	53
Bijlage B Ketenmodel Reguliere Emissies	55

Samenvatting

Voor de Nederlandse bevolking is de stralingsbelasting als gevolg van de lozingen door de procesindustrie fors afgenomen sinds 1994. Toch blijft de procesindustrie verantwoordelijk voor de grootste industriële bijdrage aan de gemiddelde stralingsbelasting in Nederland, aanzienlijk meer dan die door de nucleaire installaties en de medische instellingen. De afname was sterk tot 2000, toen twee kunstmestfabrieken hun activiteiten in Nederland hebben stopgezet. De gerapporteerde lozingen van radioactieve stoffen in water tonen een sterke daling. Daarentegen laat de collectieve dosis door lozingen in lucht sinds 2001 een lichte stijging zien.

Deze jaarrapportage 'Beleidsmonitoring straling' richt zich op de lozingen van radioactieve stoffen en stralingsdoses door de procesindustrie middels een inventarisatie van bedrijven die radioactiviteit lozen in lucht en in water en een modelmatige evaluatie van de stralingsdosis. Hiervoor is een criterium gehanteerd van een individuele dosisbijdrage van ten minste 1 μSv in een kalenderjaar als gevolg van lozingen door een specifiek bedrijf. Hierbij zij opgemerkt dat deze dosis 0,4 promille is van de gemiddelde stralingsbelasting voor de Nederlander. De inventarisatie wees uit dat de bedrijven die geselecteerd waren voor de eerdere jaarrapportages de enige relevante lozers van radioactiviteit zijn.

Het beleid om lozingen in water te beperken heeft ertoe geleid dat bedrijven in nieuwe waterzuiveringssystemen hebben geïnvesteerd. Verder is de invloed van het stralingsbeleid zichtbaar op de inkoop van grondstoffen. Zo houdt een bedrijf bij inkoop rekening met de compositie van de in de grondstoffen van nature aanwezige radionucliden. Deze keuze wordt uiteraard mede bepaald door beschikbaarheid en de kosten van dergelijke grondstoffen.

Ook is de beroepsmatige blootstelling binnen de procesindustrie onderzocht met behulp van de gegevens uit het Nationaal Dosisregistratie en Informatiesysteem (NDRIS). De dosis door inhalatie kan voor de onderzochte werknemers binnen de bedrijfstak dikwijls boven de 1 mSv per jaar liggen (40% van de gemiddelde stralingsbelasting voor de Nederlander). Evenwel, een overschrijding van de limiet van 6 mSv per jaar is niet gevonden.

Het Ketenmodel Reguliere Emissies (KREM) is aangepast conform huidige inzichten in stralingsdosisschattingen en recente beleidsontwikkelingen als opgenomen in Besluit Stralingsbescherming en ermee samenhangende ministeriële regelingen. Door het toepassen van de correcte deeltjesgrootteverdeling voor de verspreiding in lucht van de aan deeltjes gebonden radioactiviteit voor de lozingen van een fosforproducent is vastgesteld dat de stralingsdosis voor locaties in de directe omgeving (tot enkele kilometers afstand) 40% bedraagt van die bepaald in eerdere rapportages. Duidelijk is geworden dat de huidige dosisschattingen gebruikmakend van het ketenmodel goed overeenkomen met de dosisschattingen gebaseerd op metingen. De variatie in jaargemiddelde weersomstandigheden kan de dosis voor leden van de bevolking nabij de bron tot 25% beïnvloeden in vergelijking tot decenniumgemiddelden. Vooral voor de dosisschattingen in de directe omgeving is dit van belang. Voor de collectieve dosis van de Nederlandse bevolking heeft de aanpassing in de deeltjesgrootteverdeling en variatie in weersomstandigheden beperkte invloed, aangezien die door ingestie van radioactieve stoffen (na de luchtverspreiding ervan) wordt gedomineerd.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In 1997 ontving het Laboratorium voor Stralingsonderzoek van het RIVM de opdracht van de toenmalige afdeling Straling en Nucleaire Veiligheid van de DGM-directie Stoffen, Veiligheid en Straling van het ministerie van VROM om een informatiesysteem voor beleidsmonitoring te ontwikkelen. De opdracht was mede ingegeven door de verplichting vanuit de Europese Unie dat de bevoegde autoriteiten van elke lidstaat erop toe moeten zien dat de doses ten gevolge van handelingen voor leden van de bevolking zo realistisch mogelijk worden geschat, zie artikel 45 van de Euratom-richtlijn 96/29 [1]. Uitgaande van de gegevens in dit informatiesysteem wenste DGM ieder jaar een rapportage over de belangrijkste bronnen van ioniserende straling en de stralingsbelasting als gevolg van deze bronnen. Het gaat dan alleen om die stralingsbelasting die door menselijk handelen is verhoogd en die onderwerp is van het stralingshygiënische beleid in Nederland.

In vorige rapportages [2, 3] is de stralingsbelasting door alle relevante categorieën bronnen van ioniserende straling beschreven. In voorliggend rapport komt alleen het onderwerp procesindustrie aan de orde. Deze categorie is voor dit rapport in detail bestudeerd. Voor de overige categorieën zoals nucleaire installaties, medische instellingen en niet-destructief onderzoeksbedrijven wordt een apart briefrapport opgesteld.

Het is de bedoeling om in de jaarrapporten die de komende jaren zullen verschijnen, uiteindelijk de andere categorieën tot in vergelijkbaar detail te behandelen. Eens in de vier à vijf jaar volgt er een speciale, meer complete, versie van het jaarrapport, dat ook naar de Tweede Kamer kan worden verzonden.

Opnieuw komt de beroepsmatige blootstelling in dit jaarrapport aan de orde. Het ministerie van SZW heeft daartoe NRG opdracht gegeven een hoofdstuk voor dit rapport te schrijven speciaal gericht op de beroepsmatige blootstelling in de procesindustrie.

1.2 Van emissies tot blootstelling

Emissies van radioactieve stoffen en straling naar het milieu kunnen als volgt worden ingedeeld: (1) lozingen in lucht, (2) lozingen in water en (3) emissie van externe straling door een radioactieve stof of toestel. De vrijgekomen radioactiviteit verspreidt zich vervolgens via diverse belastingspaden, zoals de lucht, depositie op de bodem en landbouwproducten, drinkwater en visproducten. De opname van radioactiviteit via inhalatie, ingestie en blootstelling aan externe straling afkomstig van radionucliden in de lucht en op de bodem leidt tot een dosis voor leden van de bevolking. Voor het berekenen van de dosis zijn modellen nodig voor luchtverspreiding, voor waterverspreiding, voor verspreiding via bodem en de daaraan gekoppelde voedselketen, voor de inname van de radionucliden en tenslotte voor de absorptie van straling in het lichaam na de inname van de activiteit of rechtstreeks via externe blootstelling. Deze modellen zijn meestal complex en het vergt uitgebreide kennis en ervaring om ze verantwoord te kunnen gebruiken. Omdat deze complexiteit bij het aanvragen en verlenen van vergunningen ongewenst is, zijn de wettelijk vereiste berekeningen teruggebracht tot eenvoudige vermenigvuldigingen met dispersie-, transfer- en dosiscoëfficiënten. In sommige gevallen moeten de complexe modellen wel worden

toegepast. De ministeriële regeling Analyse Gevolgen van Ioniserende Straling (MR-AGIS) [4] geeft handvatten hoe de dosisberekening dient te worden uitgevoerd ten behoeve van vergunningverlening in eenvoudige en complexe situaties.

1.3 Afbakening

Het stralingsbeschermingsbeleid richt zich in principe op de bescherming van drie groepen personen. Het valt uiteen in leden van de bevolking, werknemers en patiënten. Het milieubeleid richt zich op leden van de bevolking, het arbeidshygiënische beleid op personen in de werksituatie en het volksgezondheidsbeleid op personen die met straling medisch worden onderzocht en behandeld. In dit rapport wordt ingegaan op de stralingsbelasting voor leden van de bevolking en blootgestelde werknemers. Leden van de bevolking bevinden zich meestal buiten de locatie waar radioactieve stoffen of straling uitzendende toestellen worden toegepast. De belasting van personen die om medische redenen met straling worden onderzocht of behandeld, komt hier niet aan de orde.

1.4 Doelstelling van het jaarrapport

Het informatiesysteem voor beleidsmonitoring zal op termijn alle relevante gegevens over bronnen van radioactieve stoffen en ioniserende straling in Nederland bevatten. Met deze gegevens worden overzichten van de blootstelling aan straling in Nederland gemaakt en analyses van de invloed van het stralingsbeschermingsbeleid op deze blootstelling uitgevoerd.

Het jaarrapport beoogt antwoord te geven op de volgende vragen:

- Hoe is de situatie rond de stralingsbelasting die door menselijk handelen tijdens normaal bedrijf is toegevoegd?
- Hoe zijn de ontwikkelingen van de stralingsbelasting in de afgelopen tijd geweest en hoe zijn deze te verklaren?
- Wat is de invloed van het beleid op de stralingsbelasting geweest?

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de blootstelling voor leden van de bevolking door de procesindustrie. Hierin wordt de procesindustrie eerst gedefinieerd en volgt een kort overzicht van de relevante wet- en regelgeving. Daarna zijn de belangrijke procesindustrietakken geïdentificeerd aan de hand van een dosiscriterium. Voor de geselecteerde bedrijven volgt een beschrijving van de lozingen en dosisgevolgen voor leden van de bevolking. In hoofdstuk 3 is de beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling in de procesindustrie toegelicht. Het rapport wordt afgerond door conclusies en discussie in hoofdstuk 4. De in dit rapport gebruikte afkortingen worden verklaard in Bijlage A.

2 Blootstelling van leden van de bevolking

2.1 Definitie van procesindustrie

Onder procesindustrie wordt in dit rapport de bedrijvigheid verstaan waaruit een verhoging van de natuurlijke straling voortvloeit. Het gaat om de bewerking of het opslaan van grondstoffen die niet met oog op hun stralingseigenschappen worden bewerkt. Deze grondstoffen hebben ofwel een verhoogde concentratie radionucliden na bewerking, ofwel worden opgeslagen in grote hoeveelheden.

De procesindustrie omvat onder andere bedrijven die grondstoffen omzetten in halffabrikaten of eindproducten door middel van chemische of fysische bewerkingen. Hierbij kunnen zowel lozingen van radionucliden in het milieu als verhoogde concentraties van radionucliden in het eind- of restproduct optreden. Bij opslag kan de radioactiviteit van grondstoffen, afvalstoffen en het eindproduct van belang zijn.

De olie- en gasindustrie kan, voornamelijk door de opslag van pijpen en dergelijke waarin depositie van materialen met verhoogd stralingsniveau heeft plaatsgevonden, ook als procesindustrie worden beschouwd, maar de grotere bijdrage aan de individuele dosis, door inhalatie van radongas dat vrijkomt bij de winning en transport van gas, is niet door de wet begrensd, zie het Besluit Stralingsbescherming (BS) [5].

Het komt dikwijls voor dat bedrijven die grondstoffen bewerken, gebruik maken van zowel röntgentoestellen als ingekapselde bronnen. Deze bijdrage aan de dosis, die door dezelfde aannemer wordt veroorzaakt, wordt waar nodig ook hier behandeld, hoewel deze bronnen strikt gesproken in andere categorieën ondergebracht zouden moeten worden (bijvoorbeeld 'meet- en regeltechnieken', 'niet-destructief onderzoek').

In de rapportage van 2002 [2] is een selectie gemaakt van de vijf ondernemingen die de hoogste bijdrage leveren aan de stralingsdosis voor leden van de bevolking. Twee van de vijf bedrijven zijn inmiddels gesloten, namelijk Hydro Agri in eind 1999 en Kemira in begin 2000. Deze bedrijven worden daarom hier en in [3] alleen beschouwd ten behoeve van overzichten over het laatste decennium. Van een van de vijf bedrijven (Eggerding) zijn alleen oude gegevens bekend, waarvoor de dosisberekening in deze rapportage is gebaseerd op de gegevens in de rapportage van 2002 [2]. De voor dit rapport in detail onderzochte bedrijven, waarvan gegevens van 2003 bekend zijn, zijn ThermPhos (fosforbewerking) en Corus (ijzer- en staalproductie).

In de rapportage van 2003 [2] is ook onderzocht (deels gebaseerd op twee SZW-rapporten over werkzaamheden met blootstelling aan natuurlijke straling [6, 7]) of de selectie van bedrijven moest worden uitgebreid, waarbij het criterium van een bijdrage van meer dan 1 μSv aan de stralingsdosis voor leden van de bevolking is gehanteerd. De analyse, gebaseerd op de relevante processen en de (hoeveelheden) grondstoffen die in deze bedrijven gebruikt worden, wees uit dat de meeste bedrijven een bijdrage ver beneden dit niveau leveren. De processen die een hogere dosis zouden kunnen leveren, worden in dit rapport kort beschreven, namelijk de dosisbijdrage van steen- en keramiecfabrieken, en van kleurstofverwerking (TiO_2), aan de dosis. Een cementfabriek, ENCI, onderdeel van de

HeidelbergCement Groep, wordt hier niet onderzocht vanwege de voorgenomen sluiting van de locatie Maastricht van de onderneming.

Voor het onderzoek naar de beroepsmatige blootstelling in de ertsverwerkende industrie is een aparte lijst opgesteld van 23 bedrijven waarbij sprake zou kunnen zijn van een relevante blootstelling aan ioniserende straling. Deze lijst is samengesteld op basis van een RIVM-rapport [8] en twee SZW-rapporten [6, 7].

2.2 Wetgeving

De voor de procesindustrie relevante wetgeving zoals vastgelegd in het Besluit Stralingsbescherming (BS) [5] is in 2004 aangepast met het uitkomen van de Regeling natuurlijke bronnen van ioniserende straling (MR-NABIS) [9]. Deze regeling betreft meldingen, vergunningen, vrijstellingen en toetsingscriteria met betrekking tot natuurlijke bronnen van ioniserende straling. In deze paragraaf volgt onder meer een samenvatting van de voor dit rapport relevante zaken in deze regeling.

Doses

In het BS, art. 3, derde lid wordt de basis geleverd om de verschillende binnen de vergunningverlening gehanteerde doses te toetsen aan de dosislimieten. De volgende doses voor leden van de bevolking zijn hierbij van belang, zoals is aangegeven in de MR-AGIS [4]:

- INDIVIDUELE DOSIS (ID): de dosis die een individu kan ontvangen door onbeschermd 24 uur per dag blootgesteld te worden aan een bron of locatie. Hierbij dient te worden vermeld dat dit geen realistische benadering is.
- MULTIFUNCTIONELE INDIVIDUELE DOSIS (MID): de dosis die een individu kan ontvangen uitgaande van bewoning in de buurt van de locatie, omdat wonen veelal wordt gezien als de meest beperkende gebruiksoptie voor stralingsbelasting vanuit een naastgelegen locatie. De MID voor externe straling wordt verkregen door de ID te vermenigvuldigen met een factor 0,25 vanwege de afscherming door het woonhuis.
- ACTUELE INDIVIDUELE DOSIS (AID): de dosis die wordt bepaald uitgaande van de specifieke situatie, waarbij rekening wordt gehouden met de actuele functie. De individuele dosis wordt dan gecorrigeerd met de zogenoemde Actuele Blootstellingen Correctiefactoren (ABC-factoren), waardoor de actuele individuele dosis ontstaat. De ABC-factoren zijn verblijfsduurfactoren. Dit in tegenstelling tot de wooncorrectiefactor welke een afschermingsfactor betreft.

Er wordt een waarde, het zogenaamde Secundair Niveau (SN), gehanteerd waaronder de overheid de invulling van het ALARA-principe aan de vergunninghouder overlaat. Voor water- en luchtlozingen is het SN vastgesteld op 1 μSv effectieve dosis in een kalenderjaar, voor externe straling bedraagt het SN 10 μSv in een kalenderjaar. Voor lozingen is de dosis lager, omdat daar meer mensen aan kunnen blootstaan dan aan externe straling.

Lozingen in water en lucht

In afwijking van BS art. 108, tweede lid, is in MR-NABIS (art. 6) geregeld dat het verboden is om zonder vergunning werkzaamheden te verrichten waarbij natuurlijke bronnen worden geloosd waardoor de effectieve dosis voor leden van de bevolking hoger kan zijn dan 10 μSv in een kalenderjaar.

In de toelichting op art. 6 van MR-NABIS wordt aangegeven dat in uitzonderingsgevallen bij lozingen van natuurlijke bronnen alsnog een vergunning kan worden geëist. Dat kan bijvoorbeeld in de gevallen waarvoor de lozingshoeveelheden lager zijn dan de waarden zoals geduid in BS bijlage 1, maar waar de geschatte doses aanzienlijk hoger zijn dan het gehanteerde dosiscriterium van 10 μSv in een kalenderjaar. Zo kan de overslag van minerale zanden met een relatief hoge activiteit een dergelijk uitzonderingsgeval zijn.

Mengen van natuurlijke bronnen

Het mengen van natuurlijke bronnen van radioactiviteit, uitgezonderd afvalstoffen, met andere bronnen is toegestaan mits deze bronnen zijn bestemd voor een nuttige toepassing (MR-NABIS, art. 8). Deze nuttige toepassingen betreffen grond- weg- of waterbouw. In die gevallen waarbij het mengen redelijkerwijs niet mogelijk is, is de werkzaamheid (de toepassing) niet toegestaan indien de effectieve dosis voor leden van de bevolking hoger is dan 0,3 mSv in een jaar.

Voor afvalstoffen is in art. 9 van MR-NABIS, in afwijking van BS art. 101, juncto art. 38, het niet verboden om afval met natuurlijke bronnen te mengen met dito afval met een lagere activiteitsconcentratie indien dit 'redelijkerwijs geen significant groter gevaar of grotere schade of hinder veroorzaakt'.

2.3 Vergunningen

Voor grondstoffen met een hoeveelheid activiteit of activiteitsconcentratie beneden de vrijstellings- of vrijgavegrenzen, is er geen melding of vergunning vereist. De vrijstellingswaarden zijn hetzelfde als de vrijgavewaarden.

In Tabel 1 worden enkele relevante vrijstellings- en vrijgavewaarden uit het BS [5] genoemd.

Tabel 1 Enkele relevante vrijstellings- of vrijgavegrenzen voor natuurlijke bronnen voor activiteitsconcentratie en activiteit.

Radionuclide	Activiteitsconcentratie Bq.g^{-1}	Activiteit MBq
^{210}Pb (sec)	100	10
^{210}Po	100	10
$^{222}\text{Rn}+$	10	100000
$^{226}\text{Ra}+$	1	10
$^{228}\text{Th}+$	1	10
^{238}U (sec)	10	10

+ betekent reeks

'sec' betekent in seculair evenwicht met de dochternucliden

Als ^{210}Pb in seculair evenwicht is met de dochternucliden ^{210}Bi en ^{210}Po , dan hebben de bovengenoemde vrijstellings- of vrijgavegrenzen van ^{210}Pb alleen betrekking op het moedernuclide. Voor de processen die in dit rapport beschreven zijn is dit niet het geval, waarvoor de dochternucliden apart beschouwd moeten worden. De dosiscoëfficiënten DC_{inh} en DC_{ing} van ^{210}Bi zijn echter een factor 100 en 1000 kleiner dan die voor ^{210}Pb en ^{210}Po , vandaar dat ^{210}Bi niet verder in dit rapport wordt behandeld.

Ten opzichte van richtlijn 96/29/Euratom zijn de bovenvermelde activiteitsconcentraties gewijzigd van 10 Bq.g^{-1} naar 100 Bq.g^{-1} . De reden daarvan is dat de 10 Bq.g^{-1} waarde is

gebaseerd op de ingestie van zuivere bronnen, hetgeen zich alleen zou kunnen voordoen als incident. Het hanteren van de Euratom waarde zou onnodige strenge voorwaarden aan de procesindustrie opleggen.

De in BS opgegeven vrijgavewaarden voor lozingen in water en lucht van radionucliden ten gevolge van werkzaamheden zijn voor ^{210}Po ^{210}Pb en weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2 Vrijgavewaarden voor lozingen in water en lucht van radionucliden ten gevolge van werkzaamheden in GBq per kalenderjaar

	waterlozingen GBq / jaar	luchtlozingen GBq / jaar
^{210}Pb	10	10
^{210}Po	10	10
^{222}Rn	-	10000
^{226}Ra	10	10
^{228}Th	1000	1
^{238}U	1000	10

- niet van toepassing

Een meldingsplicht is vereist voor werkzaamheden met natuurlijke bronnen tot tienmaal de vrijstellings- of vrijgavewaarde voor de activiteitsconcentratie. Daarboven geldt de vergunningplicht. Voor activiteitsconcentraties lager dan tienmaal de vrijstellings- of vrijgavewaarde wordt vergunningplicht een te zwaar instrument geacht ter beperking van doses voor werkers en leden van de bevolking.

In het BS zijn de grenzen voor lozingen van radioactieve stoffen, waarboven een vergunning hiervoor aangevraagd moet worden, gesteld in de vorm van radiotoxiciteitsequivalenten (Re). Vanwege de onderlinge vergelijkbaarheid zijn de activiteiten van de radionucliden die in lucht en water worden geloosd meestal omgerekend naar radiotoxiciteitsequivalenten (Re's). Eén Re komt overeen met het aantal Bq dat bij *volledige inname* tot een dosis van één Sv leidt. Hierdoor worden ook de maximaal toegestane lozingen van radioactieve stoffen vergund in Re's. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt voor lozingen in lucht en in water. Voor lozingen in lucht wordt het radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie (Re_{inh}) gebruikt. Voor lozingen in water wordt het radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie (Re_{ing}) toegepast. Bij de toetsing van de belasting van het milieu wordt met de vervaltijd van de radionucliden rekening gehouden door middel van correctiefactoren voor de Re's. In het BS wordt hierbij gesproken over 'te toetsen aantal Re'. In vergunningen wordt over het algemeen gebruik gemaakt van de term 'gewogen Re'.

In het vervolg van dit hoofdstuk wordt de term beschikking gehanteerd, waarmee een besluit door een bewindspersoon wordt aangeduid en waartegen een beroep mogelijk is. Een beschikking kan het verlenen van een vergunning, een wijziging van een bestaande vergunning, een ontvankelijkverklaring, een beëindiging van de behandeling van een aanvraag zijn, of een intrekking van een vergunning.

Voor de handhaving van de vergunningen moet door een bedrijf in de procesindustrie in het eerste kwartaal een jaarrapportage over de activiteiten in het voorgaande jaar worden opgesteld door een coördinerend deskundige. Deze jaarrapportage moet worden gestuurd naar zowel de vergunninghouder als naar de Arbeidsinspectie. De rapportage moet onder

andere een onderbouwde schatting van de totale stralingsbelasting geven. Dit betreft zowel de externe straling als de lozingen. Ook moet een schatting van de dosis voor de blootgestelde werknemers worden gegeven.

Een recente ontwikkeling rondom de vergunningverlening betreft het steeds meer toepassen van standaard- of modelvergunningen die weer uit standaardmodules zijn opgebouwd. Daarmee is de onderlinge vergelijkbaarheid tussen vergunningen sterk toegenomen.

In de praktijk wijken de verleende vergunningen nogal eens af van de modelvergunningen. Verschillen treden bijvoorbeeld op door een andere termijn voor melding aan te houden (bijvoorbeeld juni voor Corus). Ook komt het voor dat de rapportage niet hoeft te worden verstuurd naar de Arbeidsinspectie, maar ter inzage moet liggen op het hoofdkantoor van de vergunninghouder. Ook de bewaartijd van deze rapportages varieert sterk. In recente vergunningen is zowel 2 als 15 jaar aangetroffen.

Twee ondernemingen in de hier beschouwde selectie, namelijk Corus en ThermPhos, bezitten een vergunning voor lozingen en stellen jaarlijks een radiologische rapportage op. Eggerding is in het bezit van een vergunning voor lozingen, maar heeft sinds 1995 geen radiologische jaarrapportage meer opgesteld. Dit houdt verband met pogingen de huidige vergunning niet van kracht te laten zijn. Zolang dat niet is gebeurd en er ook geen nieuwe vergunning (op aanvraag) is uitgegeven, blijft de huidige vergunning gelden en is het bedrijf verplicht elk jaar een radiologische rapportage op te leveren.

2.4 Modelling

In dit rapport wordt de MID door middel van het KREM-model (Ketenmodel Reguliere Emissies) berekend, die uitvoerig in Bijlage B wordt beschreven. Het ketenmodel bestaat uit een luchtverspreidingsmodel en een dosismodule. Hier volgt een samenvatting van de belangrijkste punten:

- het probabilistische luchtverspreidingsmodel OPS [10] berekent de dispersie van de luchtlozingen met jaar- of decenniumgemiddelde meteorologie op basis van continue lozingen,
- het OPS-model berekent zowel de concentratie in lucht, als de concentratie op de grond als gevolg van droge en natte depositie,
- bij de bepaling van de inhalatiedosis van geïnhaleerde radionucliden wordt de meest conservatieve DC-waarde gebruikt, die tot de gebruikte deeltjesgrootte behoort,
- de ingestiedosis wordt berekend uitgaande van consumptie van radionucliden in 3,5 kg bladgroente uit eigen moestuin en van het voedselpakket afkomstig uit de rest van Nederland conform DOVIS-A [11]
 - voor de schatting van de ingestiedosis wordt het transport in de bodem (migratie) meegenomen;
 - voor weidegras en akker- en tuinbouwproducten zijn zowel de interceptie van gedeponeerd radioactief materiaal als de opname van dat materiaal uit de bodem verondersteld;
 - voor vlees en melk van vee wordt zowel de ingestie van weidegras als de ingestie ten gevolge van het kauwen van besmette bodem gemodelleerd.

De grootste onzekerheden in dit ketenmodel (van lozing in lucht naar MID) zijn:

- de onzekerheid in de aanname van de invoer- en brongegevens zoals de hoeveelheid radioactiviteit en deeltjesgrootteverdeling,

- intrinsieke onzekerheden in het gebruikte luchtverspreidingsmodel,
- de onzekerheid van de bijbehorende DC-inhalatie waarde per nuclide. Dit is omdat de waarde afhankelijk is van de deeltjesgrootte distributie en
- de onzekerheid in concentratie en transfercoëfficiënten.

2.5 Inventarisatie van industrieën

In het verleden is onderzocht welke industrieën een niet te verwaarlozen bijdrage leveren aan de dosis voor leden van de bevolking [3, 8]. Aan de hand van recente gegevens heeft een inventarisatie plaatsgevonden op basis van een grenswaarde voor de dosis van $1 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$. Deze grenswaarde fungeert in de wetgeving immers als Secundair Niveau. Als de geschatte dosis boven de grenswaarde uitstijgt, dan wordt een industrie of bedrijf in dit rapport nader toegelicht.

Cementfabrieken

ENCI is de grootste cementfabriek in Nederland. Gezien de voorgenomen plannen van het bedrijf om locatie Maastricht waar de grootste hoeveelheid cement gemaakt wordt te sluiten, wordt het bedrijf niet onderzocht.

Olie- en gasgestookte energiecentrales

Zowel bij de winning als bij het gebruik van olie en gas in energiecentrales is ^{222}Rn de belangrijkste geloosde nuclide. Het BS is echter niet van toepassing op het radon dat vrijkomt bij verbranding of afblazen van aardgas (BS, art. 2, lid j).

Baksteen- en keramiekkfabrieken

Er is een inventarisatie van de uitstoot van radionucliden door steenfabrieken gedaan, op basis van beschikbare gegevens over de periode 1992-1995 [12]. Slechts vijf van de vijftien geïnventariseerde fabrieken veroorzaken een dosis boven $1 \mu\text{Sv}$. Nieuwere gegevens volgens dezelfde methodiek zijn echter niet voorhanden, omdat sindsdien die registratie ter schatting van de uitstoot niet meer kan worden toegepast. Wel wordt de uitstoot van gasen zoals CO_2 en SO_2 geregistreerd. Echter, vanwege het verschil in de gebruikte typen ovens en filters, is het niet mogelijk om een zinvolle schaling voor de ^{210}Pb en ^{210}Po uitstoot te vinden voor een recente inventarisatie. In de in 2004 verschenen MR-NABIS worden deze bedrijven niet toegelicht.

Wél kan worden vermeld dat één van de vijf fabrieken, waarvoor de dosisschatting boven de $1 \mu\text{Sv}$ is, heeft besloten om een hogere schoorsteen te bouwen: dit ten gevolge van de veroorzaakte stankoverlast in de omgeving [13].

TiO₂ bewerking

Kerr McGee Pigments in Rozenburg bewerkt rutiel (al dan niet synthetisch) om TiO_2 -kleurstof te produceren door middel van het chloride proces [15]. Rutiel is een erts waarvan de TiO_2 -gehalte boven de 90% ligt, met onzuiverheden (voornamelijk ijzer): de onzuiverheden bevatten nucliden van de thorium en uranium reeks. In het chloride proces reageren rutiel, cokes en chloor op ongeveer 1000°C tot een mengsel van chloriden, inclusief het vluchtige TiCl_4 , dat door destillatie van de andere chloriden wordt gescheiden en gezuiverd, geoxideerd tot TiO_2 en afgewerkt tot kleurstof.

Rutiel kan zowel worden ontgonnen als uit ilmeniet (FeTiO_3) gesynthetiseerd worden. Ilmeniet kan niet in het chloride proces worden gebruikt, omdat het Ti-gehalte daar te laag voor is. Daarom is er in Australië het Becher-proces ontwikkeld, om het gehalte van TiO_2 in ilmeniet te verhogen en zo rutiel te synthetiseren. In het Becher-proces wordt het ilmeniet samen met steenkool en zwavel in een oven tot hoge temperatuur verhit zodat het in het ilmeniet aanwezige ijzeroxide wordt gereduceerd tot metallisch ijzer dat magnetisch [15] gescheiden kan worden. Tijdens dit proces wordt de TiO_2 afgescheiden in synthetisch rutiel van hoge zuiverheidsgraad (91 tot 93%). Kerr McGee heeft nu de eigen fabriek in Mobile, Alabama in de Verenigde Staten, die synthetisch rutiel leverde aan de Pigments onderdelen van Kerr McGee, gesloten. De reden daarvan is dat rutiel goedkoper kan worden ingekocht dan geproduceerd. Ook zijn er in Australië bedrijven bezig met het ontwikkelen van processen die radionuclide-arme ertsen leveren, om het makkelijker te maken om aan de milieueisen te voldoen [14]. De TiO_2 -houdende ertsen, de minerale zanden, komen voornamelijk uit Australië en Zuid-Afrika (de zwarte zanden van Zululand). Het radionuclide-gehalte varieert met de herkomst en de voorbewerking die de ertsen hebben ondergaan: het proces kan bepaalde radioactieve dochters in de uranium en thorium vervalreeks preferentieel verwijderen.

De stralingsbelasting is afkomstig van de radioactiviteit in het erts: de lozingen naar lucht (met de uitzondering van radon) zijn verwaarloosbaar. De grootste stralingsbelasting wordt veroorzaakt door lozingen naar water. Kerr McGee heeft het chloride-proces ontworpen, dat minder belastend is dan het sulfaat-proces. In het sulfaat proces wordt het gedroogde en gemalen erts vermengd met geconcentreerd zwavelzuur. Een neerslag van voornamelijk titanium- en ijzersulfaat wordt gevormd dat, na het toepassen van verschillende operaties om het ijzer te verwijderen, in een oven verhit wordt om TiO_2 -kristallen te vormen. Het voormalige Kemira Pigments (nu Kerr McGee Pigments) is in 1990 op het chloride proces overgestapt¹.

Tegenwoordig moet men naast de genoemde vrijstellingsgrenzen ook beneden het Secundair Niveau blijven [9]. Een gemiddeld gehalte van rutiel is 0,4 Bq/g voor ^{238}U -sec en 0,6 Bq/g voor ^{232}Th -sec. Deze waarden liggen onder de vrijstellingsgrenzen, zie paragraaf 2.3.

De te verwachten milieubelasting betreft voornamelijk lozingen in water. In de literatuur [15] worden de typische lozingen in water voor een TiO_2 -fabriek die 90 duizend ton erts per jaar verwerkt, vermeld (*Tabel 3*). De huidige capaciteit van Kerr McGee Pigments is niet nauwkeurig bekend². Echter, de schatting van de lozingen in [15], uitgaande van een doorsnee kleurstofproducent, laat zien dat de vrijgavewaarde voor lozingen van ^{226}Ra naar water mogelijk wordt overschreden.

¹ De door Kemira in het verleden gerapporteerde geloosde hoeveelheden radioactiviteit hadden betrekking op de kunstmestproductie en niet op de hier besproken kleurstofproductie.

² De productie van TiO_2 door Kerr McGee wordt door [15] als 80 duizend ton vermeld. Volgens eigen documentatie van Kerr McGee bedraagt de productie in 2001 60 duizend ton: toen was de productie net gestart na de aankoop van de fabriek van Kemira. De fabriek is sindsdien verbeterd en er worden plannen vermeld om het rendement nog verder te verbeteren.

Tabel 3 *Geschatte lozingen naar water van een gemiddelde fabriek (90 kton jaarlijkse productie) die TiO_2 verwerkt volgens het chloride proces, en vrijgavewaarden voor lozingen [uit Tabel 22 van Ref. 15].*

Nuclide	Geschatte lozing (GBq/a)	vrijgavewaarden (GBq/a)
^{228}Ra	38	100
^{226}Ra	22	10
^{210}Pb	9	10
^{210}Po	3	10

Nader toe te lichten industrieën

De productie van fosfor, de productie van staal en de opslag van zirkoonzanden worden in dit rapport uitvoerig behandeld, omdat deze bedrijven volgens eerdere schattingen [2, 3] een dosis veroorzaken van meer dan $1 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ voor leden van de bevolking.

2.6 Nader onderzochte industrieën

Dit hoofdstuk bevat de resultaten van het onderzoek naar de emissies van tot 2003 door ThermPhos, Corus, Eggerding en van 1994 tot 2000 van Hydro Agri en Kemira. Met de term emissies worden lozingen in lucht en in water en externe straling bedoeld. Per categorie worden vergunde en werkelijke emissies met elkaar vergeleken. Bovendien wordt met behulp van het ketenmodel een schatting van de MID buiten de inrichting gegeven. De schattingen komen wat betreft ThermPhos en Corus goed overeen met de MID-waarden die door de bedrijven zelf gerapporteerd worden, rekening houdend met de onzekerheden in de schattingsmethoden.

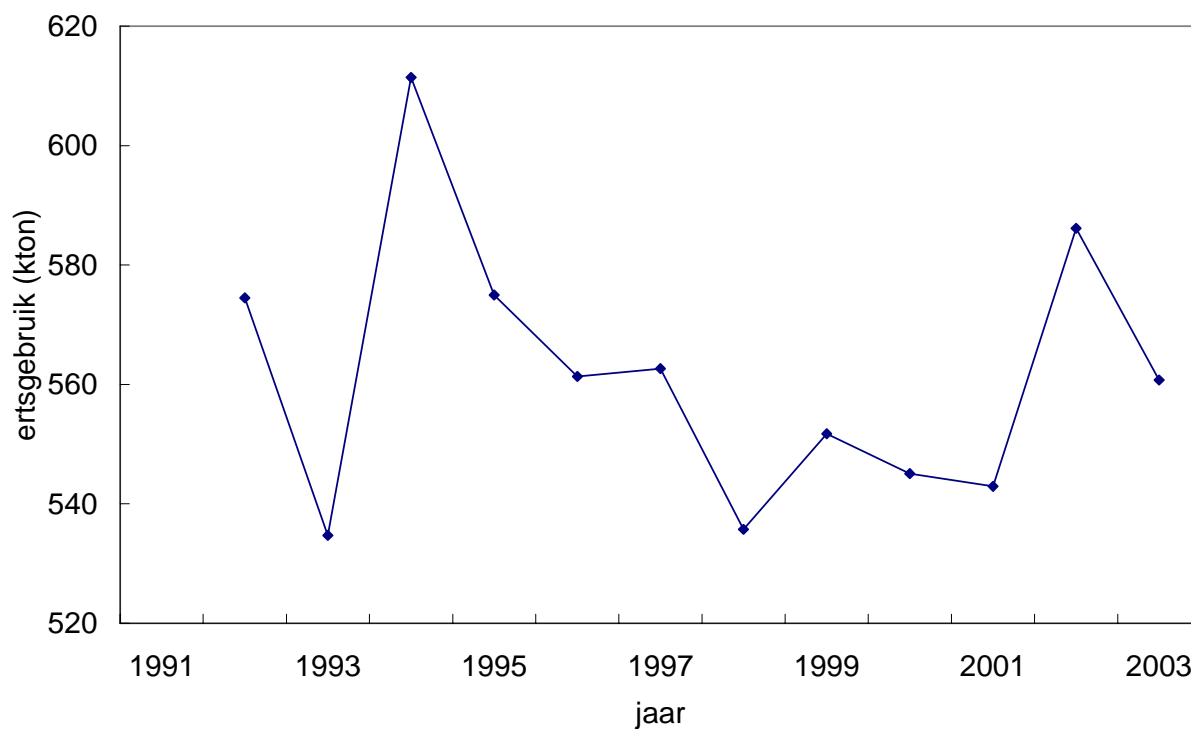
Bij het verwerken en opslaan van natuurlijke radioactieve stoffen, zoals ertsen, vindt lozing van radionucliden plaats. Bij opslag van grondstoffen, reststoffen en afvalstoffen en mogelijk ook het eindproduct kan tevens externe straling van belang zijn. Hieronder worden gegevens hierover gepresenteerd.

Nieuwe gegevens, en recente dosisschattingen, worden gegeven voor Corus en ThermPhos. Voor Eggerding wordt er een dosisschatting gemaakt op basis van data afkomstig uit Leenhouts et al. [8]. De schatting van de collectieve dosis door de jaren heen bevat ook de lozingsgegevens van de kunstmestproducenten Hydro Agri en Kemira: omdat deze bedrijven al jaren gesloten zijn wordt voor informatie erover verwezen naar de eerste rapportage [2].

2.6.1 Fosforbewerking: ThermPhos

ThermPhos (voorheen Hoechst) produceert elementair fosfor uit fosfaaterts. Dit fosfor wordt gedeeltelijk gebruikt voor de productie van fosforzuur en andere fosforhoudende chemicaliën. De radioactieve emissies bestaan vooral uit de radionucliden ^{210}Pb en ^{210}Po , die vrijkomen door de hoge procestemperatuur en zijn afhankelijk van de samenstelling van het gebruikte fosfaaterts. Het jaargebruik van fosfaaterts wordt vanaf 1992 in de jaarrapportages gegeven, zie Figuur 1. De emissies vinden zowel plaats in het oppervlaktewater als in de lucht. Ook zijn er emissies door het gebruik van kunstmatige bronnen en de opslag van afval. Een van de twee primaire afvalstromen uit de ovens is ferrofosfor, een legering van ijzer en fosfor. ^{60}Co komt in het ferrofosfor terecht omdat ^{60}Co -bronnen worden ingebouwd in de koolstofstenen waarvan de ovenwand wordt bekleed [16] met het doel om de dikte van de wand van de oven te bewaken. Omdat de wanddikte als gevolg van slijtage afneemt, zal de

bron uiteindelijk aan de hitte worden blootgesteld en smelten. Door de detectie van ^{60}Co activiteit in ferrofosfor kan zo een ovenwanddoorbraak voorkomen worden. De tweede afvalstroom, een slak van calciumsilicaat, is een bijproduct die in de wegenbouw wordt gebruikt [17].



Figuur 1 Het gebruik van fosfaaterts door ThermPhos, zoals opgegeven in de ThermPhos-jaarrapporten.

Externe straling

De dosis ten gevolge van de externe straling mag volgens de vergunning de waarde van 40 μSv in een kalenderjaar niet overschrijden. Daarnaast is er een limiet voor de dosis ten gevolge van alle bronnen (externe straling, lozingen in water en in lucht samen):

$$\text{Re}_{\text{inh}}/(4,5 \cdot 10^6) + \text{Re}_{\text{ing}}/(1,3 \cdot 10^7) + E_{\text{extern}}[\mu\text{Sv}]/40 \leq 1$$

waar de radiotoxiciteitsequivalent wordt berekend op basis van een drie-jaar gemiddelde over het jaar in kwestie en de twee voorafgaande jaren van de uitstoot van ^{210}Po en ^{210}Pb .

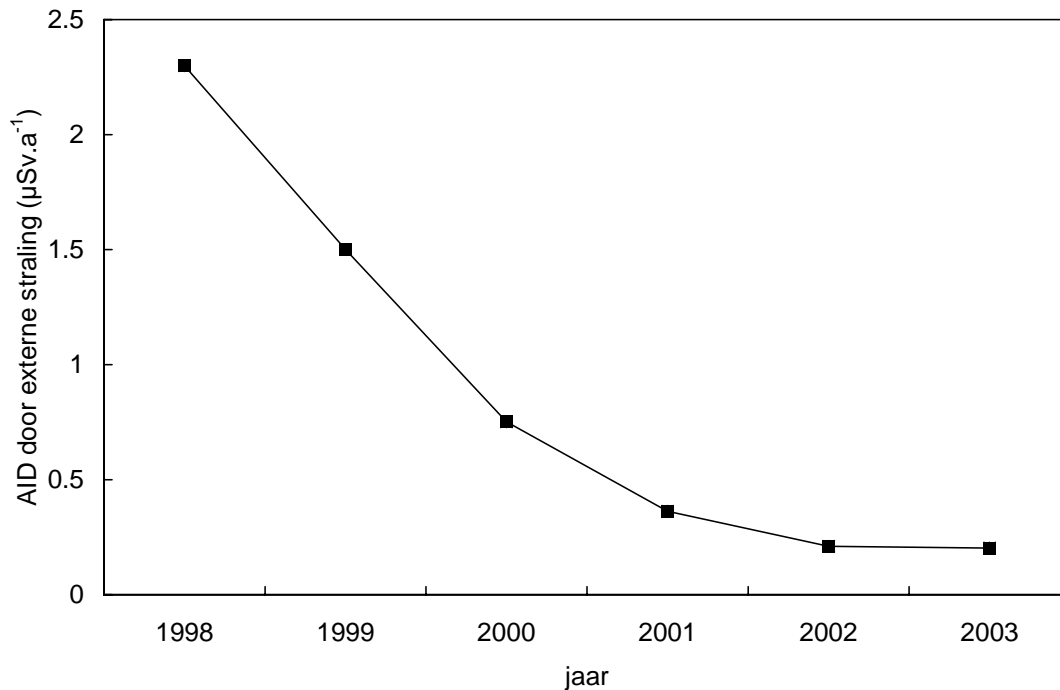
De AID (actuele individuele dosis) veroorzaakt door de externe straling als gevolg van:

- meet- en regelbronnen
- toestellen
- fosfaatertsopslag
- slakkenbedden
- ovenwandstenen
- besmette ferrofosfor

wordt gemeten of berekend op verschillende meetpunten op de grens van de inrichting: de hoogste waarde daarvan wordt gebruikt ter toetsing aan de vergunning. Deze gerapporteerde

waarde is te vinden in Figuur 2. Vanaf 1998 moet het externe stralingsniveau worden gerapporteerd.

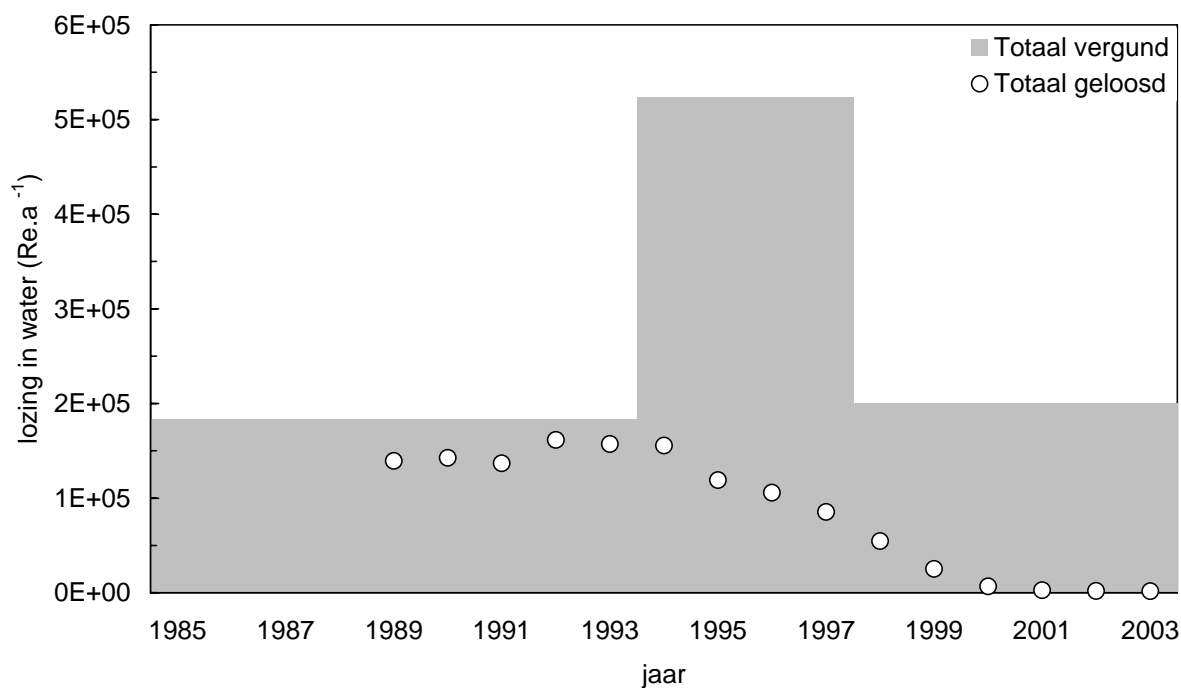
Het is de bedoeling om de opgeslagen hoeveelheid radioactief calcinaat te verminderen door het af te voeren naar de COVRA. Hiermee is in 2001 een begin gemaakt.



Figuur 2 De door ThermPhos gerapporteerde AID door externe straling.

Lozingen in water

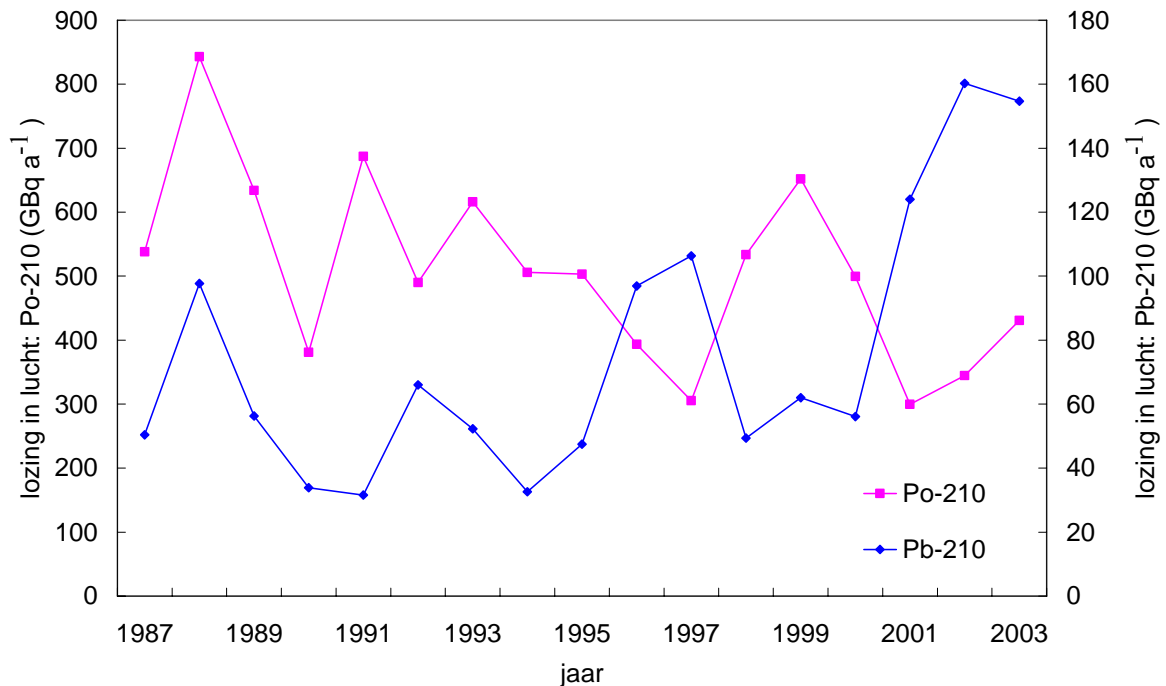
Een overzicht van de lozingen in water en de vergunde waarden is weergegeven in Figuur 3. In 1994 zijn de lozingslimieten verhoogd na aanvraag door ThermPhos, aangezien die in 1992 voor ^{210}Po werden overschreden. Bovendien bleek dat de risico's van de lozingen in het verleden waren overschat. In 1998 zijn de lozingslimieten weer verlaagd in verband met verbeteringen aan de gaswasinstallaties. Het effect van de nieuwe waterzuiveringsinstallatie, dat in de laatste dagen van 1998 in gebruik is genomen, is duidelijk in Figuur 3 te zien.



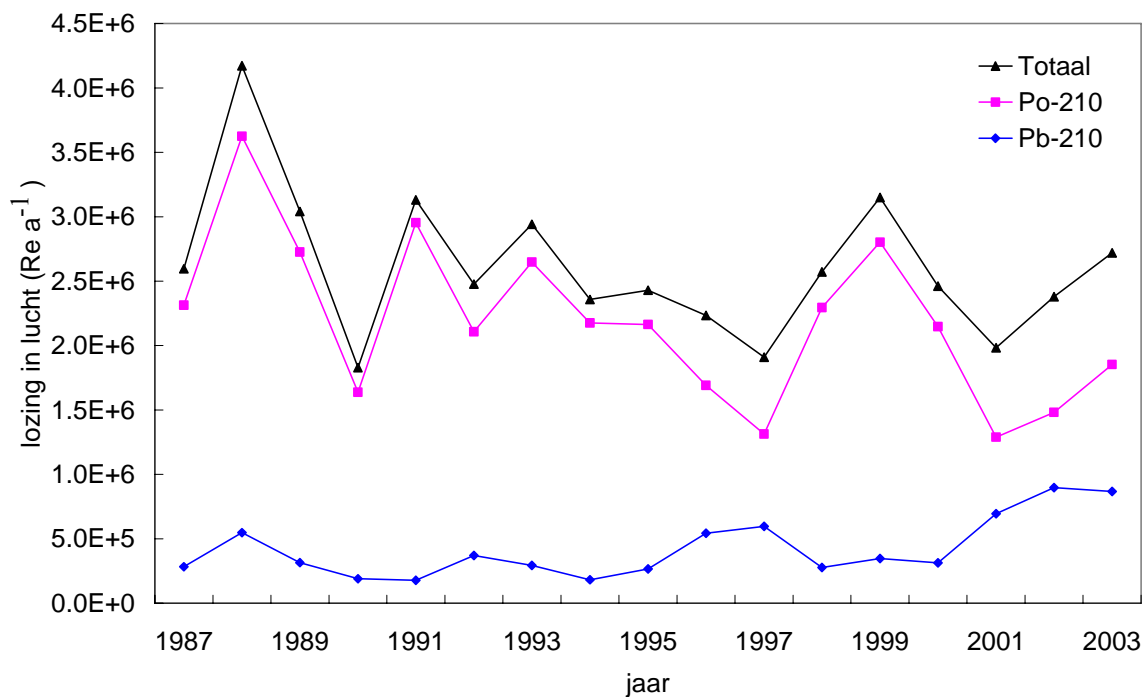
Figuur 3 Vergunde en werkelijke lozingen in water door ThermPhos. De jaardata zijn weergegeven als een lopend drie-jaarsgemiddelde zoals voorgeschreven in de vergunningen vanaf 1994: metingen vanaf 1987 uit ThermPhos jaarrapporten zijn hiervoor gebruikt.

Lozingen in lucht

Er zijn geen ingrijpende wijzigingen geweest ter beperking van de lozingen in lucht. Wél neemt de ^{210}Pb uitstoot toe, ten opzichte van het begin van de jaren negentig, terwijl de ^{210}Po uitstoot afneemt (zie Figuur 4 en Figuur 5). Dit heeft te maken met de inkoop van grondstoffen. Dit is onder andere gedaan vanuit radiologisch oogpunt, aangezien de DC_{ing} lager is.



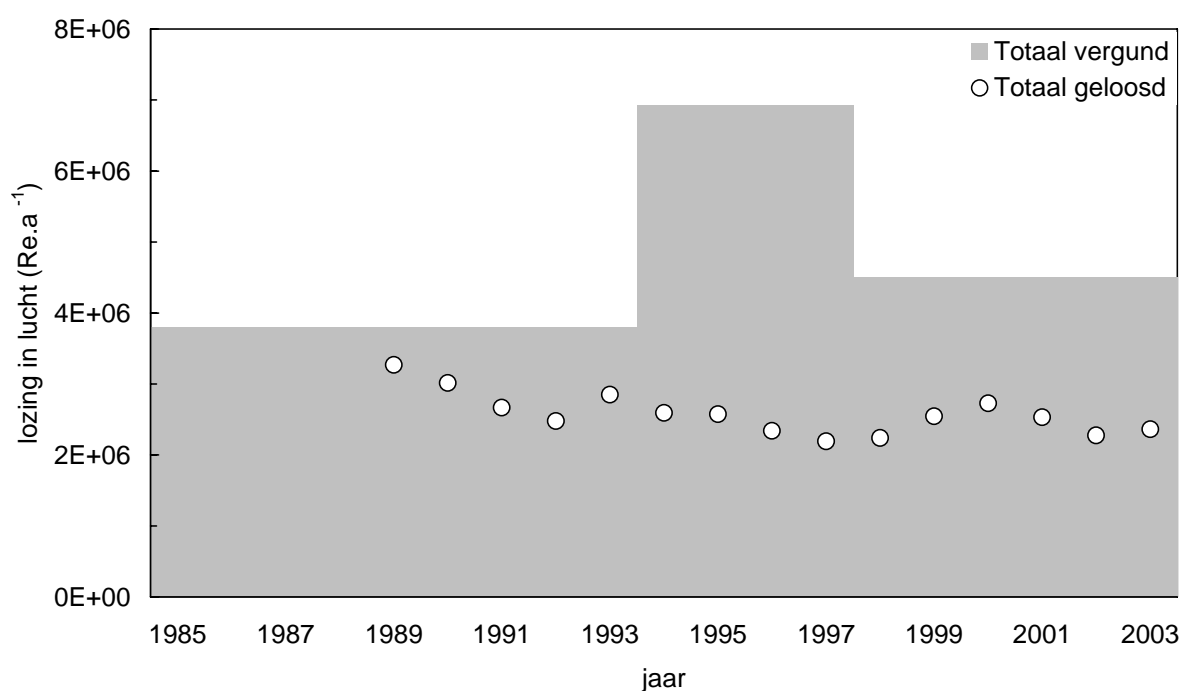
Figuur 4 Lozingen in GBq in lucht in van ThermPhos in de loop der jaren: in Figuur 5 wordt dit in $\text{Re} \cdot \text{a}^{-1}$ uitgedrukt. In Figuur 6 is de som hiervan als een drie-jaarsgemiddelde weergegeven ter toetsing voor vergunningverlening.



Figuur 5 Lozingen in lucht (in $\text{Re} \cdot \text{a}^{-1}$) van ThermPhos in de loop der jaren: in Figuur 6 wordt de som hiervan als een drie-jaarsgemiddelde weergegeven ter toetsing voor vergunningverlening.

Een overzicht van de lozingen in lucht en de vergunde waarden is weergegeven in Figuur 6. In 1994 zijn de lozingslimieten verhoogd, aangezien ze regelmatig werden overschreden voor specifieke radionucliden, terwijl het destijds gehanteerde Actuele Individuele Risico onder de 10^{-6} bleef (overeenkomend met een AID van $40 \mu\text{Sv}$). In 1998 zijn de limieten weer verlaagd.

In de vergunningen vanaf 1994 [18, 19, 20] wordt aangegeven dat de AID buiten de terreingrens zo laag dient te zijn als redelijkerwijs mogelijk is, en onder de grens van $40 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ moet blijven. Dit moet gelden voor de dosis veroorzaakt door de som van alle emissies: externe straling, lozingen in water en lucht. Deze eis is in de vergunningen zo geformuleerd, dat de som van de verhoudingen van alle emissies tot de maximaal toegestane waarde niet meer dan één mag zijn. Voor lozingen in lucht is de verhouding ongeveer een half. De lozingen in water en de externe stralingswaarden zijn relatief laag, zodat de som beneden één blijft.



Figuur 6 Vergunde en werkelijke lozingen in lucht door ThermPhos. De data zijn weergegeven als een lopend drie-jaarsgemiddelde, zoals voorgeschreven in de vergunningen vanaf 1994. Metingen vanaf 1987 uit ThermPhos-jaarrapporten zijn hiervoor gebruikt.

Stralingsbelasting voor leden van de bevolking

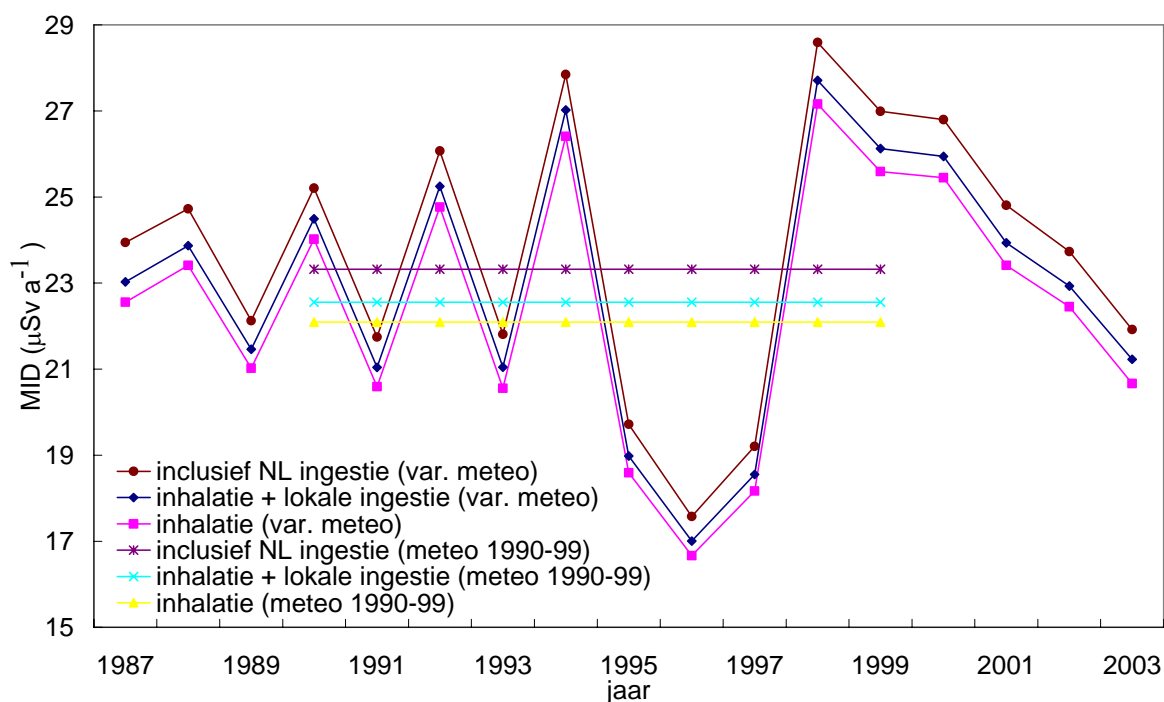
De limiet van $40 \mu\text{Sv}$ voor de AID aan de terreingrens wordt het best bewaakt door een schatting te maken van de dosis ten gevolge van lozingen in lucht op een woonlocatie waar een maximum luchtconcentratie verwacht wordt. Daarom wordt hier de dosis door lozingen in lucht geschat voor de woonlocatie Nieuwdorp (ruim 3,5 km ten noordoosten van ThermPhos). ThermPhos voert ook metingen uit in Nieuwdorp (en op andere locaties) om een schatting te maken van de MID (=AID voor woonlocaties) ten gevolge van de lozingen in lucht.

Ter bepaling van de stralingsdosis wordt in deze paragraaf een nadere analyse gemaakt van de opbouw van die dosis. Daartoe worden de effecten van de meteorologie en emissies op de dosisschatting onderzocht. Ook is een realistische verdeling van de stofdeeltjes hier gebruikt, gebaseerd op metingen uitgaande van de tabel H.3 in het NNI-rapport [8]. Verder is het relatieve aandeel van inhalatie en ingestie op de dosis hierbij onderzocht.

Het effect van de veranderende meteorologische omstandigheden van jaar tot jaar is gegeven in Figuur 7. De bijdragen van inhalatie, ingestie van 3,5 kg bladgroenten uit eigen moestuin en de ingestie waarbij het hele voedselpakket uit Nederland komt, zijn apart weergegeven. Gegevens over het gehanteerde voedselpakket en toegepaste parameters zijn terug te vinden in Bijlage B. Zoals verwacht komt veruit de grootste bijdrage aan de dosis uit inhalatie.

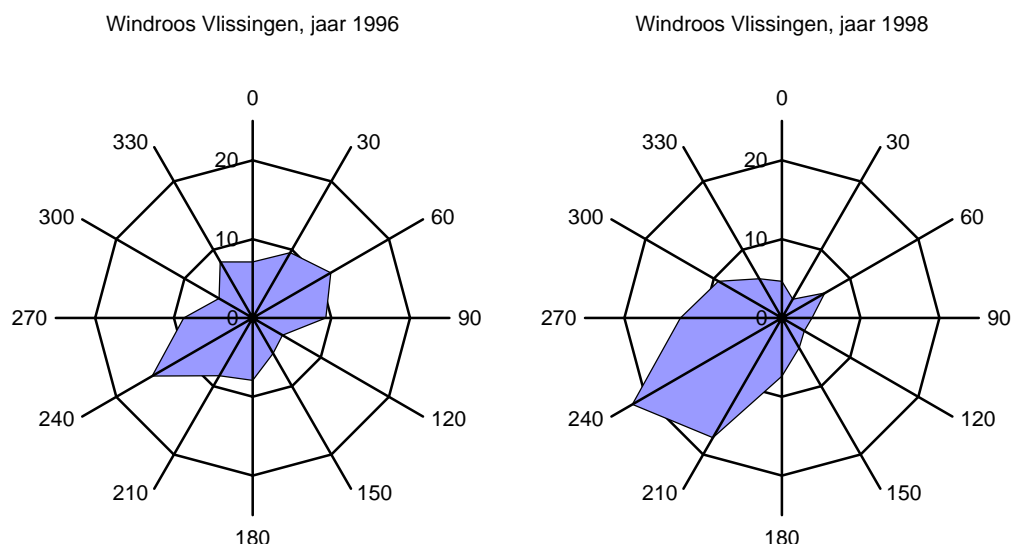
De bijdrage aan de dosis door de lozing in lucht van 50 GBq ^{210}Pb (deze activiteit is representatief voor het decennium 1990-99) bedraagt ongeveer 10% van de dosisbijdrage berekend voor 500 GBq ^{210}Po . Vergeleken met de dosis die berekend wordt met een decennium (1990-99) gemiddelde meteorologie, bedraagt de variatie in dosis, zoals berekend met jaar tot jaar meteorologie, maximaal $\pm 25\%$ voor deze locatie. Voor 1999 en de daaropvolgende jaren ligt de berekende dosis binnen 10% van de waarde gebruikmakend van een decennium gemiddelde meteorologie.

De met de van jaar tot jaar variërende meteorologie berekende dosis vertoont een hoge correlatie met de jaarlijkse gemiddelde windrichting die deze variatie mede veroorzaakt. Dit wordt getoond met behulp van de data van het KNMI station Vlissingen, dat slechts enkele kilometers verwijderd is van ThermPhos. In Figuur 8 wordt de windrichting voor de jaren 1996 en 1998 getoond: in 1998 is de berekende MID in Nieuwdorp de hoogste, met overheersende windrichting tussen Zuid en West. In 1996 daarentegen werd de laagste dosis berekend. In Figuur 9 is het percentage van de dagen in het jaar met wind afkomstig tussen de zuidelijke en westelijke richting tegelijkertijd met de berekende dosis getoond: de correlatie tussen de twee grootheden is 0,85. Deze hoge correlatie is te verklaren door het feit dat de dosis voor ongeveer 90% wordt veroorzaakt door de inhalatiedosis. Die dosis is op haar beurt weer direct gekoppeld aan de windrichting (bron versus receptor).

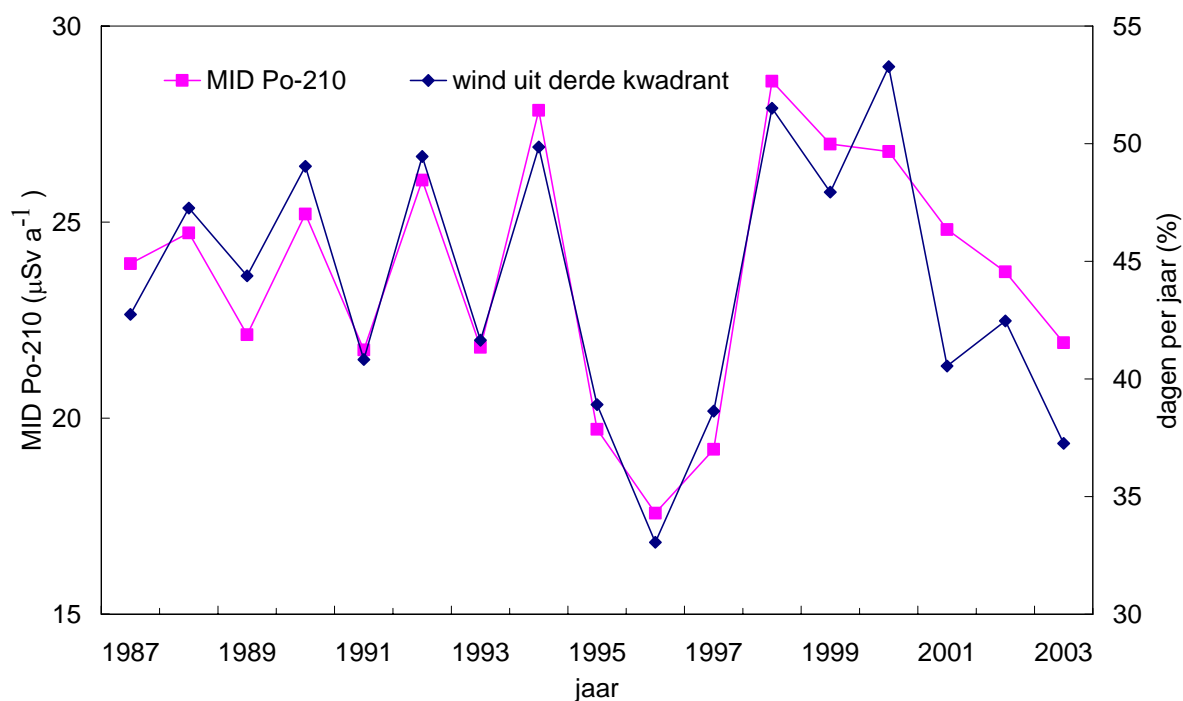


Figuur 7 Invloed van de meteorologische omstandigheden op de MID in Nieuwdorp berekend met KREM. De uitstoot is constant gehouden op 500 GBq ^{210}Po vanuit ThermPhos³. De bijdragen van inhalatie, lokale ingestie (van eigen moestuin), en de ingestie van het hele voedselpakket uit heel Nederland zijn apart weergegeven.

³ Alhoewel er twee schoorstenen zijn voor fosfaatproductie, omdat het aantal bedrijfsuren verschilt per jaar tussen de twee schoorstenen, wordt het gemakshalve voor deze berekening gebruikt gemaakt van een denkbeeldige schoorsteen geplaatst halverwege de twee bestaande schoorstenen waaraan de hele uitstoot gedurende het hele jaar wordt toegekend.

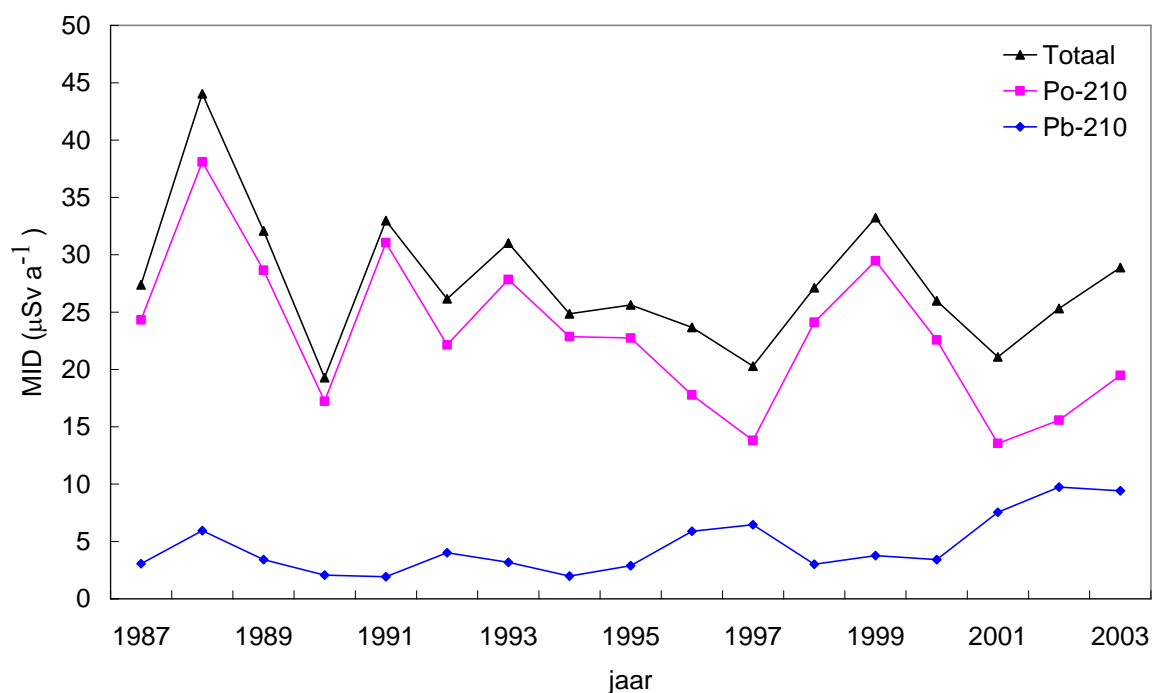


Figuur 8 Windroos (berekend uit de dagelijkse overheersende windrichting, bron: KNMI) van meteostation Vlissingen voor het jaar 1996 (wanneer de laagste MID in Nieuwdorp wordt berekend) en het jaar 1998 (hoogste MID). Het jaar 1998, met overheersende windrichting zuid-west, is typerend voor Zuid-Holland.

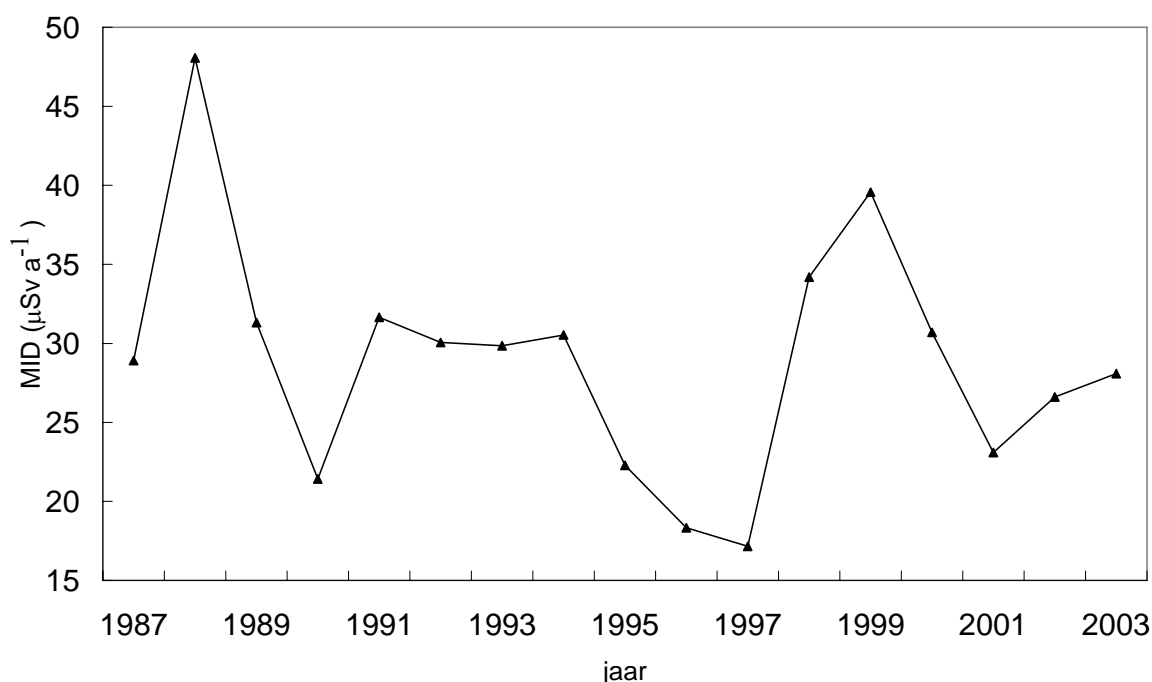


Figuur 9 Percentage van het aantal dagen in het jaar waar de dagelijkse overheersende windrichting op het KNMI meteostation Vlissingen (Bron: KNMI) tussen de zuidelijke en westelijke richting (derde kwadrant). Op de rechteras staat de berekende MID voor locatie Nieuwdorp op basis van een uitstoot van $500 \text{ GBq} \cdot \text{a}^{-1} \text{ }^{210}\text{Po}$.

Figuur 10 toont de invloed van de variërende uitstoot over de jaren (de decennium gemiddelde meteorologie is hiervoor gebruikt): overwegend wordt de dosis door de ^{210}Po -lozing bepaald. De laatste drie jaren draagt de uitstoot van ^{210}Pb voor een derde aan de totale dosis bij. Dosisschattingen met jaarlijks variërende meteorologie en variërende uitstoot leveren het resultaat voor de MID op locatie Nieuwdorp zoals getoond Figuur 11. De waarden zijn in Tabel 4 weergegeven. Figuur 11 laat zien dat alleen in 1988 er sprake is van een overschrijding, wat te verklaren is door de hoge uitstoot van ^{210}Po ten opzichte van de huidige ^{210}Po -uitstoot, zie Figuur 4. Uitgaande van een gemiddelde emissie en gemiddelde meteorologie over het 1990-99 decennium is de waarde van de MID 27,1 μSv per jaar.



Figuur 10 Dosis in Nieuwdorp berekend met meteorologie gemiddeld over het 1990-99 decennium en de uitstoot zoals gegeven in Figuur 4.



Figuur 11 Berekende MID voor locatie Nieuwdorp. Zowel de variërende lozingen in lucht en variërende meteorologie zijn hier meegenomen

Tabel 4 Geschatte doses in $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ in Nieuwdorp (uit Figuur 11) als gevolg van de lozingen in water en lucht door ThermPhos. Voor leden van de bevolking is zowel de ingestie van 3,5 kg bladgroente uit eigen moestuin als de ingestie afkomstig uit voedsel gekweekt op Nederlandse bodem verdisconteerd (Figuur 7). De bijbehorende verschillende meteorologische gegevens voor ieder afzonderlijk jaar zijn gebruikt. De waarden berekend in voorgaande rapporten [2, 3] met de deeltjesverdeling 'grof' worden ook getoond (inclusief de schatting voor het jaar 2003 met dezelfde methode): de gebruikte meteorologie was het gemiddelde over het decennium 1979-1989.

Jaardosis (μSv)	deeltjes-verdeling	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03
waterlozing		5,1	3,3	2,9	2,3	2,0	2,7	2,3	2,5	2,0	2,6	1,8	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	(0,1)
luchtlozing [3]	grof	80	128	93	56	96	76	90	72	75	68	58	79	97	76	61	73	(83)
MID totaal (afgerond)	grof	85	131	96	58	98	79	92	75	77	71	60	80	97	76	61	73	(83)
waterlozing		9,6	6,6	6,0	5,0	4,3	6,2	4,8	5,1	4,2	5,1	3,5	1,2	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
luchtlozing	specifiek	29	48	31	21	32	30	30	31	22	18	17	34	40	31	23	27	28
MID totaal (afgerond)	specifiek	39	55	37	26	36	36	35	36	26	23	21	35	40	31	23	27	28

De hier berekende waarden voor de MID in Nieuwdorp ten gevolge van lozingen in water én in lucht zijn ongeveer 30 tot 40% van de dosisschattingen in voorgaande rapporten [2, 3] welke gebaseerd zijn op de methodiek van het NNI-rapport [8]. De verschillen in

dosisschattingen zijn voornamelijk te verklaren door de gebruikte deeltjesgrootteverdeling. Destijds is een grove deeltjesgrootteverdeling toegepast, terwijl een specifieke verdeling ('zeer fijn') is gemeten [17, 21]. Tevens was dit vermeld in het rapport, zie Tabel H.3 van referentie 8, echter de fijne verdeling is abusievelijk destijds niet toegepast. Een emissie met een grove deeltjesgrootteverdeling zorgt ervoor dat de hoogste luchtconcentratie (en depositie naar de grond) voornamelijk in de nabijheid van de bron plaatsvindt. Voor de huidige berekening wordt verondersteld dat de radionucliden gebonden zijn aan deeltjes met een diameter kleiner dan 1 μm (zie Tabel 5).

Tabel 5 Deeltjesclassificatie in het gebruikte luchtverspreidingsmodel [10].

Verdeling (in %)	< 0,95 μm	0,95- 4 μm	4 - 10 μm	10 - 20 μm	> 20 μm
Grof	42	33	14,5	5,9	4,6
Gemiddeld	53	28	11,5	4,2	3,3
Fijn	70	20	5,5	2,5	2,0
ThermPhos-specifiek [8]	95,50	4,10	0,20	0,10	0,10

Verder is er hier voor de waterlozingen hetzelfde model gebruikt als in [3], dat is gebaseerd op schattingen [22] van concentratieverhogingen in visserijproducten in de Schelde. Voor dit rapport zijn de ingestie parameters gebruikt van DOVIS-A [11]. Dit veroorzaakt een toename van de geschatte dosis, omdat in DOVIS-A een reductie van 10% door het koken van vis van de dosis wordt verondersteld, in plaats van de 50% reductie die in [2, 3] is gebruikt. Een korte beschrijving van het gebruikte model voor de lozingen naar water is in Bijlage B gegeven. De ingestiedosis uit visconsumptie vanaf 1999 blijft een conservatieve schatting, omdat een nieuw afvalwatersysteem wordt toegepast waarbij niet alle lozingen van ThermPhos in water richting de Westerschelde plaatsvinden [23].

In Tabel 6 wordt alleen de inhalatiedosis van Tabel 4 te Nieuwdorp⁴ weergegeven. De afzonderlijke bijdrage aan de dosis van ^{210}Po en ^{210}Pb zijn hier gegeven. De door ThermPhos gerapporteerde dosis, zoals bepaald aan de hand van imissiemetingen, wordt ook gegeven [24, 25]. De ^{210}Po - en ^{210}Pb -concentratie worden door ThermPhos uit metingen afgeleid⁵. De dosisberekeningen en de metingen van Tabel 6 tonen een goede overeenkomst, ook rekening houdend met de voor het model genoemde onzekerheden, zie paragraaf 2.4, en onzekerheden de metingen.

⁴ Coördinaten voor Nieuwdorp zijn gekozen als $x=39,787$ km, $y=388,2$ km RDM coördinaten. Deze zijn gekozen als de bewoonde locatie waar redelijkerwijze de hoogste inhalatiedosis wordt verwacht.

⁵ Er zijn kleine verschillen ten opzichte van de waarde gerapporteerd in [5] omdat hier andere, door RIVM gehanteerde DC's waarden (Euratom, mr-AGIS), gebruikt zijn. Bovendien is er een klein verschil tussen de coördinaten van de ThermPhos metingen en deze dosisschatting.

Tabel 6 *De inhalatiedosis in Nieuwdorp als gevolg van de lozingen door ThermPhos. Zowel de schattingen van ThermPhos (uit metingen gerapporteerd in [25] voor de jaren 1998-2001, hier herberekend met dezelfde DC_{inh} in dit rapport), als de berekening met behulp van KREM, uitgaande van de uitstoot in Figuur 4.*

Inhalatiedosis ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$)		1998	1999	2000	2001	2002	2003
^{210}Po	ThermPhos [25]	18,5	24,9	13,4	9,6	-	-
^{210}Pb	ThermPhos [25]	7,5	10,1	6,2	8,7	-	-
totaal	ThermPhos [25]	26	35	20	18	-	-
^{210}Po	KREM berekening	29	33	25	14	16	18
^{210}Pb	KREM berekening	4	4	4	8	9	8
totaal	KREM berekening	33	37	29	22	25	26

Vanaf 2001 is de uitstoot van ^{210}Pb meer dan verdubbeld ten opzichte van voorgaande jaren: de KREM-berekeningen reflecteren dat, terwijl deze trend niet terug te zien is in de dosis afgeleid van de metingen. Vandaar dat hier geen conclusies worden getrokken over het verschil tussen de metingen en de KREM-berekeningen in de verhouding van de dosis die door ^{210}Po en ^{210}Pb wordt veroorzaakt. Samenvattend, de inhalatiedosis in Nieuwdorp is na 1988 altijd lager dan of gelijk aan $40 \mu\text{Sv}/\text{a}$. Voor het jaar 1999 is de MID (inclusief de ingestiedosis) op $40 \mu\text{Sv}$ geschat.

Een samenvatting van de belangrijkste verschillen betreffende de schatting van de MID voor locatie Nieuwdorp met de voorgaande RIVM-rapporten [2, 3, 8]:

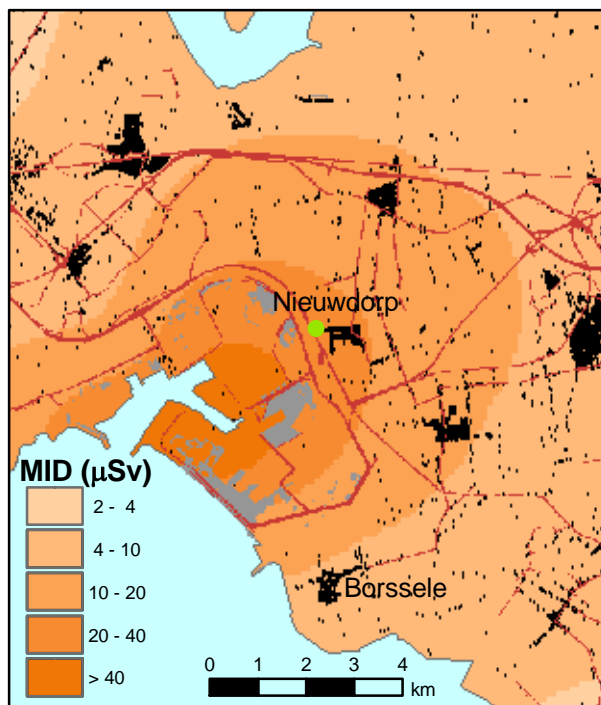
1. er is een aangepaste deeltjesgrootteverdeling (fijne) gebruikt in plaats van een grove⁶ verdeling. Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende dosis door lozingen in lucht is hierdoor een factor **3** (!) kleiner.
2. OPS versie 4.1 is toegepast in plaats van versie 1.2E (door de spreiding van de pluim in de hoogte zal dat voor een betere modellering van de verspreiding zorgen). Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende dosis is hierdoor een factor 1,5 kleiner
3. voor ieder jaar is de meteorologie van het relevante jaar gebruikt in plaats van een gemiddelde over de jaren 1979-1989. Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende dosis toont variaties tussen 80% en 120% van de oorspronkelijke waarde.
4. voor ingestie over Nederland is er gebruikt gemaakt van het grondgebruik met een precisie van 1 km^2 in tegenstelling tot de (achterhaalde) COROP-indeling, die uitging van consumptie vanuit vroegere landbouwgebieden. Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende ingestiedosis voor de locatie Nieuwdorp is een factor 5 kleiner. De MID blijft hiermee binnen 90% van de oorspronkelijke waarde.
5. de ingestie-waarden van DOVIS-A [11], inclusief de ervan afgeleide conversie-coëfficiënten (interceptiewaarden), zijn gebruikt. Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende ingestie dosis voor het hele voedselpakket ($1 \mu\text{Sv}$) is een factor 3 à 4 kleiner dan in [2, 3]. De MID blijft hiermee binnen 90% van de oorspronkelijke waarde.
6. voor de dosis van de waterlozingen zijn de waarden van DOVIS-A [11] gebruikt. Invloed ten opzichte van [2, 3]: de berekende ingestiedosis door visconsumptie is een factor 2 groter. De MID blijft hierdoor (ruwweg) binnen 95% van de oorspronkelijke waarde.

⁶ In [8] wordt abusievelijk vermeld dat een fijne verdeling voor de luchtverspreiding is gebruikt, maar het is aangetoond dat een grove verdeling is gehanteerd.

7. de DC-inhalatiewaarden van DOVIS-A [11] zijn gebruikt. Er is géén invloed ten opzichte van [2, 3], omdat de courante DC-inhalatiewaarden al in voorgaande rapporten [2, 3] waren verdisconteerd, in tegenstelling van de onder punten 5 en 6 genoemde zaken

De MID voor de locaties rond ThermPhos wordt gegeven in Figuur 12. Het dosismaximum is in het midden van de haven: de MID-waarde is alleen op de bedrijfsterreinen boven de 100 μSv . Echter, voor die terreinen moet de bijbehorende Actuele Blootstellingen Correctiefactor (ABC) van 0,2 in rekening worden gebracht ter bepaling van de AID.

Ten overvloede zij hier opgemerkt dat de bijdragen van de uitstoot van ^{222}Rn , ^{238}U en ^{228}Th hier niet worden getoond, omdat ze slechts een honderdste aan de MID in Nieuwdorp bijdragen.



Figuur 12 MID berekend voor de uitstoot van ^{210}Po en ^{210}Pb van 2003. In rood zijn hoofdwegen en spoorwegen weergegeven, zwart geeft bebouwing aan en grijs kale grond. De locatie Nieuwdorp waarvoor de schattingen van dit rapport berekend zijn is in groen weergegeven.

2.6.2 Staalproductie: Corus

Corus Staal B.V. (voorheen Hoogovens Staal) produceert ijzer en staal van ijzererts, schroot en steenkool. De emissies vinden voornamelijk plaats via de lozingen van ^{210}Pb en ^{210}Po in lucht bij hoge procestemperaturen. Lozingen in het oppervlaktewater vinden plaats als gevolg van gaswassing. Verder worden ingekapselde bronnen en toestellen gebruikt en is er in het verleden radioactief slib opgeslagen.

Externe straling

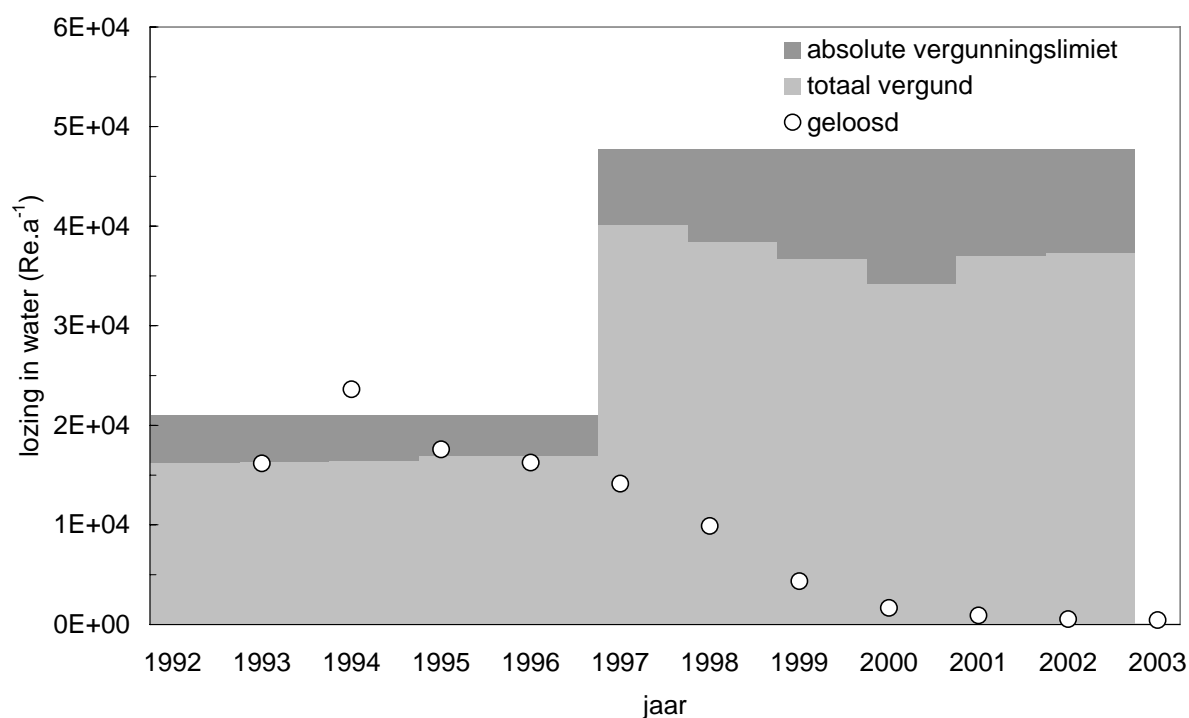
In de vergunning van 1992 [26] wordt voorgeschreven dat de lozingen per 2000 dusdanig moeten worden beperkt dat de door de lozingen veroorzaakte Individuele Dosis (ID) maximaal $40 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ is. In de vergunningen van 1997 [27] en 1998 [28, 29] wordt geëist dat de MID lager dan $10 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ moet zijn.

In de complexvergunning voor de bronnen en toestellen uit 1998 [30] was als eis aan het gebruik van deze bronnen en toestellen gesteld dat de bijdrage hiervan aan de MID maximaal $0,4 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ mocht zijn. Een onderbouwde schatting van deze bijdrage diende ieder jaar te worden gerapporteerd. Dit is niet meer het geval met de nieuwe vergunning van 2002 [31]. De MID door gebruik van bronnen en toestellen aan de terreingrens bedroeg in 1997 $0,26 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ [32]. Aangezien er verder geen ingrijpende wijzigingen in aantallen bronnen en toestellen zijn geweest, zal de externe stralingsdosis door bronnen en toestellen in de periode 1994-1998 van dezelfde orde van grootte zijn geweest.

Lozingen in water

In Figuur 13 zijn de lozingen van radionucliden in water weergegeven. Tot 14 november 2002 (de datum waarop een nieuwe vergunning conform het BS is verleend [31]) werden de lozingen op twee manieren beperkt: enerzijds via een maximale lozing per ton geproduceerd staal, anderzijds via een maximaal toegestane staalproductie met een daarbij horende lozingslimiet (hierna ‘absolute vergunningslimiet’ genoemd). In 1997 zijn de lozingslimieten verhoogd na aanvraag door Corus [33]. De reden hiervoor is dat deze limieten in voorgaande jaren regelmatig werd overschreden. Tevens werd duidelijk dat de stralingsbelasting door de lozingen in water lager was dan voorheen werd aangenomen en dat er door Corus gewerkt werd aan het verlagen van de waterlozingen. Inmiddels heeft Corus de volgende maatregelen daartoe genomen: (1) halverwege 1999 is de waterreiniging van de pelletfabriek in gebruik genomen en (2) eind 2000 is gestart met biologische reiniging (BIO-2000) van de emissies naar water van de sinterfabriek en de hoogovens. Het is onduidelijk wat er met de resterende activiteit in de afvalstromen gebeurt.

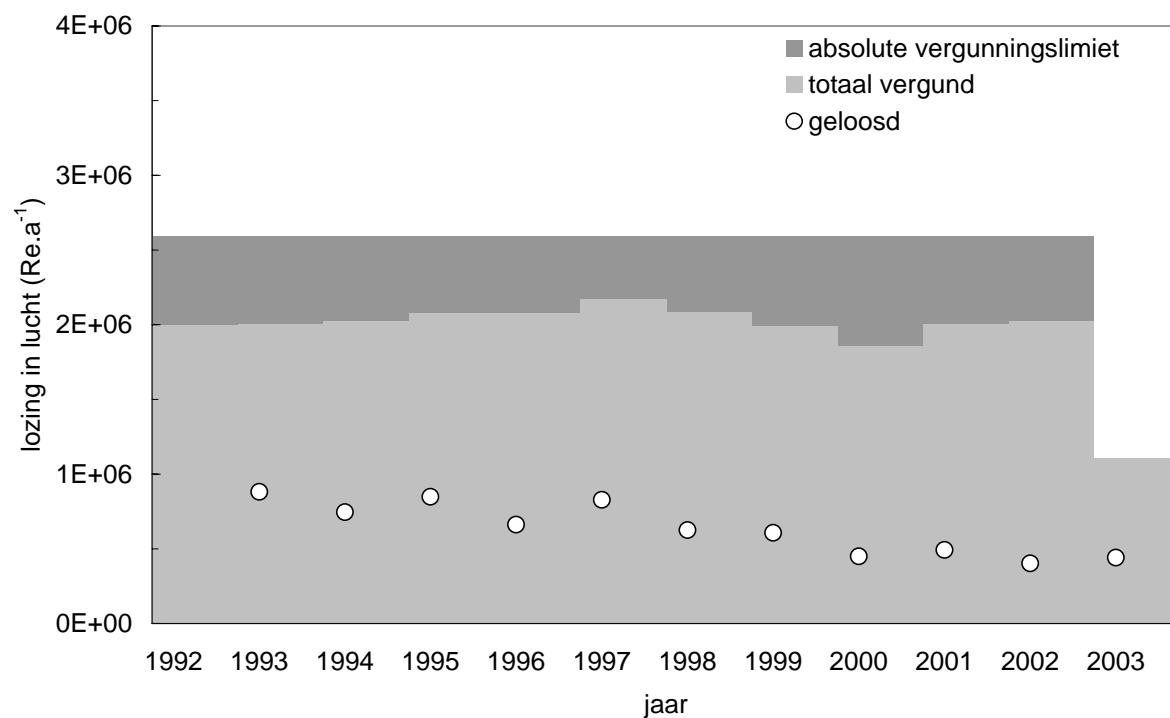
In de recente vergunning [31] wordt vermeld dat er geen sprake meer is van vergunningen voor lozingen in het oppervlaktewater, omdat de geloosde stoffen een activiteit hebben van 0,6 GBq ^{210}Po en 0,2 GBq ^{210}Pb per Mton geproduceerd ruwijzer per jaar (het huidige productieniveau is minder dan 8 Mton ruwijzer per jaar).



Figuur 13 Vergunde en werkelijke lozingen in water door Corus.

Lozingen in lucht

In Figuur 14 zijn de lozingen in lucht weergegeven. Het valt op dat de lozingen in lucht een blijvend licht dalende tendens vertonen.



Figuur 14 Vergunde en werkelijke lozingen in lucht door Corus.

Stralingsbelasting voor leden van de bevolking

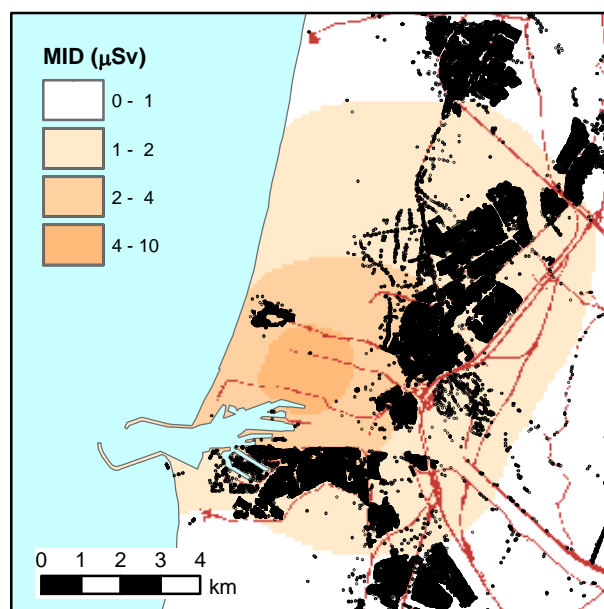
Uitgebreide dosisberekeningen met het KREM-model laten zien dat voor 2003 de maximale MID kleiner is dan $8 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ (zie Figuur 15). Verder ligt de $5 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ contour waarde binnen de locatie. De MID-waarden zijn daarmee lager dan de vergunde $10 \mu\text{Sv}$ maximale MID buiten de locatie.

De dosisbijdrage via het ingestiepad van de luchtlozingen door de Sinterfabriek is verwaarloosbaar (2%) ten opzichte van de inhalatiedosis, bij de Pelletfabriek is die bijdrage groter (10%) [34]. De bijdrage door overslag is minimaal een factor 10 lager dan de thermische emissie voor de woonlocaties Velsen-Noord en Beverwijk [8]. Ook de dosisbijdrage door lozingen in water is aanzienlijk lager dan door lozingen in lucht [8]. In het NNI-rapport [8] is als dosisbijdrage van de lozingen in lucht een waarde van $8 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ gegeven voor Velsen-Noord in 1990.

In de vergunning van 2002 [31] wordt er een maximale waarde van $10 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ aan de MID buiten de locatie gesteld. Op basis van de lozingen in lucht en in oppervlaktewater wordt door Corus [35] de MID buiten de locatie vanaf het jaar 2000 berekend, en in de jaarrapportages vermeld [Tabel 7]. Zowel de door Corus gerapporteerde MID als de door het KREM-model berekende MID is zodanig lager dan de vergunde limiet van $10 \mu\text{Sv}$ dat de verschillen tussen de door Corus en RIVM gebruikte modellen niet worden onderzocht.

Tabel 7 MID buiten de CORUS locatie zoals gerapporteerd in de jaarrapportages [35]

jaar	2000	2001	2002	2003
MID [$\mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$]	4,42	4,34	1,70	1,94



Figuur 15 Met KREM berekende MID als gevolg van ^{210}Po en ^{210}Pb lozingen van Corus in 2003.

Ontwikkelingen voor de toekomst

Hoewel er geen wijzingen in de productie-installatie voorzien zijn, die consequenties kunnen hebben voor de totale emissie van radionucliden, zijn er twee wijzingen mogelijk in de analyse van de voorhanden gegevens. Zo is er een onderzoek gepland naar de activiteit in het kooksovenafvalwater, die nog niet in de berekeningen is meegenomen. Ook is er de vraag of er ingroei van ^{210}Po in de BIO_2000 afvalwater systeem plaatsvindt, die een aanzienlijke bijdrage aan de lozingen van ^{210}Po zou kunnen leveren.

2.6.3 Overslag, opslag en maalwerk van minerale zanden: Eggerding

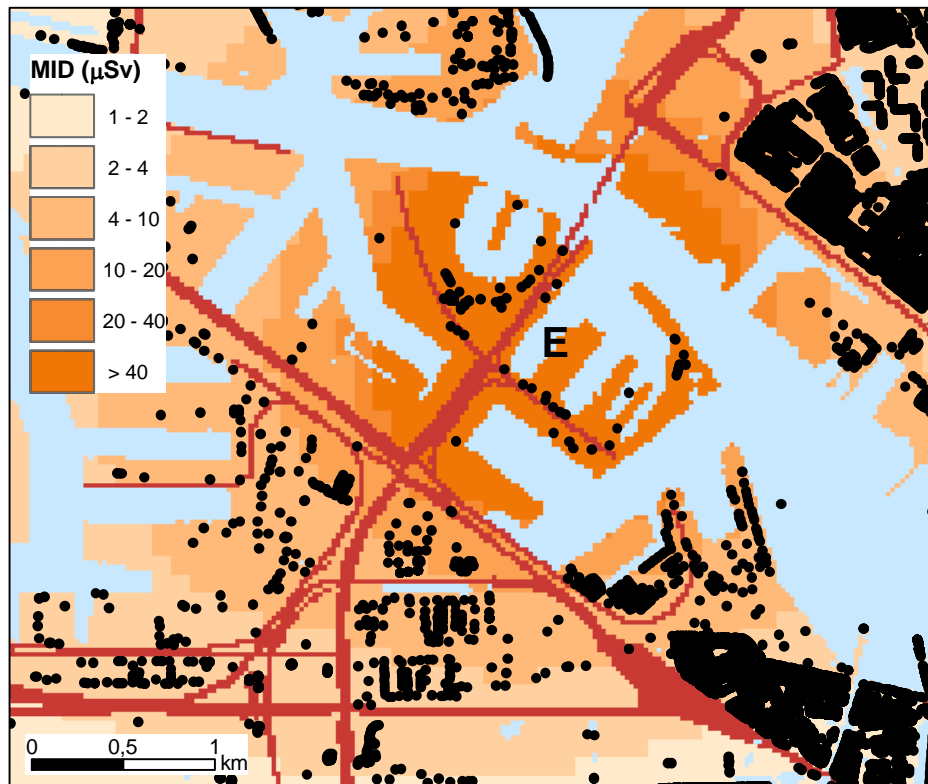
Eggerding handelt in minerale zanden, ertsen en mineralen. Er worden grondstoffen op- en overgeslagen. De werkzaamheden bestaan uit het verpakken, malen en zeven van de producten. De stralingsbelasting wordt veroorzaakt door stofemissie uit ventilatiekanalen en door verwaaiing tijdens op- en overslag. Verder vindt er lozing op water plaats door verwaaiing en wordt er bedrijfsafvalwater geloosd. Door de opslag van natuurlijke radioactieve stoffen is er ook een bijdrage door externe straling.

Eggerding heeft in 1994 een vergunning gekregen [36], die nog steeds geldig is. De volgende zaken zijn in de vergunning geregeld. De activiteit die maximaal voorhanden mag zijn, bedraagt 2000 GBq voor de totale activiteit van de ^{232}Th -reeks, 300 GBq voor de totale ^{235}U -reeks en 8000 GBq voor de totale ^{238}U -reeks. De limieten voor lozingen in lucht bedragen $0,3 \text{ GBq.a}^{-1}$ voor α -stralers via lozingskanalen, $0,24 \text{ GBq.a}^{-1}$ voor β -stralers via lozingskanalen, $0,4 \text{ GBq.a}^{-1}$ voor α -stralers via diffuse verspreiding en $0,3 \text{ GBq.a}^{-1}$ voor β -stralers via diffuse verspreiding. De limieten voor lozingen in water bedragen 4 GBq.a^{-1} voor α -stralers en 3 GBq.a^{-1} voor β -stralers. Bovendien moet de stofconcentratie bij de lozingskanalen naar lucht lager dan 10 mg.m^{-3} zijn en mag de AID buiten de terreingrens maximaal $40 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ bedragen.

Een vergelijking met de werkelijke lozingen in water en lucht is niet mogelijk, aangezien die niet gerapporteerd zijn: de gerapporteerde waarden voor 1994 en 1995 zijn in een eerder RIVM-rapport [3] te vinden.

Naast de dosis door de opslag van de ertsen is er nog een bijdrage door de stofuitstoot van de maalmolens. In een rapport van de Environmental Radioactivity Research and Consultancy Group [37] wordt de daardoor veroorzaakte MID berekend met de DC's uit het RIBRON-rapport [38]. De grootste bijdrage ($4,7 \mu\text{Sv.a}^{-1}$) wordt veroorzaakt door inhalatie, terwijl externe straling en ingestie als gevolg van droge en natte depositie een bijdrage leveren van respectievelijk 0,8 en $0,15 \mu\text{Sv.a}^{-1}$. Mede gezien de zeer beperkte beschikbaarheid van de gegevens van dit bedrijf (sinds 1995 worden geen jaarrapportages meer opgesteld), is de variatie van de dosis in de tijd niet nader onderzocht.

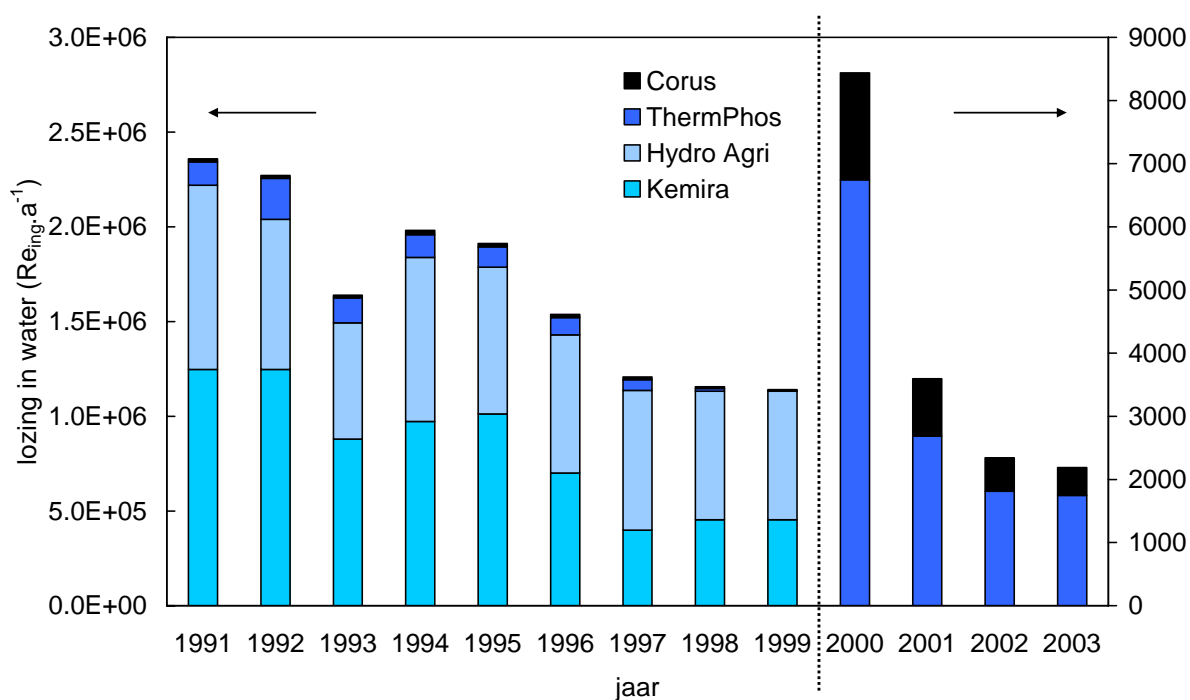
In het NNI-rapport [8] is een schatting gedaan van de bron (een fractie van de opgeslagen ertsen verwaait tussen opslag en overslag). Dezelfde bronschatting (uit Tabel F.16 in [8]) is gebruikt voor de berekening van de MID met het KREM-model (zie Figuur 16). Volgens deze ruwe schatting, noodgedwongen gebaseerd op verouderde gegevens, is de MID buiten de terreingrens hoger dan $40 \mu\text{Sv}$, hetgeen consistent is met de in een eerdere rapport (Tabel 7 van [3]) vermelde overschrijding van de limiet voor externe straling. Omdat het terrein van Eggerding grenst aan andere bedrijfsterreinen (ABC-factor 0,2) en aan wateren bestemd voor de beroepsscheepsvaart (ABC-factor 0,01), bedraagt ook in deze schatting de AID buiten het terrein minder dan $10 \mu\text{Sv}$.



Figuur 16 Schatting van de MID rondom Eggerding (de locatie is door de letter E aangegeven). In rood zijn hoofdwegen en spoorwegen weergegeven, zwart geeft bebouwing aan.

2.6.4 Vergelijking van relevante lozingen

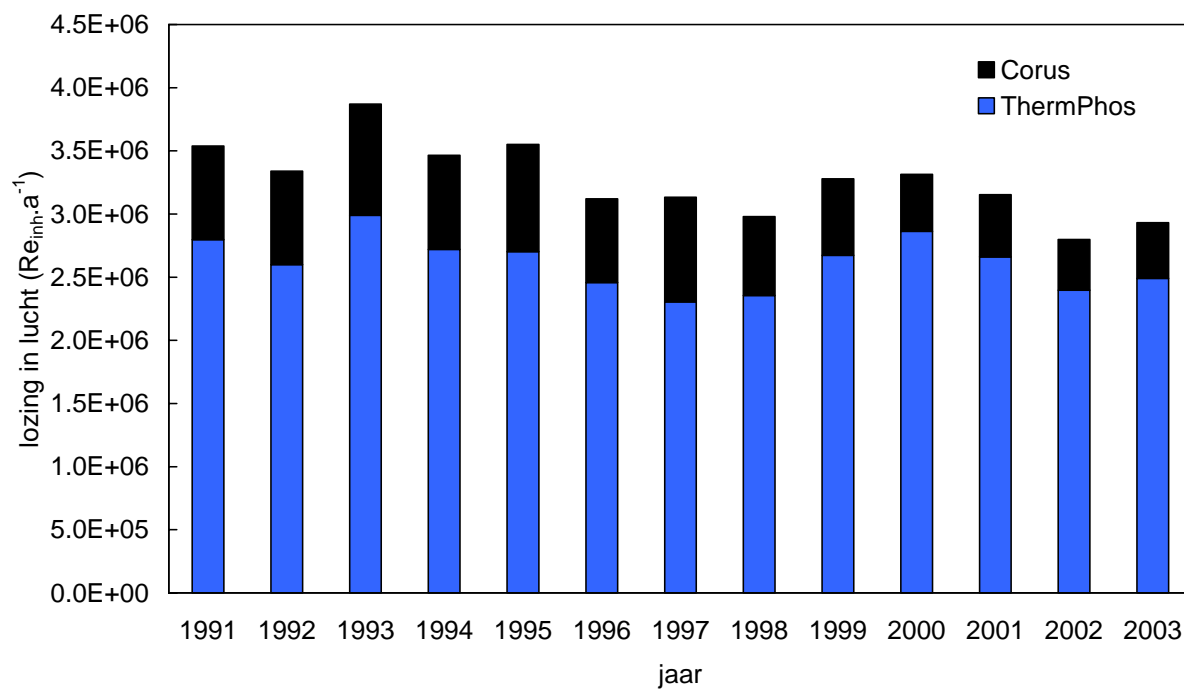
Een overzicht van alle lozingen naar water vanaf 1991 van alle relevante lozers (inclusief de nu gesloten kunstmestfabrieken Kemira en HydroAgri) is in Figuur 17 gegeven. De positieve invloed van in de voorgaande jaren genomen maatregelen om de lozing naar water te beperken blijft zichtbaar.



Figuur 17 Lozingen in water door de procesindustrie (voor ThermPhos⁷ is ieder jaar een gemiddelde van dat jaar en de twee voorgaande jaren gegeven). N.B. de lozingsgegevens voor de jaren 1991 tot en met 1999 zijn weergegeven op de linkeras. Voor de andere jaren zijn ze gegeven op de rechteras.

Het niveau van lozingen in lucht (Figuur 18) blijft vrijwel constant en is sinds 2001 meer dan een factor duizend groter dan de lozingen in water.

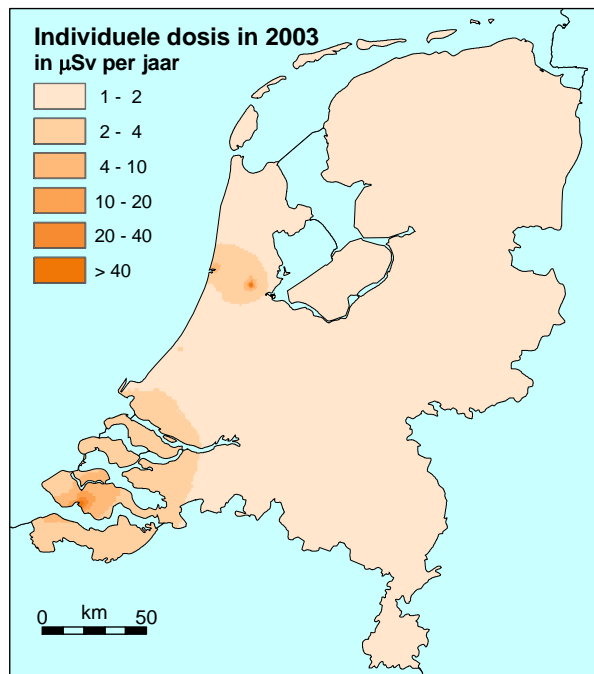
⁷ Een klein verschil van de lozingsdata van 2001 en 2002 t.o.v. het vorige rapport [3] is te wijten aan de onbedoelde verwisseling van de lozingen van ²¹⁰Po en ²¹⁰Pb voor het jaar 2001



Figuur 18 Lozingen in lucht door de procesindustrie (ThermPhos en Corus).

2.6.5 MID door luchtlozingen in Nederland

De bijdrage aan de MID van de bedrijven die in dit rapport afzonderlijk behandeld zijn (ThermPhos, Corus en Eggerding), is in Figuur 19 samengevat: de geschatte jaardosis voor het grootste deel van Nederland (Zeeland en Noord-Holland uitgezonderd) ligt tussen de 1 en 2 μSv .

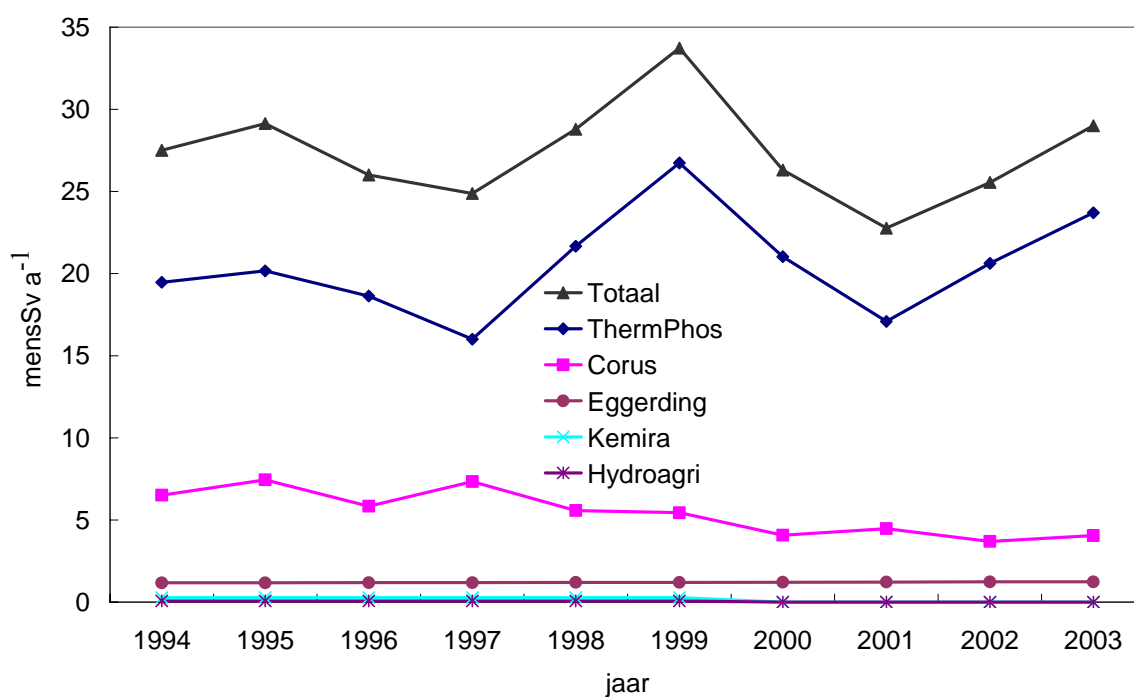


Figuur 19 De MID voor Nederland geschat op basis van de gerapporteerde lozingen in lucht voor het jaar 2003.

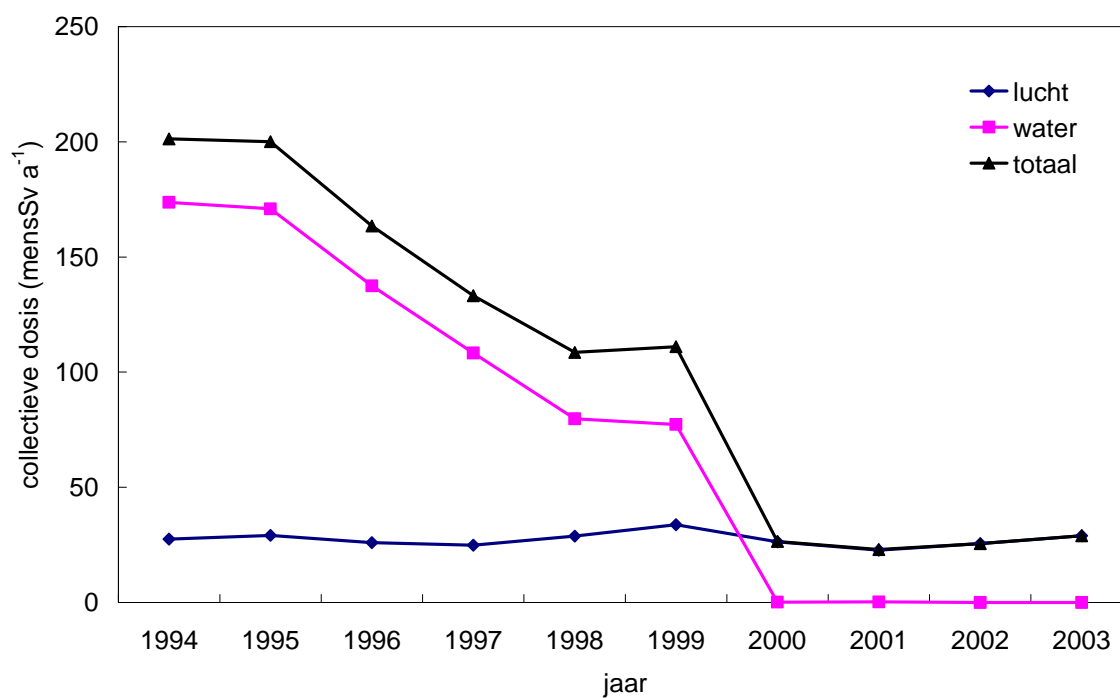
2.6.6 Collectieve dosis

De som van de individuele dosis van elke Nederlander levert de collectieve dosis. Hierbij wordt geen afkapgrens gehanteerd. Die collectieve dosis ten gevolge van alle lozingen in lucht en water door de onderzochte bedrijven binnen de procesindustrie kan nu worden bepaald. De dosis door lozingen in water is berekend als in een voorgaand RIVM-rapport [3]. De dosis door lozingen in lucht is middels het KREM-model bepaald met een over 1990-1999 gemiddelde meteorologie. Deze dosis wordt vermenigvuldigd met een geografisch bestand van de bevolking in 2002 en verder gecorrigeerd voor de veranderingen in de (totale) Nederlandse bevolking in de loop der jaren volgens gegevens afkomstig uit CBS. Deze benadering is anders dan de benadering gebruikt in een voorgaand rapport [3]. De collectieve dosis verschilt hierdoor tot maximaal 6%. Voor ThermPhos en Corus, waarvan de veranderende lozingen in lucht in de loop der jaren bekend zijn, is deze berekende dosis bovendien op basis van de uitgestoten $\text{Re}\cdot\text{a}^{-1}$ geschaald, zie Figuur 20.

De collectieve dosis door lozingen in lucht en water is weergegeven in Figuur 21. De invloed van de meteorologie (bijvoorbeeld een grotere bijdrage aan de ingestiedosis in nattere jaren), die hier niet verdisconteerd wordt, zal maximaal een variatie van 20% op de hier berekende dosis kunnen veroorzaken. Duidelijk is, dat de collectieve dosis fors is afgenomen sinds de sluiting in eind 1999 en begin 2000 van de twee kunstmestfabrieken, Kemira en HydroAgri, in het Rijnmondgebied.



Figuur 20 Collectieve dosis op basis van lozingen in lucht. Voor Kemira en HydroAgri zijn gegevens uit voorgaande rapporten gebruikt.



Figuur 21 Overzicht van de collectieve dosis als gevolg van lozingen van de procesindustrie in lucht en water.

3 Beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling

De beroepsmatige blootstelling in de procesindustrie wordt in dit hoofdstuk beschreven. Een compleet overzicht wordt gegeven in een rapport van NRG [39]. De beroepsmatige blootstelling wordt, anders dan de MID en AID voor leden van de bevolking, gekenmerkt door de persoonsdosis zoals is toegelicht in paragraaf 3.1. Een overzicht van de beroepsmatige blootstelling wordt geduid in kentallen, zoals wordt beschreven in paragraaf 3.2. In paragraaf 3.3 volgt dan een overzicht van de bevindingen op basis van de samenvattende statistiek.

3.1 Dosisgrootheden

Volgens het Besluit Stralingsbescherming [5] moet van de beroepsmatig blootgestelde personen de effectieve dosis worden vastgelegd in het NDRIS. Deze grootheid is evenwel in de praktijk niet met meetinstrumenten vast te stellen. In plaats daarvan wordt met de persoonsdosimeters het persoonlijk dosisequivalent op 10 mm diepte in zacht weefsel gemeten, $H_p(10)$ [40]. In het algemeen is de $H_p(10)$ een conservatieve schatter voor de effectieve dosis (zie ook Bijlage 2 van het Besluit Stralingsbescherming [5]).

3.2 Kentallen van de dosisverdelingen

Bij de analyse van dosisgegevens worden een aantal kentallen toegepast. Deze aan de UNSCEAR [41] ontleende kentallen zijn opgesomd in Tabel 8.

Tabel 8 Belangrijkste kentallen gebruikt bij de statistische analyse van beroepsmatige blootstelling.

Kental	Symbool
Aantal blootgestelde personen in een bepaalde groep	N
Collectieve dosis voor een bepaalde groep (mensSv of mens mSv)	S
Gemiddelde dosis van personen in een bepaalde groep (mSv)	E_{Avg}
De fractie van het aantal personen in een groep met een dosis groter dan E	NR_E
De fractie van de collectieve dosis voor een groep, bijgedragen door personen met een dosis groter dan E	SR_E

Bij de huidige analyse zijn voor E drie waarden gebruikt waardoor 4 dosisgebieden zijn ontstaan: kleiner dan 1 mSv, van 1 tot 6 mSv, van 6 tot 20 mSv en 20 mSv en hoger. Deze waarden zijn ontleend aan de in de regelgeving [5] vastgelegde dosislimieten.

3.3 Samenvattende statistiek

Ertsverwerkende bedrijven waarbij de werknemers een dosis hoger dan 1 mSv kunnen ontvangen moeten een individuele volg dosis voor inwendige besmetting bepalen volgens een door het ministerie van SZW goedgekeurde methode. Deze dosis wordt in het NDRIS opgenomen. Van de 23 geïdentificeerde bedrijven zoals beschreven in paragraaf 2.1 maakten er 8 gebruik van dosimeters die verstrekt zijn door erkende dosimetrische diensten. In het bijzonder in de ertsverwerkende industrie is naast externe blootstelling aan straling ook sprake van inwendige blootstelling door stof met verhoogde concentraties natuurlijke

radioactieve stoffen en radon. Wellicht is het beeld dat het NDRIS geeft van deze blootstellingen nog niet compleet. In Tabel 9 en Tabel 10 staan de dosisgegevens betreffende de blootstelling in de procesindustrie numeriek gegeven en in Figuur 22 staat de collectieve dosis en de verdeling volgens NR_E grafisch gegeven.

Tabel 9 Procesindustrie. Voor 1994 tot en met 2003 de aantallen personen per dosisklasse en totaal (linker deel tabel). Het percentage van de personen dat een jaardosis groter dan respectievelijk 1, 6 en 20 mSv ontving (NR_E) staat in rechter deel van de tabel.

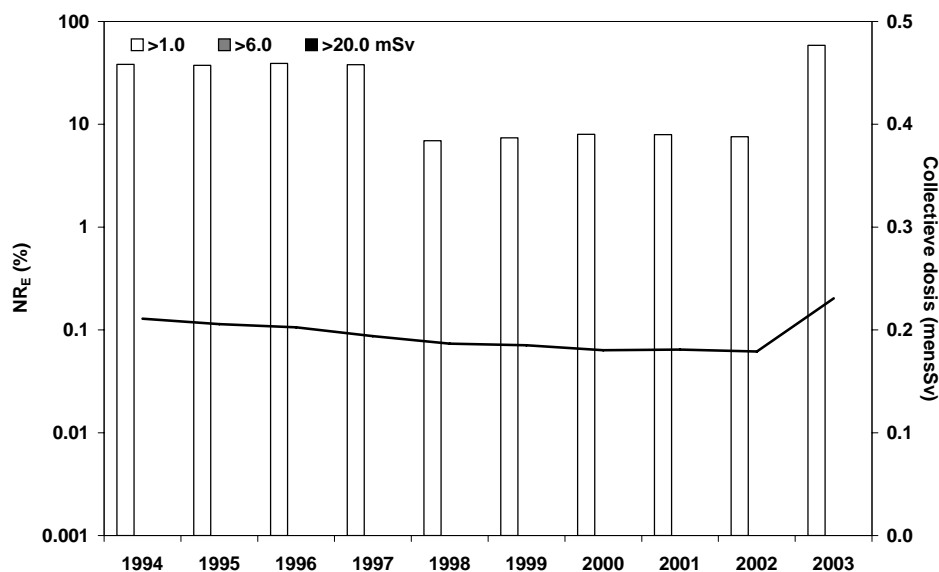
Dosis Jaar	0,0-1,0	1,0-6,0	6,0-20,0	>20	Totaal	>1,0	>6,0	>20,0
	mSv					%		
1994	215	133	0	0	348	38,2	0,0	0,0
1995	214	128	0	0	342	37,4	0,0	0,0
1996	200	128	0	0	328	39,0	0,0	0,0
1997	198	121	0	0	319	37,9	0,0	0,0
1998	296	22	0	0	318	6,9	0,0	0,0
1999	289	23	0	0	312	7,4	0,0	0,0
2000	277	24	0	0	301	8,0	0,0	0,0
2001	279	24	0	0	303	7,9	0,0	0,0
2002	281	23	0	0	304	7,6	0,0	0,0
2003	112	158	0	0	270	58,5	0,0	0,0

Tabel 10 Procesindustrie. Voor 1994 tot en met 2003 de collectieve dosis in mensSv per dosisklasse en totaal (linker deel tabel). Gemiddelde dosis in mSv, E_{Avg} (midden kolom). Verdeling van de collectieve dosis naar personen met een jaardosis groter dan respectievelijk 1, 6 en 20 mSv, SR_E (rechter deel tabel).

Dosis Jaar	0,0-1,0	1,0-6,0	6,0-20,0	>20	Totaal	Gemiddeld mSv	>1,0	>6,0	>20,0
	mensSv						%		
1994	0,06	0,16	0,0	0,0	0,21	0,61	73,9	0,0	0,0
1995	0,06	0,15	0,0	0,0	0,21	0,60	73,1	0,0	0,0
1996	0,05	0,15	0,0	0,0	0,20	0,62	74,2	0,0	0,0
1997	0,05	0,14	0,0	0,0	0,19	0,61	73,2	0,0	0,0
1998	0,16	0,03	0,0	0,0	0,19	0,59	16,8	0,0	0,0
1999	0,15	0,03	0,0	0,0	0,19	0,59	17,9	0,0	0,0
2000	0,15	0,03	0,0	0,0	0,18	0,60	18,3	0,0	0,0
2001	0,15	0,03	0,0	0,0	0,18	0,60	18,3	0,0	0,0
2002	0,15	0,03	0,0	0,0	0,18	0,59	17,2	0,0	0,0
2003	0,04	0,19	0,0	0,0	0,23	0,85	80,6	0,0	0,0

Van de blootgestelde personen waar op deze gegevens betrekking heeft, werkt ruim 90% in de ertsverwerkende industrie. Hierbij wordt in het algemeen het gewenste product uit de smelt van het erts gewonnen. De overblijvende slak bevat verhoogde hoeveelheden natuurlijke radioactieve stoffen ook wel ENORM (Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) genoemd. Blootstelling aan het stof van deze slak bij de verdere verwerking veroorzaakt door inhalatie een beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling die dikwijls boven de 1 mSv per jaar ligt. De in de 6^{de} kolom van Tabel 10 getoonde collectieve doses hebben voor vrijwel 100% betrekking op deze inwendige blootstelling.

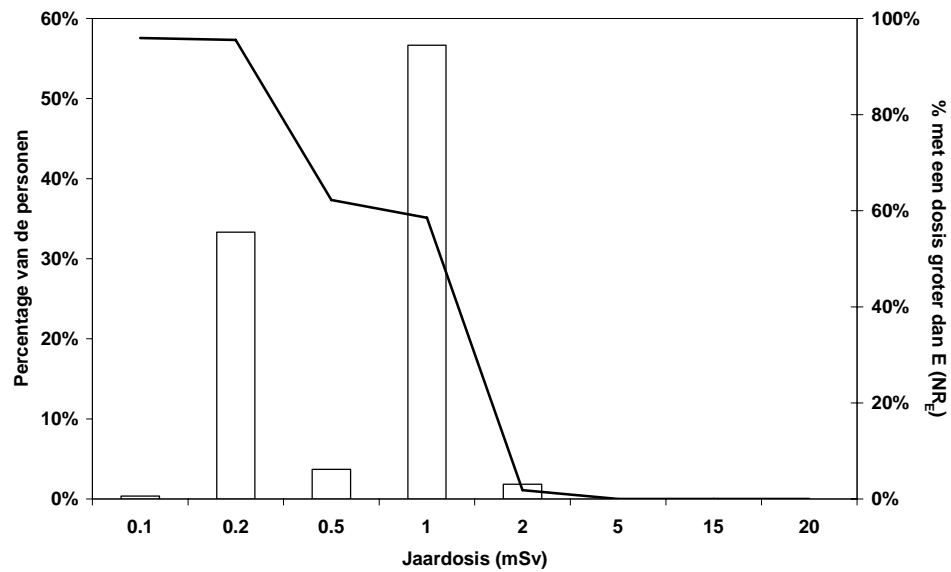
Overschrijdingen van de limiet van 6 mSv per jaar voor beroepsmatig blootgestelde werkers werden in de gerapporteerde periode van 10 jaar niet gevonden.



Figuur 22 Procesindustrie. Percentage personen met een jaardosis hoger dan respectievelijk 1, 6 of 20 mSv (staven en linker as) en de collectieve dosis (lijn en rechter as) voor de jaren 1994 tot en met 2003.

De overige beroepsmatig blootgestelde personen in de bij dit onderzoek betrokken bedrijven, geleidelijk in aantal dalend van bijna 50 in 1994 tot ongeveer 15 in 2003, staan in het NDRIS geregistreerd met diverse soorten werk maar vooral ‘Overige industriële toepassingen’. Geen van deze personen had in de 10 jaren waarop de rapportage betrekking heeft een dosis van meer dan 1 mSv per jaar.

In Figuur 23 staat de dosisverdeling voor 2003 in meer detail weergegeven. Zoals ook valt op te maken uit de 7^{de} kolom van Tabel 9 ontvangt meer dan de helft van de personen een dosis van meer dan 1 mSv per jaar. De met de staven weergegeven verdeling laat een wat vreemd beeld zien. Dit wordt veroorzaakt doordat de doses in de ertsverwerkende industrie niet met individuele dosimeters worden vastgesteld doch worden berekend uit stofmetingen op een aantal werkplekken en op basis van dienstroosters geschatte erbij horende verblijftijd. Hierdoor verdwijnt de gelijkmatige uitsmering van de verdeling over de dosisklassen die bij het gebruik van een persoonlijk controlemiddel wordt geïntroduceerd door statistisch gezien willekeurige verschillen in individuele werkwijze en omstandigheden. Ook de lagere NR_{1mSv} voor de jaren 1998 tot en met 2002 is hiervan het gevolg. Dat het hier gaat om kleine effecten die net maken of een groep personen in de dosisklasse 0-1 mSv of 1-6 mSv terechtkomt, blijkt uit het vrijwel constant blijven van collectieve en gemiddelde dosis.



Figuur 23 Procesindustrie. Frequentie verdeling van de jaardosis van personen werkzaam in de procesindustrie (staven en linker as) en het percentage personen in deze groep met een jaardosis groter dan aangegeven dosis (NRE) (curve en rechter as).

4 Discussie en conclusies

De procesindustrie is een industrie waarin grondstoffen worden omgezet in halffabrikaten of eindproducten door middel van chemische en fysische bewerkingen. Onbedoeld kunnen lozingen optreden van radionucliden in het milieu. Ook is het mogelijk dat een verhoging optreedt van radioactiviteitsconcentraties in het eindproduct. Bij opslag kan de radioactiviteit van grondstoffen, afvalstoffen en het eindproduct van belang zijn.

In 2004 is de ‘Regeling natuurlijke bronnen van ioniserende straling’ (MR-NABIS) uitgekomen. Echter, het effect daarvan op de lozingen en de stralingsdosis veroorzaakt door de procesindustrie is nog niet terug te zien, aangezien dit rapport betrekking heeft op de jaren tot en met 2003.

Voor dit rapport is onderzocht of er hiaten zijn in de kennis rondom lozingen van radioactiviteit in lucht en in water door bedrijven in de procesindustrie. Daartoe is een inventarisatie uitgevoerd naar industrietakken binnen de procesindustrie die mogelijk relevante hoeveelheden radioactiviteit lozen. Een individuele dosisbijdrage van meer dan 1 μSv per jaar werd daarbij als criterium gehanteerd. Deze inventarisatie wees uit dat de eerder onderzochte bedrijven de enige relevante lozers van radioactiviteit zijn.

In het kader van dit rapport is het Ketenmodel Reguliere Emissies (KREM) verder ontwikkeld en toegepast op de relevante bedrijven ter bepaling van de multifunctionele individuele dosis. De uitkomsten van de dosisschattingen zijn daarbij vergeleken met die uit de eerdere Beleidsmonitoringrapportages [2, 3], welke waren gebaseerd op die uit het NNI-rapport [8]. Duidelijk is geworden dat de dosis, vooral door inhalatie, in de directe omgeving van een fosforproducent een veertig procent van de oorspronkelijke schattingen bedraagt. Het belangrijkste verschil wordt veroorzaakt door de toepassing van een onjuiste deeltjesverdeling in de eerdere rapportages. Een andere belangrijke bevinding is dat voor van belang zijnde locaties de weersgesteldheid (van jaar tot jaar) de dosis tot 25% kan beïnvloeden ten opzichte van decenniumgemiddelde meteorologische informatie. Vooral voor vergelijkingen met metingen (en dosisschatting aan de hand daarvan) ter plaatse is dit een cruciaal gegeven en komen de schattingen nu goed met elkaar overeen. Voor de collectieve dosis van de Nederlandse bevolking is de invloed van deze aanpassing in de dosisschatting beperkt. Dit komt omdat de ingestiedosis (na luchtverspreiding van radioactieve stoffen) de collectieve dosis domineert.

Voor de Nederlandse bevolking is de collectieve dosis als gevolg van de lozingen door de procesindustrie fors afgenomen sinds 1994. De afname was sterk tot 2000, toen twee kunstmestfabrieken hun activiteiten in Nederland hebben stopgezet. De gerapporteerde lozingen van radioactieve stoffen in water tonen een sterke daling, zoals reeds in voorgaande jaren te zien was. Niettemin, de collectieve dosis door lozingen in lucht vertoont een lichte stijging sinds 2001.

Ook is de beroepsmatige blootstelling onderzocht met behulp van de gegevens uit het Nationaal Dosisregistratie en Informatiesysteem (NDRIS). De stralingsdosis is bepaald aan de hand van de gemeten externe stralingsdosis én middels stofmetingen op werkplekken en bijbehorende verblijftijd. De dosis door inhalatie bedraagt voor meer dan 50% van de onderzochte medewerkers boven de 1 mSv per jaar (40% van de gemiddelde

stralingsbelasting voor de Nederlander). Echter, een overschrijding van de limiet van 6 mSv per jaar is niet gevonden.

Het beleid om lozingen in water te beperken heeft ertoe geleid dat bedrijven in nieuwe waterzuiveringssystemen hebben geïnvesteerd. Verder is de invloed van het stralingsbeleid zichtbaar op de inkoop van grondstoffen. Zo houdt een bedrijf bij inkoop rekening met de compositie van de grondstoffen, op basis van de van nature aanwezige radionucliden. Deze keuze wordt uiteraard mede bepaald door beschikbaarheid en de kosten van dergelijke grondstoffen.

Referenties

- 1 Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L-159, 29 juni 1996.
- 2 Eleveld H, RO Blaauboer, PC Görts, MPM Janssen, PJM Kwakman, MJM Pruppers, 'Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling in Nederland', Jaarrapport 2001 'Beleidsmonitoring straling', RIVM Rapport 610100001, Bilthoven, 2002.
- 3 Eleveld H, CP Tanzi, H Bijwaard, PJM Kwakman, EJ Meeuwsen, 'Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling in Nederland', Jaarrapport 2003 'Beleidsmonitoring straling', RIVM Rapport 861020003, Bilthoven, 2004.
- 4 Regeling van de Minister van VROM, nr. SAS/20012001144740, houdende analyse van de schadelijke gevolgen van ioniserende straling voor het milieu (Regeling analyse gevolgen ioniserende straling voor het milieu). Staatscourant 2002, nr. 22, 31 januari 2002.
- 5 Bs. Besluit van 16 juli 2001, houdende vaststelling van het Besluit stralingsbescherming. Staatscourant 2002, 49.
- 6 Timmermans CWM en AW Van Weers. Inventarisatie van werkzaamheden met blootstelling aan natuurlijke stralingsbronnen, SZW werkdocument 121, 1999.
- 7 Timmermans CWM en AW Van Weers. Werkzaamheden met blootstelling aan natuurlijke stralingsbronnen; actualisering van de inventarisatie van 1999, SZW werkdocument 200.
- 8 Leenhouts HP, P Stoop en ST van Tuinen, Non-nuclear industries in the Netherlands and radiological risks, RIVM rapport 610053003, Bilthoven, 1996.
- 9 Regeling natuurlijke bronnen van ioniserende straling van 25 augustus 2004, nr. DGM/SAS/2004080182, Staatscourant 184, 24 september 2004.
- 10 Van Jaarsveld, J.A, The Operational Priority Substance Model, RIVM Rapport 500045001, 2004
- 11 Blaauboer, RO, Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling - DOVIS, A. Lozingen in lucht en water, RIVM rapport 610310006, Bilthoven, 2002.
- 12 Bedrijfsgegevens uit EmissieRegistratie Individueel voor de jaren 1992, 1993, 1994 en 1995, TNO en RIVM.
- 13 Nievelsteen B.V., uit Ontwerp-Besluit van Geputeerde Staten van Limburg, Maastricht, 17 december 2002
- 14 RGC Ltd., annual report 1996: Sydney, Australia, p. 6-8, 1997.
- 15 Chen Q., J-P Degrange, M.Y. Gerchikov, Z.K. Hillis, S. Lepicard, E.I.M. Meijne, K.R. Smith, and A. Van Weers, 'Effluent and Dose Control from European Union NORM Industries Assessment of Current Situation and Proposal for a Harmonised Community Approach, Part I: Main Report', European Commission contract B43040/2001/326105/MAR/ C4, Final Report, 2003.
- 16 ThermPhos, Radiologische jaarverslag 1998 en meetplan 1999, Vlissingen.
- 17 Erkens WHH, 'Stralingsbelasting electro-thermische fosfor productie, deel 1: De inhalatiedosis voor operators', NVS nieuws 2003/1, 18-24, 2003.
- 18 Hoechst Hoge Hil N.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; wijziging voorschriften t.b.v. vestiging te Vlissingen, I-SZW/CK/U/KEW nr. 94/3380S, 28 december 1994, Den Haag.

- 19 ThermPhos International B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; ivm complexvergunning en intrekking vergunningen tbv opdeling Hoechst Holland NV, aan de nieuwe vergunninghouders, AI/CK/VCR/KEW nr. 1998/1538 S, 23 november 1998, Den Haag.
- 20 ThermPhos International B.V., AI/CK/VCR/KEW nr. 2002/42327, 8 mei 2003, Den Haag.
- 21 Erkens WHH, PMJA Hermans, en CWM Timmermans, 'Stralingsbelasting electrothermische fosfor productie, deel 2: De inhalatiedosis in de wegenbouw', NVS nieuws 2003/2, 10-13, 2003.
- 22 HW Köster, Aanvullende schattingen van de stralingsbelasting t.g.v. lozingen van ^{210}Pb en ^{210}Po door de fosforfabriek van Hoechst in het Sloegebied, RIVM Rapport 248103038, 1988
- 23 ThermPhos, Radiologische jaarverslag 1999 en meetplan 2000, Vlissingen.
- 24 ThermPhos, Radiologische jaarrapportage 2000 en meetplan 2001, Vlissingen
- 25 ThermPhos, Radiologische jaarrapportage 2001 en meetplan 2002, Vlissingen
- 26 Hoogovens groep B.V. Vergunning DGA/G/SHV No. 92/2697S, 1 oktober 1992.
- 27 Hoogovens Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; wijziging vergunning t.b.v. Hoogovens Staal B.V. te IJmuiden, AI/CK/VCR/KEW nr. 97/1911 S, 13 november 1997.
- 28 Hoogovens Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; wijziging vergunning t.b.v. Hoogovens Staal B.V. te IJmuiden, AI/CK/VCR/KEW nr. 97/2493 S, 13 januari 1998.
- 29 Hoogovens Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; wijziging vergunning t.b.v. Hoogovens Staal B.V. te IJmuiden, AI/CK/VCR/KEW nr. 98/1434 S, 21 augustus 1998.
- 30 Hoogovens Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; complexvergunning, AI/CK/VCR/KEW nr. 98/469 S, 7 mei 1998.
- 31 Corus Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; AI/CK/B/KEW nr. 2002/49337, 14 november 2002.
- 32 Vergunningaanvraag Kerneregiewet Corus Staal BV IJmuiden, Juni 2002
- 33 Hoogovens Staal B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; wijziging vergunning t.b.v. Hoogovens Staal B.V. te IJmuiden, AI/CK/VCR/KEW nr. 96/3038 S, 13 mei 1997.
- 34 Krijgsman JC. Conceptnotitie: Beperking van lucht- en waterzijdige emissies van radioactieve stoffen bij Hoogovens Staal, Hoogovens, IJmuiden, 1996.
- 35 Corus, Jaarverslag Stralingshygiëne betreffende de locatie IJmuiden, 2003, Deel 2: Emissies, juni 2004
- 36 Expeditie- en Veembedrijf Eggerding en Co. B.V., Besluit stralenbescherming Kernenergiewet; vergunning t.b.v. verwerking van industriemineralen en industriële halffabrikaten, ISZW/CK/U/KEW nr.94/1499S, 26 mei 1994.
- 37 Van der Graaf ER en RJ de Meijer. Analyse van de stralingsrisico's tengevolge van door Maalwerk Amsterdam BV in de lucht geloosde stoffen. Environmental Radioactivity Research and Consultancy Group rapport S43, Groningen, 1998.
- 38 Laheij GMH, RO Blaauboer en JFMM Lembrechts. Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden – Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON) – EERSTE HERZIENE VERSIE. RIVM rapport 610053005, Bilthoven, 1996.
- 39 Van Dijk JWE, Statistische analyse van de dosis als gevolg van beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling 1994-2003, NRG-rapport K5098/04.063141 RE/JvD/VL, Arnhem, 2004.

-
- 40 International Commission on Radiation Units and Measurements, Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry, ICRU Report 51, Bethesda, 1993.
 - 41 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of Ionizing Radiation, Annex E, Occupational Radiation Exposures, UNSCEAR (2000) New York.

Bijlage A Afkortingen

AID	Actuele Individuele Dosis
BS	Besluit Stralingsbescherming
DC _{ing}	dosiscoëfficiënten voor ingestie
DC _{inh}	dosiscoëfficiënten voor inhalatie
DOVIS	Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling
KNMI	Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut
KREM	Ketenmodel Reguliere Emissies
LSO	Laboratorium voor Stralingsonderzoek
MID	Multifunctionele Individuele Dosis
MR-AGIS	Ministeriële Regeling Analyse Gevolgen van Ioniserende Straling
MR-NABIS	Ministeriële Regeling Natuurlijke Bronnen van Ioniserende Straling
NDRIS	Nationaal Dosisregistratie en Informatiesysteem
NRG	Nuclear Research and consultancy Group, Petten/Arnhem
Re	Radiotoxiciteitsequivalent
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
Sec	in seculair evenwicht met dochternucliden
SZW	Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu

Bijlage B Ketenmodel Reguliere Emissies

Het Ketenmodel Reguliere Emissies KREM (versie 1.4) berekent de Multifunctionele Individuele Dosis voor reguliere luchtlozingen. De berekening van de verspreiding (emissie, dispersie, transport en depositie) van de luchtlozingen vanuit een bron vindt plaats door middel van een atmosferisch dispersiemodel. Het model berekent zowel de activiteitsconcentratie in lucht als de activiteit per oppervlakte-eenheid op land, door middel van droge depositie en natte depositie via neerslag. Voor dit rapport is het OPS-model gebruikt [10]. De reikwijdte van het voor dit rapport gebruikte model, OPS-versie 4.1, is van ongeveer 100 m van de bron tot heel Nederland. De benodigde meteorologische gegevens zijn beschikbaar als gemiddelde over ruimte (Nederland is verdeeld in zes regio's) en tijd (ieder jaar vanaf 1981 tot en met 2003 en het decennium 1990-99).

Ten behoeve van berekeningen rondom vergunningverlening kan het PLUIMPLUS-model vanuit KREM worden gekozen. Dit model is een implementatie van het Nieuw Nationaal Model voor de luchtverspreiding van luchtverontreiniging uit bronnen voor korte afstanden [42]. Dit model berekent de luchtverspreiding binnen een straal van 25 km rondom de bron.

De blootstelling wordt berekend voor:

a - inhalatie

b - ingestie

- van groenten uit eigen moestuin (lokaal)
- van groenten afkomstig van een grotere gedeelte oppervlak (regionaal):
 - Nederland (in dit rapport)
 - radius van 25 km vanuit de bron
 - COROP gebieden

c - externe bestraling afkomstig van radioactief materiaal

- in de lucht (submersie voor een mens in het vrije veld)
- op de grond (groundshine)

Voor de soort en hoeveelheden nucliden die gevolg zijn van reguliere lozingen zijn inhalatie en ingestie de belangrijkste blootstellingswegen. De (multifunctionele individuele) dosisberekening wordt gedaan analoog aan DOVIS-A [11].

Lozingen in water en de opname van radioactiviteit in vis en/of schelpdieren, die voor dit rapport alleen relevant zijn voor de Westerschelde, zijn niet in KREM opgenomen, maar worden door een separaat watermodel berekend.

Voor de berekening van ingestie van vanuit de lucht op het land gedeponeerde radioactiviteit worden de volgende belastingspaden gemodelleerd:

- activiteit in de bodem⁸ - gewas - mens
- activiteit in de bodem⁸ - gras - vee -
 - melk – mens
 - vlees - mens

Ook de bijdrage van het direct opeten van besmette grond door het vee wordt verdisconteerd.

⁸ besmetting van het gewas en gras vindt ook plaats door depositie tijdens de groei op bovengrondse plantdelen en de opname van besmette water via het blad

B.1. Inhalatie

De effectieve jaardosis (Sv) door inhalatie, E_{inh} , wordt berekend uit:

- de heersende concentratie van radioactieve stoffen in de lucht,
- het ademhalings tempo,
- de dosiscoëfficiënt.

$$E_{inh} = \sum_i C_{i,a} \cdot I_{inh} \cdot DC_{inh,i}$$

$C_{i,a}$: concentratie radionuclide i in lucht (Bq m⁻³)
 $I_{inh} = 8300 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$: inhalatietempo [11] (m³ a⁻¹)
 $DC_{inh,i}$: dosiscoëfficiënt voor inhalatie door volwassene van radionuclide i (Sv Bq⁻¹)

De toegepaste dosiscoëfficiënt is door de EU voorgeschreven [1] en door de Nederlandse overheid overgenomen in het Besluit stralingsbescherming [5]. Zie ook Tabel 14 in paragraaf B.11 voor het inhalatietempo.

B.2. Ingestie

De effectieve jaardosis (Sv) ten gevolge van besmette voedingsproducten, E_{ing} , wordt berekend met

$$E_{ing} = \sum_{v,i} C_{i,v} \cdot Q_v \cdot I_{ing,v} \cdot DC_{ing,i}$$

$C_{i,v}$: concentratie radionuclide i in product v (Bq l⁻¹ of Bq kg⁻¹)
 $I_{ing,v}$: hoeveelheid geconsumeerd product v (l a⁻¹ of kg a⁻¹)
 Q_v : retentiefactor geconsumeerd product v (-)
 $DC_{ing,i}$: dosiscoëfficiënt radionuclide i voor ingestie (Sv Bq⁻¹)

De berekeningswijze van de radionuclideconcentratie $C_{i,v}$ (Bq kg⁻¹) in voedingsproducten is een functie van het (plaatsafhankelijke) depositietempo B_i (Bq m⁻² a⁻¹), dat wil zeggen de activiteit per oppervlakte eenheid per jaar die berekend wordt door het luchtverspreidingsmodel. Voor een afleiding van $C_{i,v}$ wordt verwezen naar andere paragrafen [B.7, B.8, B.9].

Voor de jaarlijkse hoeveelheden van ieder geconsumeerd product wordt verwezen naar het voedselpakket (zie Tabel 11). De toe te passen dosiscoëfficiënten zijn afkomstig van de ICRP. Deze zijn later overgenomen door de EU en in het Nederlandse beleid geïmplementeerd. De retentiefactor Q_v , voor ieder product v , is de totale hoeveelheid radionuclide na bereiding gedeeld door de totale hoeveelheid vóór bereiding.

Voor de berekening van de bijdrage van ingestie aan de MID wordt de som van genomen van zowel de lokale als de regionale ingestiedosis. De lokale ingestiedosis wordt bepaald door de concentratie van de radionuclides in bladgroente (3,5 kg) afkomstig uit eigen moestuin ($Q_v=60\%$), terwijl de regionale ingestiedosis wordt bepaald door aan te nemen dat de

jaarlijkse consumptie (moestuin afgezonderd) is afkomstig uit een bredere regio. In dit rapport wordt verondersteld dat de jaarlijkse consumptie, zoals gegeven in Tabel 6, geheel afkomstig is van Nederlands grondgebied. De wijze waarop de regionale dosis wordt berekend is in de volgende paragraaf beschreven.

B.3. Berekening ingestiedosis op basis van landgebruik

Voor informatie over het telen van gewas in Nederland wordt er gebruik gemaakt van een database die het landbouwgebruik in kaart brengt (LGN4). Het referentiejaar is 1999 voor de westelijke en 2000 voor de oostelijke provincies. De landgebruiksdatabase bevat informatie over het landgebruik in roosterzellen van 25 meter. Hierbij worden 39 klassen landgebruik onderscheiden. Voor het bepalen van de ingestiedosis zijn de 39 klassen die erin voorkomen teruggebracht naar de 4 klassen waarin voor de dosisberekening de teelt wordt verdeeld:

- ‘graan’, waaronder maïs en granen zijn gebracht,
- ‘knolgewas’, waaronder aardappelen zijn gebracht,
- ‘groente’, waaronder bieten en andere landbouwgewassen zijn gebracht (dit is conservatief: van het merendeel van de bieten zal suiker van worden gemaakt)
- ‘gras’, waaronder ook gras in bebouwd gebied wordt gebracht.

Deze klassenindeling is in Figuur 24 geïllustreerd.

De andere klassen, bijvoorbeeld zoet- en zoutwater, stedelijk gebied, glastuinbouw, bollen en boomgaard, worden overgeslagen, omdat deze niet van belang zijn in de berekening. Voor de berekening van de ingestiedosis in het KREM-model wordt gebruik gemaakt van een rooster met cellen van 1x1, 2x2 of 5x5 km². Aan ieder receptorpunt is de meest voorkomende klasse binnen een rooster cel toegewezen: de berekening voor de 1x1 km² rooster is nauwkeuriger maar meer rekenintensief.

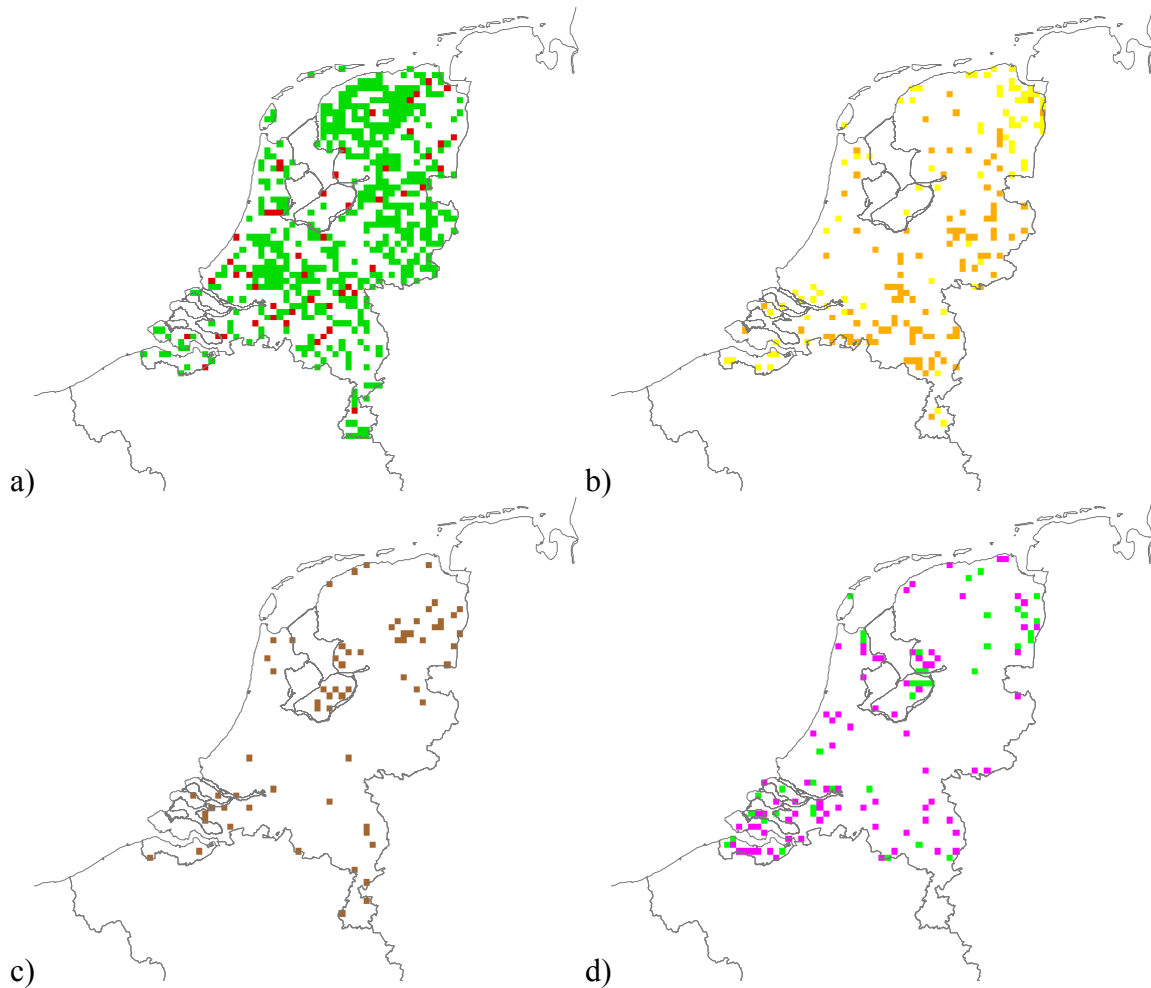
Voor ieder receptorpunt wordt (voor ieder nuclide i) de activiteit per oppervlakte eenheid B [Bq m⁻²a⁻¹] door middel van de OPS-verspreidingsmodel berekend. De bijbehorende concentratiecoëfficiënt C voor ieder gewas [Bq kg⁻¹], de jaarlijkse consumptie van ieder gewas⁹ (verdeeld in de bovengenoemde klassen), vlees en melk I ([kg] of [l]), en de retentiefactoren Q_v bepalen de jaarlijks ingenomen activiteit A_{ing} afkomstig van depositie van radionucliden over heel Nederland:

$$A_{\text{ing}} [\text{Bq}] = \left(\sum_{\text{klasse}} C_{\text{klasse}} * I_{\text{klasse}} * Q_{\text{klasse}} \right) + C_{\text{vlees}} * I_{\text{vlees}} * Q_{\text{vlees}} + C_{\text{melk}} * I_{\text{melk}} * Q_{\text{melk}}$$

Door middel van de DC_{ing} [Sv Bq⁻¹] conversiefactor wordt voor ieder nuclide de ingestiedosis E_{ing} [Sv] afkomstig van voedsel uit heel Nederland bepaald:

$$E_{\text{ing}} [\text{Sv}] = A_{\text{ing}} [\text{Bq}] * DC_{\text{ing}} [\text{Sv Bq}^{-1}].$$

⁹ Voor gras - dat niet direct door de mens wordt ingenomen - gelden eigenlijk de concentratiecoëfficiënten voor melk, C_{melk} [Bq l⁻¹], en vlees, C_{vlees} [Bq kg⁻¹]



Figuur 24 Meest voorkomend gewas op een regulier rooster van 5 km: a) gras (rood in stedelijke gebieden), b) graan (maïs in donker oranje), c) knolgewas (aardappelen) en d) groente (bieten in paars).

B.4. Dosis door externe straling vanaf de bodem

Radionucliden in of op de bodem zijn verantwoordelijk voor een bijdrage aan directe, externe straling. Deze bijdrage wordt ontvangen door een persoon die zich op die bodem bevindt, en wordt 'groundshine' genoemd. Bij het berekenen van de dosis door externe straling (voor een continu verblijf gedurende het jaar op een besmette bodem) wordt gebruikt:

$$E_{\text{ext,bodem}} = \sum_i C_{i,\text{grond}} \cdot e_{\text{grond},i}$$

$E_{\text{ext,bodem}}$: dosis door externe straling vanaf de bodem (Sv a^{-1})
 $C_{i,\text{grond}}$: concentratie radionuclide i op of in de bodem (Bq m^{-2})
 $e_{\text{grond},i}$: dosiscoëfficiënt voor externe straling door radionuclide i op de bodem (Sv a^{-1} per Bq m^{-3})

Voor de berekening van de verschillende bijdragen van radionucliden op en in de bodem dient uitgegaan te worden van de concentraties zoals die na 25 jaar normale activiteit zouden zijn opgebouwd in de bodem. De te gebruiken dosiscoëfficiënten zijn van Kocher en Sjoeren [43, 44].

B.5. Dosis door externe straling vanuit de lucht

Hier is alleen de bestraling vanuit een wolk van radionucliden waar men zich bevindt, ook wel submersie genoemd, berekend:

$$E_{\text{ext,lucht}} = \sum_i C_{i,\text{lucht}} \cdot DC_{\text{sub},i}$$

$E_{\text{ext,lucht}}$: dosis door externe straling vanuit de omringende lucht (Sv a^{-1})

$C_{i,\text{lucht}}$: concentratie radionuclide i in de lucht (Bq m^{-3})

$DC_{\text{sub},i}$: dosiscoëfficiënt voor externe straling door radionuclide i in de lucht (Sv a^{-1} per Bq m^{-3})

De te gebruiken dosiscoëfficiënten zijn van Kocher [43], behalve voor edelgassen, dan dient gebruik gemaakt te worden van Tabel 7 in het Besluit Stralingsbescherming [5]. De berekende dosis $E_{\text{ext,lucht}}$ is voor een verblijf buitenshuis (de dosiscoëfficiënten worden berekend voor een individu die wordt blootgesteld aan een ‘halfoneindige wolk’).

B.6. Multifunctionele Individuele Dosis

De MID wordt berekend als de som van de bovengenoemde belastingspaden:

$$\text{MID (Sv)} = E_{\text{inh}} + E_{\text{ing}}(\text{moestuin}) + E_{\text{ing}}(\text{regionaal}) + 0,25 * (E_{\text{ext,bodem}} + E_{\text{ext,lucht}})$$

Zowel voor de dosis vanuit de bodem en vanuit de lucht wordt, rekening houdend met de afscherming van het huis en van de verblijfstijd binnenshuis, een factor 0,25 toegepast, volgens MR-AGIS. Voor de procesindustrie is deze bijdrage aan de MID vrijwel verwaarloosbaar.

Meestal zal vlakbij de bron de inhalatiedosis bepalend zijn, gevolgd door de bijdrage van ingestie van bladgroente uit de moestuin. Verder van de bron zal de (conservatief berekende) bijdrage van het voedselpakket uit heel Nederland bepalend zijn. De laatste factor is enkele orden van grootte lager (Tabel 15). De dosis door consumptie van het voedselpakket, $E_{\text{ing}}(\text{regionaal})$, wordt berekend zoals beschreven in de volgende paragraaf.

B.7. Concentratie in gewassen

De concentratie $C_{i,v}(\text{Bq kg}^{-1})$ in (het eetbare gedeelte van) gewassen is van belang zowel voor directe inname van landbouwproducten door de mens, als voor indirecte inname, dat wil zeggen via de ingestie van de besmette gewassen door vee. De besmette veeproducten, zoals vlees en melk, zijn weer een bron van besmetting voor de mens. Dit is beschreven in paragraaf B.9.

Besmetting van gewassen kan het gevolg zijn van

- interceptie van atmosferische depositie en besmet irrigatiewater (eerste deel van onderstaande vergelijking)
- opname via de wortels uit besmette grond (tweede deel vergelijking van onderstaande vergelijking).

De tijd die is verlopen sinds het oogsten van het gewas is ook van belang voor het activiteitsgehalte dat bij consumptie wordt teruggevonden (dit speelt een rol voor kortlevende radionucliden, derde deel van de volgende vergelijking).

De concentratie $C_{i,v}$ wordt dus berekend met de volgende vergelijking [11]:

$$C_{i,v} = (B_i R_i \frac{(1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})t_a})}{Y(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})} + C_{i,grond} B_{i,gewas}) e^{-\lambda_{o,i}t_b}$$

-----1----- ---2--- ---3---

B_i	: depositietempo van radionuclide i	(Bq m ⁻² a ⁻¹)
$B_{i,gewas}$: concentratiecoëfficiënt radionuclide i voor bodem → gewas (Bq kg ⁻¹ versgewicht plant)/(Bq kg ⁻¹ droge grond)	(zie Tabel 15)
$C_{i,grond}$: concentratie radionuclide i in de grond, zie paragraaf B.8	(Bq kg ⁻¹)
R_i	: weerhouden fractie van radionuclide i door het gewas (zie verder)	(-)
t_a	: tijd van blootstelling aan depositie (zie Tabel 13)	(a)
t_b	: tijd verlopen tussen oogst en consumptie	(a)
Y	: jaarlijkse opbrengst	(kg m ⁻²)
$\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i	(a ⁻¹)
$\lambda_{w,i}$: biologische verwijderingsconstante radionuclide i	(a ⁻¹)

De biologische verwijderingsconstante is het gevolg van bijvoorbeeld vraat, erosie, neerslag, afsterven (in dit rapport altijd $\lambda_{w,i} = 17,98 \text{ a}^{-1}$ [11]); de jaarlijkse opbrengst Y en de tijd t_a dat de gewassen op het land blootgesteld aan depositie blijven zijn gegeven in Tabel 13. De concentratiecoëfficiënt $B_{i,gewas}$ voor bodem naar gewas wordt gegeven in Tabel 15 (van paragraaf B.12) voor ieder radionuclide i .

Slechts een deel van de radioactiviteit deponeert op de bodem en kan dan via die bodem en de wortels een besmetting van een gewas geven. Deels wordt de depositie ook al ‘onderschept’ door het gewas dat op het veld staat. De door het gewas weerhouden fractie, R , wordt bepaald door:

$$R = 1 - e^{-\mu_{\text{gewas}} Y}$$

Y	: massa van het op het land staande gewas (jaarlijkse opbrengst)	(kg m ⁻²)
μ_{gewas}	: interceptieconstante van gewas	(m ² kg ⁻¹)

De concentratie van radionuclide i in de grond wordt in de volgende paragraaf besproken.

B.8. Concentratie in grond

De concentratie in de grond $C_{i,grond}$ is functie van de verwijderingscoëfficiënt (door uitspoeling) κ_i van het radionuclide i uit de bodem (zie hieronder voor de berekening van κ_i). Het wordt aangenomen dat de nucliden homogeen verdeeld zijn in de bovenste grondlaag,

waar de dichtheid constant wordt aangenomen. Het volgt¹⁰ dat de besmetting van grond (eerder genoemd in B.7) is

$$C_{i,grond} = \frac{1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \kappa_i) t_d}}{\rho h (\lambda_{o,i} + \kappa_i)} B_i$$

B_i	: depositietempo van radionuclide i	(Bq m ⁻² a ⁻¹)
ρ	: dichtheid, ca. 1300 kg m ⁻³	(kg m ⁻³)
h	: dikte bodemlaag, 0,2 m (voor grasland: 0,1 m)	(m)
t_d	: tijd van blootstelling aan depositie (25 jaar)	(a)
$\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i	(a ⁻¹)

Voor de berekeningen in dit rapport wordt een blootstelling na 25 jaar depositie aan iedere bron verondersteld.

Uitspoeling

Radionucliden die door atmosferische depositie op land worden gebracht, zullen binden aan bodemdeeltjes, door percolerend water langzaam uitgespoeld worden en verdwijnen uit de laag waarin biologische activiteit optreedt. De overdrachtscoëfficiënt κ_i die de verwijdering uit de bodem door uitspoeling (percolerend water) beschrijft is in DOVIS-A [11] gegeven als:

$$\kappa_i = \frac{P + I - E_{\text{evap}}}{\theta h (1 + \frac{K_{d,i} \rho}{\theta})}$$

P	: neerslag	(m a ⁻¹)
I	: irrigatie, ca. 0,1 m a ⁻¹	(m a ⁻¹)
E_{evap}	: verdamping, $P - E_{\text{evap}}$ = neerslagoverschot bedraagt ca. 0,35 m a ⁻¹	
$K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt in bodem voor radionuclide i	(m ³ kg ⁻¹)
θ	: relatief vochtgehalte, ca. 20%	(-)
ρ	: dichtheid, ca. 1300 kg m ⁻³	
h	: dikte bodemlaag, 0,2 m (voor grasland: 0,1 m)	

Deze parameterwaarden zijn samengevat in Tabel 12. De distributiecoëfficiënt in bodem K_d is in Tabel 15 voor de hier relevante nucliden gegeven.

B.9. Concentratie in melk en vlees (rund en schaap)

De besmetting van vee gebeurt niet alleen door ingestie van besmette gewassen, maar ook door ingestie van besmette grond (dat is minder dan 1% van het totale voeder gewicht, zie Tabel 12). De concentratie in het veevoer is berekend voor ieder nuclide i in paragraaf B.7 voor gras $C_{i,gras}$ (Bq kg⁻¹) en voor grond $C_{i,grond}$ (Bq kg⁻¹) in paragraaf B.8.

¹⁰ Dit is de oplossing van vergelijking 14 van DOVIS-A voor één compartiment (één bodemlaag), géén flux uit de lucht en geen ingroei, en waar de hoeveelheid radionuclide in de bodem is afgeleid van het depositietempo D ($N = \rho h D$).

Met behulp van concentratiecoëfficiënten $F_{m,i}$ en $F_{vl,i}$ kan de concentratie in melk ($C_{i,melk}$) of in vlees ($C_{i,vlees}$) berekend worden:

$$C_{i,melk} = F_{m,i} e^{-\lambda_{o,i} t_b} (C_{i,gras} Q_{gras} + C_{i,grond} Q_{grond})$$

$$C_{i,vlees} = F_{vl,i} e^{-\lambda_{o,i} t_b} (C_{i,gras} Q_{gras} + C_{i,grond} Q_{grond})$$

Q_v	: dagelijkse consumptie van het dier, waar v is grond of gras	(kg d ⁻¹)
t_b	: de tijd verlopen tussen melken/slachten en consumptie van het product (melk of vlees)	(a)
$F_{m,i}$: concentratiecoëfficiënt naar melk voor radionuclide i	(Bq l ⁻¹) per (Bq d ⁻¹)
$F_{vl,i}$: concentratiecoëfficiënt naar vlees voor radionuclide i	(Bq kg ⁻¹) per (Bq d ⁻¹)
$\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i	(a ⁻¹)

De waarden (afkomstig uit DOVIS-A [11]) van $F_{m,i}$ en $F_{vl,i}$ zijn voor de in dit rapport gebruikte nucliden in Tabel 15 (paragraaf B.12) weergegeven.

B.10. De totale conversiecoëfficiënten

Het is mogelijk om de concentratie $C_{i,v}$ voor ieder nuclide i , en voor elke consumptieklasse v (de consumptieclassen v zijn in dit rapport melk, vlees en vier gewasklassen) als functie van één conversiecoëfficiënt $FT_{i,v}$ (m² a kg⁻¹ - voor melk m² a l⁻¹) uit te drukken:

$$C_{i,v} = FT_{i,v} B_i.$$

Hierin is B_i is het depositietempo (Bq m⁻² a⁻¹).

Voor de gewasklassen gras, graan, knolgewas en groente volgt uit de paragrafen B.7 en B.8 (de tweede deel van de vergelijking is de opname via de wortels uit besmette grond):

$$FT_{i,v} = \left(R_i \frac{1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i}) t_a}}{Y(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})} + \frac{1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \kappa_i) t_d}}{\rho h(\lambda_{o,i} + \kappa_i)} B_{i,gewas} \right) e^{-\lambda_{o,i} t_b}$$

en voor vlees en melk

$$FT_{i,(m,vl)} = F_{(m,vl),i} e^{-\lambda_{o,i} t_b} \left(R_i \frac{1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i}) t_a}}{Y(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})} + \frac{1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \kappa_i) t_d}}{\rho h(\lambda_{o,i} + \kappa_i)} (B_{i,gewas} Q_{gras} e^{-\lambda_{o,i} t_b(\text{gras})} + Q_{grond}) \right)$$

Er is geen tijdverloop tussen het groeien van gras en het consumeren daarvan ($e^{-\lambda_{o,i} t_b(\text{gras})} = 1$). De algemene parameterwaarden zijn samengevat in B.11. De totale conversiecoëfficiënten $FT_{i,v}$ zijn voor iedere nuclide en voor iedere gewasklasse, melk en vlees in B.12 weergegeven.

B.11. Algemeen gebruikte parameters*Tabel 11 Gebruikte parameters voor voedselbereiding. Bij het bereiden van voedsel kan een deel van eventueel aanwezige besmetting worden verwijderd.*

Compartment volgens Tabel 15 van DOVIS-A [11]	Jaarconsumptie (kg/a of l/a)	Q_v retentiefactor (uit Tabel 15 DOVIS-A, reductiegetallen)	Jaarconsumptie NNI-rapport [8] (kg/a of l/a)
Bladgroente moestuin	3,5	60 %	15,5
Groente heel Nederland	38,5	50 %	15,5
Graan	71	30 %	19,8
Knolgewas	51	80 %	31
Melk	147	100 %	121
Vlees	10	70 %	6,5

Tabel 12 Algemeen gebruikte parameters

parameter	gebruikte waarde
Irrigatie I (m a^{-1})	0,1
Neerslag overschot $P-E$ (m a^{-1})	0,35
Relatief vochtgehalte θ	0,80
Dichtheid ρ (kg m^{-3})	1300
Consumptie gras door vee (kg vers gewicht/d)	70
Consumptie grond door vee (kg/d)	0,56
Totale te beschouwen periode t_d (jaar)	25

Tabel 13 Enkele gebruikte parameters per consumptieklasse (blootstellingtijd t_a en bewaartijd t_b waarde uit Tabel 14 DOVIS-A [11])

	Groente	Graan	Knolgewas	Gras	Melk	Vlees
Interceptie constante μ_{gewas} [m^2/kg]	0,36	0,13	0,14	2,9		
Jaarlijkse opbrengst Y [kg/m^2]	3,8	0,7	4,6	7,4		
Blootstellingtijd t_a aan depositie [d]	60	60	60	30	n.v.t.	n.v.t.
Bewaartijd tussen productie en consumptie t_b [d] (voor gras: consumptie door dier)	5	100	100	0	3	6
Dikte bodemlaag [m]	0,20	0,20	0,20	0,10	0,20	0,20
Gewicht per oppervlakte bodem [g/m]	260	260	260	130	260	260
(dichtheid ρ [kg m^{-3}]*dikte bodemlaag [m])						

Tabel 14 Factoren voor de berekening van de Multifunctionele Individuele Dosis. Het inhalatietempo voor een volwassen man is afgeleid van Tabel 16 van DOVIS-A [11].

Factoren	DOVIS-A [11]	NNI-rapport [8]
Inhalatietempo ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)	8300	8400
MID afschermingsfactor voor $E_{\text{ext,bodem}}$	0,25	0,2
MID afschermingsfactor voor $E_{\text{ext,lucht}}$	0,25	0,3

De dosiscoëfficiënten voor submersie zijn in Kocher [43] berekend voor een halfoneindige wolk. In MR-AGIS [4] wordt de ID gelijk gesteld aan de MID voor submersie, waar de dosis door submersie alleen voor edelgassen wordt berekend. In de KREM benadering wordt de dosis door submersie voor alle nucliden berekend. In het algemeen is de dosiscoëfficiënt voor submersie tenminste een factor 10^{-3} kleiner dan de inhalatiedosis, en voor de MID wordt dezelfde afscherming voor verblijf binnenshuis toegepast als die voor groundshine geldt.

B.12. Gebruikte parameters voor relevante nucliden

In Tabel 15 zijn de gebruikte parameters samengevat van de nucliden die in dit rapport voorkomen. Uit de Tabellen 8 en 2 van DOVIS-A [11] zijn de volgende gegevens afkomstig:

B_{gewas}	concentratiecoëfficiënt van bodem naar gewas [Bq/kg versgewicht]
F_m	concentratiecoëfficiënt in melk voor vee (Bq/l)/(Bq/d) - (d zijn dagen)
F_{vl}	concentratiecoëfficiënt in vlees voor vee (Bq/kg)/(Bq/d) - (d zijn dagen)
K_d	distributiecoëfficiënt bodem (Bq/kg)/(Bq/m ³)

De totale conversiecoëfficiënten FT zijn berekend (zie paragraaf B.10)

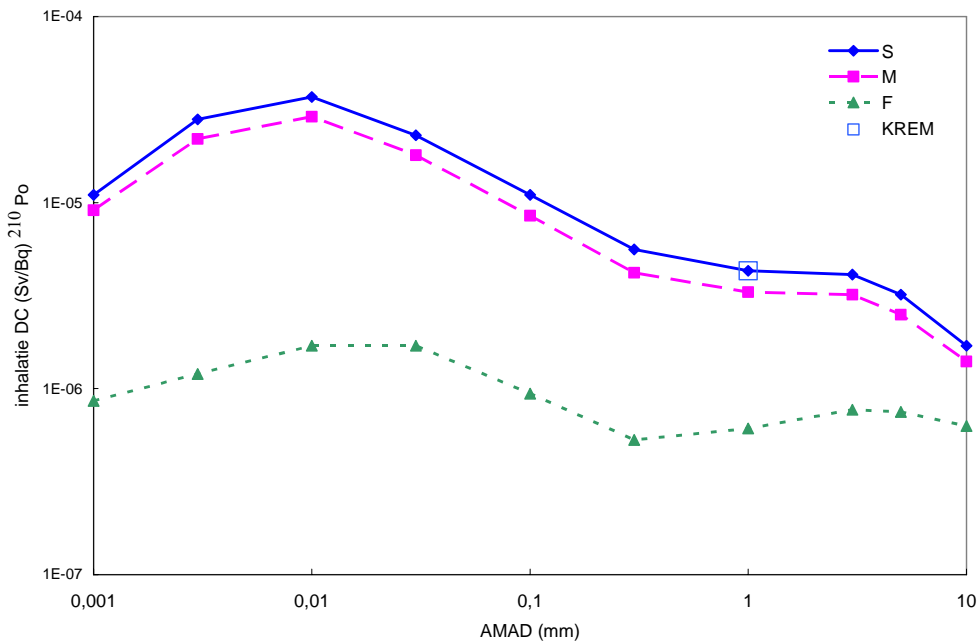
FT_v	totale conversiecoëfficiënt (v is groente, graan, knolgewas of gras) [m ² a/kg]
FT_m	totale conversiecoëfficiënt voor melk [m ² a/l]
FT_{vl}	totale conversiecoëfficiënt voor vlees [m ² a/kg]

Tabel 15 Gebruikte parameters voor relevante nucliden

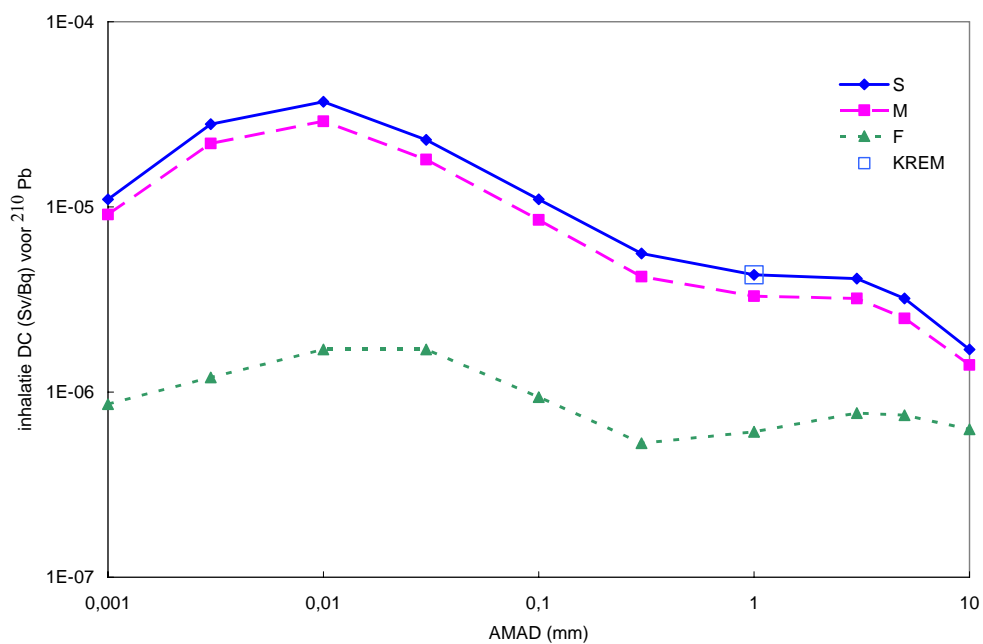
Grootheid	eenheden	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra
DC _{inh}	Sv/Bq	4,3 10 ⁻⁶	5,6 10 ⁻⁶	8 10 ⁻⁶	1,1 10 ⁻⁴	9,5 10 ⁻⁶
DC _{ing}	Sv/Bq	1,2 10 ⁻⁶	0,69 10 ⁻⁶	4,5 10 ⁻⁸	2,3 10 ⁻⁷	2,8 10 ⁻⁷
e_a Groundshine	(Sv/a)/(Bq/m ²)	2,36 10 ⁻¹³	8,47 10 ⁻¹¹	1,89 10 ⁻¹¹	1,93 10 ⁻¹¹	2,08 10 ⁻¹⁰
e_a Cloudshine	(Sv/a)/(Bq/m ²)	1,21 10 ⁻¹¹	1,85 10 ⁻⁹	1,47 10 ⁻¹⁰	2,60 10 ⁻¹⁰	9,41 10 ⁻⁹
Halfwaardetijd	a	138/365	22,3	4,5 10 ⁹	1,4 10 ¹⁰	1600
F_m	(Bq/l)/(Bq/d)	4 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	5 10 ⁻⁴	5 10 ⁻⁶	3 10 ⁻³
F_{vl}	(Bq/kg)/(Bq/d)	5 10 ⁻³	8 10 ⁻⁴	8 10 ⁻⁴	2 10 ⁻⁴	1 10 ⁻³
B_{gewas}	(Bq/kg)/(Bq/d)	9 10 ⁻³	8 10 ⁻²	5 10 ⁻²	5 10 ⁻³	9 10 ⁻²
K_d	(Bq/kg)/(Bq/m ³)	6,6	22	1,5	89	36
Berekend met bovengenoemde parameters en gegevens in Tabel 12 en Tabel 13.						
FT_{groente}	m ² a/kg	9,3 10 ⁻³	1,57 10 ⁻²	¹¹ 1,51 10 ⁻²	1,08 10 ⁻²	1,89 10 ⁻²
FT_{graan}	m ² a/kg	3,66 10 ⁻³	1,18 10 ⁻²	1,13 10 ⁻²	7,03 10 ⁻³	1,52 10 ⁻²
$FT_{\text{knolgewas}}$	m ² a/kg	3,04 10 ⁻³	1,07 10 ⁻²	1,02 10 ⁻²	5,92 10 ⁻³	1,40 10 ⁻²
FT_{gras}	m ² a/kg	5,52 10 ⁻³	1,65 10 ⁻²	¹¹ 1,51 10 ⁻²	6,76 10 ⁻³	2,30 10 ⁻²
FT_m	m ² a/l	1,52 10 ⁻⁴	3,57 10 ⁻⁴	5,57 10 ⁻⁴	2,64 10 ⁻⁶	4,99 10 ⁻³
FT_{vl}	m ² a/kg	1,88 10 ⁻³	9,52 10 ⁻⁴	8,91 10 ⁻⁴	1,05 10 ⁻⁴	1,66 10 ⁻³

¹¹ Aan de waarde van FT_{groente} voor ²³⁸U draagt de interceptie door atmosferische depositie in het gewas twee keer zoveel bij als de opname van besmette grond via de wortels; voor FT_{gras} is het precies andersom: de opname van besmette grond via de wortels draagt twee keer zoveel bij als de concentratie in het gras zelf door interceptie van atmosferische depositie (dezelfde waarden gelden ook voor ²³⁴U en ²³⁵U vanwege de lange halfwaardetijden).

De hier gebruikte conversiecoëfficiënten voor inhalatie DC_{inh} zijn voorgeschreven in Bs [5]. De waarde van deze coëfficiënten is afhankelijk van de deeltjesdistributie, en van de longabsorptieclassen (F, M, S). Voor ^{210}Po en ^{210}Pb wordt de waarde van klasse S voor $\text{AMAD}=1\text{ }\mu\text{m}$ voorgeschreven. Voor deze nucliden, die uitgestoten worden tijdens hete processen, is F de relevante longabsorptieklasse; de gekozen waarde voor $\text{AMAD}=1\text{ }\mu\text{m}$ van klasse S is dus conservatief.



Figuur 25 DC_{inh} als functie van de AMAD waarde van ^{210}Po .



Figuur 26 DC_{inh} als functie van de AMAD waarde van ^{210}Pb .

B.13. Ingestie van vis en schelpdieren van lozingen in water

Voor de bepaling van de ingestiedosis ten gevolge van consumptie van vis en schelpdieren, wordt DOVIS-A [11] gevolgd. Dit is vooral van belang voor lozingen door ThermPhos in de Westerschelde. De concentratie van radionuclide i in zoutwaterorganismen:

$$C_{i,p} = B_{i,p} C_{i,w}$$

$B_{i,p}$ (Bq kg^{-1}) per (Bq m^{-3}) is de concentratiecoëfficiënt van water naar het eetbare deel van nuclide i (uit DOVIS-A) en $C_{i,w}$ de concentratie van de radionuclide i in water (Bq.m^{-3}). De in dit rapport gebruikte parameters zijn in Tabel 16 en Tabel 17 weergegeven.

Tabel 16 Concentratiecoëfficiënt van water naar het eetbare deel. Tussen haakjes zijn de in het voorgaande rapport gebruikte parameters.

$B_p (\text{Bq kg}^{-1})/(\text{Bq m}^{-3})$	^{210}Po	^{210}Pb
zeevis (Westerschelde)	2	0,3 (0,2)
schaaldieren (Westerschelde)	50	1
mosselen (Oosterschelde)	50 (10)	1

Het voedselpakket is volgens DOVIS-A berekend, met 0,9 als waarde voor de retentiefactor Q_v .

Tabel 17 Consumptie van vis, mosselen en schaaldieren.

consumptie (kg/a)	Dit rapport (uit DOVIS-A) [11]	Vorig rapport
zeevis	3	4
mosselen en schaaldieren (37,5 g schaaldieren)	0,5	0,3

De relevante visbekkens zijn de Oosterschelde en de Westerschelde, zoals aangegeven in [45]. De concentratieverhogingen in de Westerschelde en Oosterschelde ten gevolge van waterlozingen zijn berekend zoals in [45] aangegeven.

Referenties in deze bijlage

- 42 Projectgroep Revisie Nationaal Model, Nieuw Nationaal Model, Verslag van het onderzoek van de projectgroep Revisie Nationaal Model, TNO Milieu, energie en Procesinnovatie, Apeldoorn 1998.
- 43 Kocher DC, Dose rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Physics 45(3): 665-686, 1983.
- 44 Kocher DC, Sjoeren AL, Dose rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil. Health Physics 48(2): 193-205, 1985.
- 45 HW Köster, Aanvullende schattingen van de stralingsbelasting t.g.v. lozingen van ^{210}Pb en ^{210}Po door de fosforfabriek van Hoechst in het Sloegebied, RIVM Rapport 248103038, 1988.