

Analyse, inform and activate

LAKA

Analyseren, informeren, en activeren

Stichting Laka: Documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie

De Laka-bibliotheek

Dit is een pdf van één van de publicaties in de bibliotheek van Stichting Laka, het in Amsterdam gevestigde documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie.

Laka heeft een bibliotheek met ongeveer 8000 boeken (waarvan een gedeelte dus ook als pdf), duizenden kranten- en tijdschriften-artikelen, honderden tijdschriftentitels, posters, video's en ander beeldmateriaal. Laka digitaliseert (oude) tijdschriften en boeken uit de internationale antikernenergie-beweging.

De [catalogus](#) van de Laka-bibliotheek staat op onze site. De collectie bevat een grote verzameling gedigitaliseerde [tijdschriften](#) uit de Nederlandse antikernenergie-beweging en een verzameling [video's](#).

Laka speelt met oa. haar informatie-voorziening een belangrijke rol in de Nederlandse anti-kernenergiebeweging.

The Laka-library

This is a PDF from one of the publications from the library of the Laka Foundation; the Amsterdam-based documentation and research centre on nuclear energy.

The Laka library consists of about 8,000 books (of which a part is available as PDF), thousands of newspaper clippings, hundreds of magazines, posters, video's and other material. Laka digitizes books and magazines from the international movement against nuclear power.

The [catalogue](#) of the Laka-library can be found at our website. The collection also contains a large number of digitized [magazines](#) from the Dutch anti-nuclear power movement and a [video-section](#).

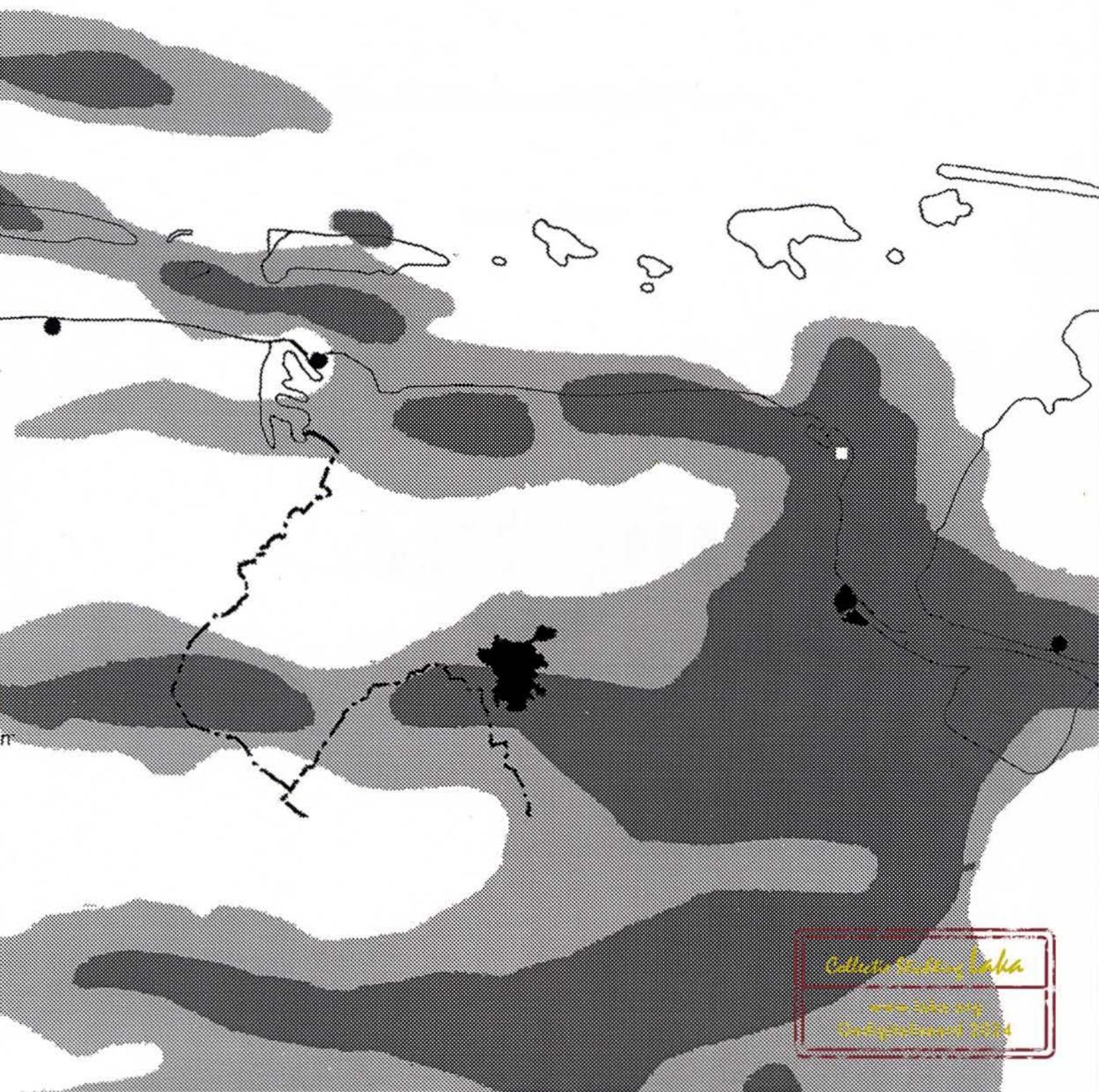
Laka plays with, amongst others things, its information services, an important role in the Dutch anti-nuclear movement.

Appreciate our work? Feel free to make a small [donation](#). Thank you.



www.laka.org | info@laka.org | Ketelhuisplein 43, 1054 RD Amsterdam | 020-6168294

Gevolgen van een Kernramp in de Eemshaven



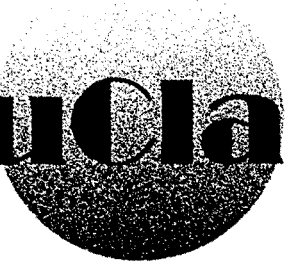
Collectie Streek Lokaal

www.lokaal.org
Gedigitaliseerd 2024

Gevolgen van een Kernramp in de Eemshaven

Drs. K. Nienhuys & Dr. G.J.Aupers

november 1996



Auclair

Advies & Onderzoek Milieu Effecten

(C) 1996

Inhoudsopgave.

Inleiding.

Hoofdstuk 1. De afweging van de waarden van de Waddenzee in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales.

- 1.1 De criteria.
- 1.2 De afweging.
 - 1.2.1 Criterium 4: Ecologie en Landschap.
 - 1.2.2 Criterium 6: Aard bodemgebruik.
 - 1.2.3 Criterium 9: Koelwater kwantitatief.
- 1.3 Samenvatting.
- 1.4 Konklusie.

Hoofdstuk 2. Uitgangspunten.

- 2.1 De omvang van de radioactieve lozing (bronterm).
- 2.2 De verspreiding van radioactieve stoffen.
- 2.3 Dosisberekeningen.
- 2.4 Het KM-ongeval (PKB) versus de ramp bij Tsjernobyl.

Hoofdstuk 3. Noordwestenwind: Het Eems-Dollard gebied.

- 3.1 Hydrografische kenmerken van het Eems-Dollard gebied.
- 3.2 Radioactieve stoffen in zee, slib en sediment.
- 3.3 Koncentratiefactoren.

Hoofdstuk 4. Radioactiviteit in de Dollard.

- 4.1 Het fall-out patroon.
- 4.2 Ramp bij hoogwater.
 - 4.2.1 Beginkoncentraties in water en slib.
 - 4.2.2 Interne stralingsdoses na hoogwater.
 - 4.2.3 Externe stralingsdoses na hoogwater.
 - 4.2.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij hoogwater.
- 4.3 Ramp bij laagwater, het "zomer"scenario.
 - 4.3.1 Beginkoncentraties in water en slib.
 - 4.3.2 Interne stralingsdoses in het "zomer"scenario.
 - 4.3.3 Externe stralingsdoses in het "zomer"scenario.
 - 4.3.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij laagwater, "zomer"scenario.
- 4.4 Ramp bij laagwater, "winter"scenario.
 - 4.4.1 Beginkoncentraties in water en slib.
 - 4.4.2 Interne stralingsdoses in het "winter"scenario.
 - 4.4.3 Externe stralingsdoses in het "winter"scenario.
 - 4.4.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij laagwater, "winter"scenario.
- 4.5 Totale stralingsdoses twee jaar na de ramp.

Hoofdstuk 5. De effecten van straling op aquatische dieren.

- 5.1 Akute stralingsdoses en chronische bestraling.
- 5.2 Gevolgen van akute stralingsdoses.
 - 5.2.1 Wormen en akute stralingsdoses.
 - 5.2.2 Weekdieren en akute stralingsdoses.
 - 5.2.3 Kreeftachtigen en akute stralingsdoses.
 - 5.2.4 Vissen en akute stralingsdoses.
- 5.3 De gevolgen van chronische stralingsdoses.
 - 5.3.1 Visseneieren en chronische externe straling.
 - 5.3.2 Weekdiereieren in water met radionucliden.
 - 5.3.3 Visseneieren in water met radionucliden.
 - 5.3.4 Konklusie effecten chronische bestraling.
- 5.4 Samenvatting.

Hoofdstuk 6. De gevolgen van de ramp voor aquatische dieren in de Dollard.

- 6.1 Radionucliden en eieren en larven in het water.
- 6.2 Wormen.
 - 6.2.1 De zeeduizendpoot.
 - 6.2.2 De wadpier.
 - 6.2.3 De gevolgen van de ramp voor wormen.
- 6.3 Weekdieren.
 - 6.3.1 Het nonnetje.
 - 6.3.2 De strandgaper.
 - 6.3.3 De gevolgen van de ramp voor weekdieren.
- 6.4 Kreeftachtigen.
 - 6.4.1 Het slijkgarnaaltje.
 - 6.4.2 De strandkrab.
 - 6.4.3 De gevolgen van de ramp voor kreeftachtigen.
- 6.5 Vissen.
 - 6.5.1 Standvissen.
 - 6.5.2 Seizoengasten.
 - 6.5.3 De gevolgen van de ramp voor vissen.
- 6.6 De gevolgen van de ramp voor de Dollard als aquatisch ecosysteem.

Hoofdstuk 7. Zeehonden in de Waddenzee

- 7.1 De zeehonden in het oostelijke deel van de Waddenzee.
- 7.2 De stralingsbelasting van zeehonden na de ramp.
 - 7.2.1 Externe straling uit de wolk.
 - 7.2.2 Inhalatiedosis.
 - 7.2.3 Bodemdosis.
 - 7.2.3.1 Bodemdosis op platen, laagwaterscenario.
 - 7.2.3.2 Bodemdosis in het water, laagwaterscenario.
 - 7.2.3.3 Bodemdosis op platen, hoogwaterscenario.
 - 7.2.3.4 Bodemdosis in het water, hoogwaterscenario.
 - 7.2.4 Dosis als gevolg van radioactief voedsel.
 - 7.2.5 Totaaldoses voor zeehonden na de ramp.
- 7.3 De gevolgen van straling voor zeehonden.
- 7.4 Gevolgen van de ramp voor zeehonden.

Referenties

Inleiding.

In januari 1994 gaven Gedeputeerde Staten van Groningen hun goedkeuring aan het bestemmingsplan Buitengebied Noord (Eemshaven) van de Gemeente Eemsmond. In dit bestemmingsplan is de vestiging van een kerncentrale uitgesloten. Om deze reden tekenden de Minister van Economische Zaken, de NV Samenwerkende Elektriciteitsproduktiebedrijven (SEP) en de NV Elektriciteitsproduktiemaatschappij Oost- en Noord (EPON) tegen de goedkeuring van het bestemmingsplan beroep aan bij de Raad van State. Ook de Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee is partij in deze beroepsprocedure.

De Gemeente Eemsmond en Gedeputeerde Staten van Groningen zijn van mening dat een kerncentrale bij een optredende calamiteit onherstelbare schade zou kunnen toebrengen aan het Waddenzee-milieu. Gezien de wet- en regelgeving die op dit bijzondere natuurgebied van toepassing is, dient daarom de vestiging van een dergelijk bedrijf op voorhand te worden uitgesloten. De Waddenvereniging onderschrijft dit standpunt.

De Gemeente Eemsmond en Gedeputeerde Staten van Groningen hebben echter de gevolgen van een kernramp voor het Waddengebied niet nader toegelicht. Volgens GS zijn "de risico's van kernenergie (...) "nog niet goed in beeld te brengen".

De Minister van Economische Zaken, de SEP en de EPON zijn het daar niet mee eens. In de PKB Vestigingsplaatsen Kerncentrales is de Eemshaven aangewezen als een van de mogelijke vestigingsplaatsen voor nieuw te bouwen kerncentrales. Een absoluut en algemeen verbod voor een kerncentrale in de Eemshaven zou volgens de Minister slechts op zijn plaats zijn, indien thans reeds vaststaat dat de aan kernenergie verbonden risico's onverenigbaar zijn met de bescherming van de Waddenzee. Dat is volgens de Minister niet het geval. Er is naar zijn mening "dan ook geen enkele reden om er a priori van uit te gaan dat vestiging van een kerncentrale een dermate potentieel risico voor de Waddenzee met zich mee zou kunnen brengen, dat vanuit dat oogpunt op voorhand kernenergie in het onderhavige bestemmingsplan moet worden uitgesloten."

In het kader van deze beroepszaak heeft het Bureau Adviseur t.b.v. de Raad van State een advies uitgebracht. Volgens de Adviseur blijkt uit twee Koninklijke besluiten, "dat er dringende argumenten zouden kunnen zijn om de vestiging van kerncentrales bij voorbaat in een bestemmingsplan uit te sluiten. Een aanleiding daarvoor zou gelegen kunnen zijn in het feit, dat de Eemshaven is gelegen direct naast een bijzonder natuurgebied als de Waddenzee."

Volgens de Adviseur "kan echter worden aangenomen, dat bij de in de PKB Vestigingsplaatsen voor Kerncentrales gemaakte keuze van de Eemshaven als mogelijke vestigingsplaats voor een kerncentrale ook de waarden van de Waddenzee in de afweging zijn betrokken. In dat opzicht is er sprake geweest van een volledig afgewogen keuze."

Verder meent de Adviseur, "dat zolang niet aangetoond is dat de aanwezigheid van een kerncentrale in de Eemshaven grotere risico's voor de Waddenzee met zich meebrengt dan de aanwezigheid van andere risicodragende vormen van bedrijvigheid, er

geen aanleiding is juist voor de toepassing van kernenergie een expliciete verbodsbepaling in het bestemmingsplan op te nemen."

De Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee is van mening dat er voldoende informatie beschikbaar is om een beeld te geven van de gevolgen van een kernramp in de Eemshaven voor het Waddengebied. Er zijn de afgelopen twintig jaar diverse studies naar de gevolgen van een kernramp uitgevoerd en na de ramp van Tsjernobyl zijn er tal van publikaties verschenen over de gevolgen van deze ramp voor mens en milieu. Verder trekt de Waddenvereniging de veronderstelling van de Adviseur dat bij de keuze van de Eemshaven als mogelijke vestigingsplaats voor een kerncentrale ook de waarden van de Waddenzee in de afweging zijn betrokken in twijfel.

Dit rapport beoogt informatie te verschaffen over de gevolgen van een kernramp in de Eemshaven teneinde zo in de door alle partijen gekonstateerde lacune te voorzien.

Om te beginnen geven wij een overzicht van de waarden van de Waddenzee die in de procedure in het kader van de PKB Vestigingsplaatsen voor Kerncentrales zijn afgewogen.

Verder geeft dit rapport een schets en een globale indicatie van de mogelijke ernst van de gevolgen van een ramp met een kerncentrale in de Eemshaven voor de natuurwaarden in het Waddengebied.

De gevolgen van een kernramp voor de omgeving ontstaan door een lozing van een wolk met radioactieve stoffen. Voor de berekening van de gevolgen van een kernramp in de Eemshaven is uitgegaan van eenzelfde kernramp als die in de PKB Vestigingsplaatsen Kerncentrales.

De richting van waaruit de wind waait tijdens de lozing van de radioactiviteit bepaalt waar de radioactiviteit neerkomt. Vanuit een kerncentrale in de Eemshaven kan bij bijna driekwart van alle windrichtingen, van oost-noordoost via zuid tot noordwesten wind, een deel van het Waddengebied besmet worden.

Wij hebben in deze studie primair gekeken naar de situatie na de kernramp met noordwesten wind. Hierdoor zou het Eems-Dollard gebied het meest getroffen worden. Verder is voor alle windrichtingen bekeken wat de gevolgen van een kernramp in de Eemshaven voor de zeehonden in het oostelijk deel van de Waddenzee zouden kunnen zijn.

De konklusies waartoe dit rapport leidt kunnen als volgt worden weergegeven:

- Het Eems-Dollard estuarium gedraagt zich voorzover het eventuele radioactieve besmetting betreft als stilstaand water.
- Er zijn genoeg wetenschappelijke gegevens beschikbaar om meer of minder gedetailleerd de ernst van de gevolgen van een ramp met een kerncentrale bij de Eemshaven inzichtelijk te maken.
- De neerslag van radio-actieve besmetting in de omgeving van een kerncentrale bij de Eemshaven heeft bij noordwesten wind onder vrijwel alle omstandigheden een langdurige

en ernstige aantasting van het ecosysteem van het Eems-Dollard estuarium ten gevolge.

- De radio-actieve aantasting van het ecosysteem vindt plaats op verschillende niveau's, te beginnen met de dieren die het radio-actieve slib verwerken en vastleggen tot de vogels en zeehonden die direct of indirect deze dieren consumeren.
- Meer specifiek kan ten aanzien van de zeehondenpopulatie in de waddenzee worden gekoncludeerd dat er geen windrichting is waarbij niet de gezondheid van een deel van de zeehondenpopulatie wordt aangetast. Er werden in de zomer van 1996 967 volwassen zeehonden en 228 jongen in het oostenlijk deel van het Waddengebied geteld. In de meeste gevallen zal enige maanden na de ramp een aanzienlijk deel van deze zeehondenpopulatie vreselijk ziek worden en een deel, tot 50% van de populatie zal hetzelfde of een volgend jaar sterven, rechtstreeks aan stralingsziekte of indirekt door een afgenomen weerstand.

Als de ramp zich voordoet als er al jongen zijn geboren, zijn de acute doses op de getroffen platen zo hoog dat in elk geval geen van de jongen dit overleeft. Als de ramp zich voordoet terwijl de zeehonden op de Noordzee de winter doorbrengen is de stralingsdosis in het seizoen dat daarop volgt nog zo hoog, dat ook dan alle jongen op de getroffen platen het niet zullen overleven. De volwassen dieren op die platen hebben 25%-50% kans om de stralingsdosis die zij in dat seizoen zullen opdoen te overleven.

- Na een KM-ramp, maar ook bij een minder rampzalig kernongeval, sterven er in een verschillend tempo en in percentages van enige tientallen tot honderd procent in de loop van twee jaar verschillende populaties van dieren af. De meesten van deze diersoorten zijn niet zeldzaam, en als men maar lang genoeg wacht, zal er misschien wel weer een tijd komen dat de Dollard zich heeft hersteld van de ramp. Tot die tijd zal de Dollard als ecosysteem jarenlang totaal ontwricht zijn.

Een ontwricht ecosysteem in de Dollard heeft vergaande consequenties, omdat de Dollard van doorslaggevende betekenis is voor de voedselvoorziening van vele vogels, die in aantallen die vele malen de internationale RAMSAR-norm overschrijden in de Dollard fourageren.

Hoofdstuk 1. De afweging van de waarden van de Waddenzee in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales.

In het advies van Adviseur ten behoeve van de Raad Van State inzake het beroep tegen het bestemmingsplan Eemshaven stelt deze dat naar zijn mening "kan (...) worden aangenomen dat bij de in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales gemaakte keuze van de Eemshaven als mogelijke vestigingsplaats voor een kerncentrale ook de waarden van de Waddenzee in de afweging zijn betrokken. In dat opzicht is er sprake geweest van een volledig afgewogen keuze." (Advies Adviseur d.d. 28-9-1995, p. 20).

Hierover heeft de Waddenvereniging opgemerkt dat deze veronderstelling van de adviseur door hem niet is onderbouwd.

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de wijze waarop de waarden van de Waddenzee in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales feitelijk zijn afgewogen.

1.1 De criteria.

De waardering van vestigingsplaatsen in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales berust op negen criteria. Sommige criteria bestaan uit verschillende onderdelen. Dit leidt tot in het totaal 14 onderdelen.

De waardering per criterium is bepaald door het middelen van de waardering voor de verschillende onderdelen. Deze criteria zijn beschreven in deel A van de PKB Vestigingsplaatsen, het beleidsvoornemen (Ministerie van Economische Zaken, etc., 1985, p. 21-42). Ze zijn samengevat in tabel 1.1.

1.2 De afweging.

Van de negen hoofdcriteria zijn er drie mogelijk relevant voor de waardering van de vestiging van een centrale aan de Waddenzee. Over de criteria 4, 6 en 9 kan het volgende opgemerkt worden.

1.2.1 Criterium 4: Ecologie en Landschap.

Criterium 4 voor de waardering van vestigingsplaatsen betreft Ecologie en Landschap. De toelichting in deel A luidt op dit punt (p. 29):

"Onder de "Ecologie en Landschap" is een aantal aspecten samengebracht, dat in hoofdzaak aan het SEV (zie bijlage 1) zijn ontleend en in het SEV van belang worden geacht bij de vestiging van elke elektriciteitscentrale, ongeacht de aard ervan. Dus ook ten aanzien van kerncentrales moet met die aspecten rekening gehouden worden. Het gaat om de aspecten landschap, natuur en milieu alsmede recreatie, die in de eindwaardering in één criterium zijn samengevat.

Gesteld kan worden dat grote bouwwerken qua schaal en vormgeving vaak weinig harmoniëren met het beeld van het aanwezige landschap. Vestiging van een centrale in een natuurgebied leidt bovendien tot aantasting daarvan. Dit geldt in eerste instantie voor de centrale zelf, maar ook voor de hierbij behorende werken, zoals bijvoorbeeld koeltorens, koelwaterkanalen, geleidedammen, aan- en afvoerwegen, hoogspanningsleidingen, etc."

De rest van de toelichting betreft het deelaspect recreatie.

Bij de eindwaardering worden maximaal 3 punten toegekend, waarbij 3 punten het grootste belang aangeeft. Vestigingsplaats "Eems" scoort op deze wijze:

Landschap:	1
Natuur en milieu:	3
Recreatie:	2

Het gemiddelde voor Eems wordt daardoor 2, evenals voor Bath, Bergum, Ketelmeer, Maasvlakte, en Moerdijk. Landschap scoort alleen een 3 voor Boxmeer en Maas/Waal. De Maasvlakte krijgt als enige een 3 voor recreatie.

Alleen Boxmeer en Maas/Waal komen op gemiddelde 3 vanwege waardering Landschap, Natuur en milieu, Recreatie = 3/2/2.

Een pagina verder in het beleidsvoornemen volgt nog een nadere toelichting op waardering Natuur en Milieu voor de vestigingsplaats "Eems" (deel A, p. 30):

"Relevant lijkt op deze plaats alleen nog de Nota Waddenzee ten aanzien van de vestigingsplaats Eems. In de Nota Waddenzee is de uitspraak opgenomen dat:

<<De industrialisatie op de thans beschikbare of in aanleg zijnde bedrijfsterreinen kan worden aanvaard onder de voorwaarde dat:

- wordt voldaan aan de te stellen milieuhygiënische normen, die mede rekening houden met de ecologische betekenis van de Waddenzee;

- op de bedrijfsterreinen van Delfzijl en de Eemshaven, die gelegen zijn aan of nabij groot-scheepvaartwater, bij voorkeur bedrijven worden gevestigd die passen in een beleid gericht op de ontwikkeling en versterking van de zeehavenindustrie>>.

Deze stellingname impliceert een zekere belemmering voor industriële vestigingen in Eems, zoals een kerncentrale, met name gezien de invloed van de te lozen hoeveelheden koelwater van een kerncentrale in relatie tot de ecologische waarde van de Waddenzee. In het SEV heeft dit al tot een beperking van het op te stellen vermogen daar geleid, vergeleken met de theoretisch aanwezige hoeveelheid koelwater. In tabel 6 (Ecologie en Landschap) leidde dit dan ook tot een waardering met een 3 voor het aspect Natuur en Milieu."

1.2.2 Criterium 6: Aard bodemgebruik.

Criterium 6 voor de waardering van vestigingsplaatsen, "Aard bodemgebruik", heeft geen verdere onderdelen. De toelichting

hierop is niet specifiek voor de vestigingsplaats "Eems" (deel A, p. 31):

" Voor de bepaling van de gevolgen van besmetting met radio-activiteit kan het verschil uitmaken of een kerncentrale gevestigd is in een waterrijke, bosrijke of landbouwomgeving. Er zijn namelijk ongevalssituaties denkbaar waarbij bodembesmetting optreedt, die van invloed is op de activiteiten in het betrokken gebied. De economische (en ecologische) waarden van het gebied zijn dan van groot belang.

(...)

Bij dit onderdeel van de afweging speelt vooral het kosten-vraagstuk een rol. De vraag is voor welke gebieden de hoogste kosten gemaakt moeten worden om de gevolgen van eventuele radio-actieve besmetting zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken.

Er kan van worden uitgegaan dat deze kosten het hoogste zijn bij besmetting van havens, industrie en dienstencentra. Deels houdt dit verband met de lengte van de periode dat economische activiteiten niet of maar beperkt kunnen plaatsvinden."

Dit leidt tot de volgende waarderingen:

- | | |
|---|---|
| - geen nabijheid landbouwgebieden of economisch belangrijke centra: | 1 |
| - nabijheid landbouwgebieden: | 2 |
| - nabijheid economisch belangrijke centra: | 3 |

De vestigingsplaats Eems krijgt 2 punten.

1.2.3 Criterium 9: Koelwater kwantitatief.

Ook criterium 9 voor de waardering van vestigingsplaatsen, Koelwater kwantitatief, heeft geen verdere onderdelen. In de toelichting wordt gesteld (deel A, p. 38):

"De effecten op de levensomstandigheden van dieren en planten van warmtelozingen verschillen bij kerncentrales in beginsel niet van die bij conventionele centrales. Wel is de koelwaterbehoefte van een kerncentrale ongeveer 50% groter dan van een conventionele centrale van gelijk elektrisch vermogen. Dit betekent dat een vestigingsplaats voor een kerncentrale van 1000 MWe een koelend vermogen moet hebben van 1500 MWe conventioneel.

Uitgaande van twee eenheden per vestigingsplaats moet over een koelend vermogen van 2700-3900 MWe kunnen worden beschikt."

Een beschikbaar koelvermogen van meer dan 3000 MWe wordt met 1 punt gewaardeerd, 1500-3000 MWe met 2 punten en 0-1500 MWe beschikbaar koelvermogen met 3 punten.

Vestigingsplaats "Eems" heeft volgens de tabel 11 een koelvermogen van 4400 MWe en krijgt als waardering 1 punt. Hierbij staat een voetnoot: "Indien men voor Eems ter zake rekening houdt met het belang van de Waddenzee is, overeenkomstig het SEV, het koelvermogen lager te stellen."

Uit het SEV, deel e (1981), blijkt dat er voor "Eems" met een maximale koelcapaciteit van 2600 MWe in plaats van 4400 MWe rekening gehouden zal worden (zie bijlage 1 bij dit hoofdstuk). Hierdoor zou "Eems" op dit punt in de PKB Vestigingsplaatsen 2 punten krijgen. Dit maakt in het totaal van de afweging niets uit voor de eindresultaat.

1.3 Samenvatting.

In de PKB vestigingsplaatsen voor kerncentrales wordt onder het criterium "Ecologie en Landschap" bij het onderdeel "natuur en milieu" komt de ecologische waarde van de Waddenzee alleen ter sprake gebracht vanwege de beperking van het maximale koelwatergebruik conform het SEV. Hierbij wordt uitdrukkelijk opgemerkt dat deze beperking niet specifiek is voor een kerncentrale, maar voor de vestiging van elke elektriciteitscentrale, ongeacht de aard ervan.

Onder het criterium "Aard bodemgebruik" worden vooral de kosten gewaardeerd die gemaakt moeten worden om de gevolgen van eventuele radio-actieve besmetting na een ongevalsituatie met een kerncentrale zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken. Voor de vestigingsplaats "Eems" is daarbij de nabijheid van landbouwgebieden gewaardeerd, niet de waarden van de Waddenzee.

Onder het criterium "Koelwater kwantitatief" wordt de vestigingsplaats "Eems" gewaardeerd voor de maximaal aanwezige hoeveelheid koelwater, met een voetnoot dat dit eventueel conform het SEV lager gesteld kan worden. Ook hierbij wordt opgemerkt dat dit punt niet specifiek is voor een kerncentrale. De betreffende bijstelling conform het SEV zou voor de totaalwaardering van Eems in de PKB vestigingsplaatsen voor kerncentrales geen consequenties hebben gehad.

1.4 Konklusie.

Onze konklusie is dat er bij de afweging in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales bij 1 van 9 criteria, bij een van de drie sub-onderdelen van dit criterium sprake is geweest van de ecologische waarde van de Waddenzee. Door de manier van wegen, telt de waarde van de Waddenzee voor 1/27 mee in de totale afweging.

De waardering op dit punt heeft alleen betrekking op de beperking van de maximale hoeveelheid koelwater op de ecologie van de Waddenzee bij een normale bedrijfsvoering. Dit oordeel geldt voor elke soort elektriciteitscentrale. De koelwatercapaciteit is op zichzelf een apart criterium. De voorgestelde beperking legt geen wezenlijk gewicht in de schaal bij de verdere afweging.

Er is in de afwegingen beschreven in de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales dus op geen enkele manier rekening gehouden met voor een kerncentrale kenmerkende invloeden of mogelijke schade voor de ecologische waarden van de Waddenzee. De gevolgen van een kernramp op het ecosysteem van de Waddenzee zijn volledig buiten beschouwing gebleven.

Bijlage 1 bij hoofdstuk 1.

Citaten uit:

SEV = Structuurschema Elektriciteits Voorziening, deel a (1975). Tweede Kamer, zitting 1974-1975, 13488, nrs 1-2.

NB: Het SEV gaat niet over kerncentrales maar over elektriciteitscentrales in het algemeen.

(p.70)

1. Eems (estuarium)

Door de getijdebeweging wordt de warmte van de, reeds in aanbouw zijnde centrale over een groot gebied verspreid en neemt derhalve een groot oppervlak aan de afkoeling deel, terwijl door snelle diffusie de gebieden met hoge temperaturen vrij beperkt zullen blijven, hetgeen in verband met het waardevolle milieu in het oostelijk deel van de Waddenzee en het Eems-Dollardestuarium gewenst is. Het voorkomen van recirculatie vergt speciale lay-out en constructie van in- en uitlaat. Mistvorming in de buurt van de uitlaat zou enige hinder voor de scheepvaart kunnen opleveren. Ruime koelmogelijkheden tot ca. 5000 MW lijken hier vooralsnog aanwezig te zijn. Indien echter in een later stadium zou blijken dat de belasting van de waardevolle milieus in de omgeving ernstiger effecten heeft dan nu wordt verwacht, dan zal het vermogen wellicht tot ca. 3000 MW beperkt moeten blijven.

(p.97)

Tabel 10. Noord-Oost Nederland.

Het op te stellen vermogen volgens maximale raming is voor vestigingsplaats Eems in 1980 600 MW; in 1990 1600 MW en in 2000 3000 MW

(p.119)

Toetsing van de vestigingsplaatsen aan criteria betreffende ruimtelijke inrichting, landschap, natuurlijk milieu, milieuhygiëne en recreatie.

I = volgens huidige kennis geen of weinig bezwaren te verwachten

II = volgens huidige kennis matige bezwaren te verwachten of oordeel nog niet mogelijk, omdat de vestigingsplaats nog zeer grote vrijheidsgraden kent en bezwaren sterk afhangen van de uiteindelijke keuze

III= volgens huidige kennis ernstige bezwaren te verwachten.

1. Eems. Uitbreiding tot 5000 MWe

a = ruimtelijke inrichting = I

Door ligging op industrieterrein goede aansluiting op verstedelijking

b = landschap = II

Tengevolge van zijn silhouetwerking zal deze centrale een duidelijke landschappelijke verstoring van dit deel van het Waddengebied teweegbrengen. Dit bezwaar wordt relatief geringer bij verdere occupatie van het industrieterrein.

c = natuurlijk milieu = II à III

De Waddenzee en de Dollard vormen uiterst waardevolle milieus. Aan een sterke uitbreiding van de centrale, in het bijzonder tot de maximum capaciteit, kunnen ernstige bezwaren zijn verbonden. Bij minder sterke uitbreiding zijn in mindere mate bezwaren te verwachten. Diepgaand onderzoek is nodig alvorens tot grote uitbreiding van de centrale zal kunnen worden overgegaan.

d = milieuhygiëne = I

Landelijk gebied.

e = recreatie = II

De specifieke waarden van de Waddenzee voor de recreatie kunnen worden aangetast.

Totaal = II

Voorbehoud bij zeer grote vermogens

ASEV: Aanvullend Structuurschema Elektriciteits Voorziening deel a. (1977)

Tweede kamer, zitting 1976-1977, 14363, nrs 1-2

Dit ASEV ging nadrukkelijk over de vestigingsplaatsen "in beginsel geschikt voor de vestiging van een kerncentrale van 1000 MW" (p.6).

Het ASEV is ingetrokken bij de publicatie van de Nota Energiebeleid deel 3 "Brandstofinzet centrales".

Brief van Minister EZ d.d. 24-11-1980, Tweede Kamer zitting 1980-1981, 14363, nr.3.

Citaten uit:

SEV, deel d (1980) Tweede Kamer, zitting 1979-1980, 13488, nrs 5-6.

(p. 86-87)

1. Eems.

De Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee heeft twijfels omtrent de wenselijkheid en noodzaak van uitbreiding van de centrale. Het provinciaal bestuur van Groningen deelt die opvatting niet, maar acht het niet uitgesloten dat uit een oogpunt van thermische belasting de capaciteit van deze lokatie te optimistische is gedacht, mede gezien de thermische belasting uitgaande van de stad Emden.

De lokatie Eems is inmiddels in gebruik genomen met een eenheid van 611 MW. Deel a. noemt een mogelijke koelcapaciteit op oppervlaktewater van ca. 5000 MW. In een later stadium zouden studies kunnen uitwijzen dat de effecten op het aquatisch milieu ernstiger blijken te zijn dan in deel a werd verwacht. Daarom wordt in deel d het in de tweede fase op te stellen vermogen tot ca. 2600 MW beperkt.

De classificatie volgens de criteria betreffende ruimtelijke inrichting, landschap, natuurlijk milieu, milieuhygiëne en recreatie is in deel a aangeduid met II, zijnde matige bezwaren. Hierbij is een voorbehoud gemaakt voor de opstelling van zeer grote vermogens. Een matige uitbreiding van de Eemscentrale behoeft niet strijdig te zijn met het streven het Waddengebied zoveel mogelijk te behouden [Noot: N.B. Uit infraroodfoto's kan worden afgeleid dat de huidige centrale slechts een beperkt gebied opwarmt. Dit is op te maken uit het interimrapport van de Kema: "Infrarood-opnamen bij de Eemscentrale, meting 27 september 1978] Dit streven is omschreven in de Nota Waddenzee.

Een wederzijdse beïnvloeding van de koelwaterstromen als gevolg van havenactiviteiten en de bouw van een centrale aan de Duitse zijde is wel mogelijk maar niet noodzakelijk. De Duitse plannen zijn in een te rudimentair stadium om hierover concludent te zijn. Indien deze mettertijd gestalte krijgen zijn nader overleg met de Duitse autoriteiten en eventueel nader onderzoek geboden.

In het streekplan Groningen is een voldoende groot terrein met als bestemming industrie gereserveerd om de uitbreiding van de bestaande centrale mogelijk te maken. De ondergetekenden achten het noodzakelijk dat de mogelijkheid tot uitbreiding in het streekplan gehandhaafd blijft, aangezien zij de uitbreiding in de eerste fase planologische aanvaard hebben. Voor een uitbreiding in de tweede fase tot ca. 2600 MW zullen de lagere overheden de fysieke mogelijkheden dienen open te houden.

Citaten uit:

SEV, deel e (1981). Tekst van de na parlementaire behandeling vastgestelde pkb.

Tweede Kamer, zitting 1981-1982, 13488, nrs 53-54.

Tabel 1.

Eems. Maximale koelcapaciteit op oppervlaktewater: 5000 MW

Totaal oordeel: II

Fasering:

Bestaand '79: 611 MW. Planologisch aanvaard, plaats exact, handhaven in streekplan.

1e fase (1990-1995): 2000 MW Planologisch aanvaard, plaats exact, handhaven in streekplan.

2e fase (1995-2005): 2600 MW Globaal afgewogen, plaats exact, fysiek openhouden.

Hoofdstuk 2. Uitgangspunten.

Voordat men kan beoordelen wat de effecten van een kernramp in een natuurgebied kunnen zijn, moet men weten hoeveel en welke radioactieve stoffen waar terecht komen en hoelang ze daar blijven.

In dit hoofdstuk beschrijven we de aard van de kernramp, voor zover opportuun toegespitst op de situatie in het waddengebied. In paragraaf 2.1. bespreken we de omvang van de lozing. In paragraaf 2.2 komt de verspreiding van de radioactieve stoffen aan de orde. We geven in paragraaf 2.3 een overzicht van de verschillende soorten dosisberekeningen voor mens, plant en dier. In paragraaf 2.4 maken we tenslotte een vergelijking tussen de kernramp die het uitgangspunt voor dit rapport vormt en de situatie die zich in Tsjernobyl heeft voorgedaan.

2.1 De omvang van de radioactieve lozing (bronterm).

Bij de bouw van moderne kerncentrales wordt zeer goed nagedacht over de mogelijkheid om ongelukken te voorkomen. Bij heel veel ongevallen kan misschien wel grote schade binnen het gebouw van de kerncentrale kan optreden. Maar het gebouw en de inwendige konstruktie van de kerncentrale zorgen ervoor dat er geen of slechts heel weinig radioactieve stoffen buiten de centrale terecht kunnen komen. Omdat er in het ontwerp van de kerncentrale zeer goed rekening mee gehouden wordt dat zulke ongevallen hoe dan ook geen schade in de omgeving kunnen veroorzaken noemt men dit "ontwerp-ongevallen".

Er blijven echter altijd een aantal ongevallen over, die een kleine kans van optreden hebben, niet gegarandeerd te voorkomen zijn en wel tot een lozing van radioactieve stoffen en een kernramp kunnen leiden. Deze ongevallen zijn binnen het ontwerp van de kerncentrale niet uit te sluiten. Afhankelijk van het ontwerp van de centrale kan de berekende kans op zo'n ongeval variëren van klein tot heel erg klein.

De discussie over de veiligheid van kerncentrales gaat altijd over dit type niet-uit-te-sluiten kernongevallen. Zo ook in het geval van de PKB Vestigingsplaatsen. Bij de beoordeling van de aanvaardbaarheid van zo'n kernongeval stelt men steeds een bepaald type ongeval centraal. Dit is meestal van alle mogelijke meest ernstige niet-uit-te-sluiten ongevallen het ongeval dat in vergelijking tot de andere zeer ernstige ongelukken de grootste kans van optreden heeft.

In paragraaf 1.1. van de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales, deel D, de Regeringsbeslissing, wordt gesteld dat de gevolgen van een dergelijk niet-uit-te-sluiten kernongeval een belangrijk uitgangspunt voor deze PKB zijn:

"Deze PKB behandelt de bijzondere planologische aspecten van elektriciteitsopwekking op basis van nieuwe kerncentrales in

Nederland. Op grond daarvan worden vestigingsplaatsen geselecteerd.

Een belangrijk uitgangspunt daarbij zijn de in rapporten van de Gezondheidsraad gegeven analyses van de mogelijke gevolgen voor volksgezondheid en milieu na vestiging van nieuw kernenergievermogen. Het besluit om het kernenergievermogen uit te breiden, houdt tevens in dat het risico van het optreden van die gevolgen wordt aanvaard."

Volgens de toelichting op deze tekst (PKB, Nota van Toelichting, p. 6) is het ergst denkbare ongeval, dat de basis voor de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales vormt, het zogenaamde KM-ongeval.

Dit KM-ongeval, dat ook wel KMM wordt genoemd, is beschreven in een rapport van de Gezondheidsraad uit 1984 "Advies inzake de Bronterm van Kerncentrales en de Volksgezondheid (BKEV)".

Al dit soort kernongevallen begint ermee, dat men op een of andere manier het vermogen verliest om de reaktorkern te blijven koelen. De splijtingsreacties in de kern worden wel direct stopgezet en deze produceren dan geen extra warmte meer. Maar zonder koeling kan de hitte van de radioactieve stoffen in de brandstofstaven niet weg. Deze hitte is zo groot, dat de staven zonder koeling kapot gaan. Ze beginnen bij temperaturen van meer 2000 °C eerst te vervormen en bij 3000 °C smelten ze. Daarbij ontsnappen de radioactieve stoffen die het makkelijkst verdampen en komen binnen het reaktorgebouw in de lucht.

De betonnen koepel van een moderne kerncentrale is bestand tegen een druk van ongeveer tien atmosfeer. Terwijl de reaktor staven kapotgaan, kreeëren de verdamping van hete gassen en kleinere of grotere gas- of stoomexplosies een zeer hoge druk en drukgolven in het reaktorgebouw. De combinatie van de toenemende druk en verzakkingen in de centrale kan een lek in de betonnen koepel veroorzaken. Via dit lek wordt dan radioactieve lucht onder grote druk uit het reaktorgebouw naar buiten geperst. Net als bij een fietsband hangt de snelheid waarmee de lucht uit het gebouw kan stromen wel af van de grootte van het gat.

Hoeveel er van een bepaalde radioactieve stof ontsnapt hangt af van de vluchtigheid van die stof en van het chemische gedrag van die stof tijdens de eerste twee uur in het reaktorgebouw. De totale lozing wordt weergegeven in de bronterm. Dat is een tabel waarin voor verschillende groepen stoffen wordt aangegeven welk deel van de reaktorinhoud in de lucht buiten de kerncentrale komt.

Bijvoorbeeld, voor barium en strontium is de bronterm 0,3. Dat betekent dat bij het KM-ongeval drie-tiende van de reaktorinhoud van deze twee stoffen gelooosd wordt. De reaktorinhoud van een 1000 MWe PWR in vol bedrijf is een bekend gegeven.

Voor de berekeningen in dit rapport is uitgegaan van de gegevens voor het KM-ongeval van de Gezondheidsraad, dat de basis vormt van de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales. Het kernsmelt in een drukwaterreaktor (PWR) met een vermogen van

naam isotoop	afkorting	geloosd deel van de reaktorinhoud van de isotoop
xenon, krypton	Xe,Kr	1,0
jodium	I	0,1
cesium, rubidium	Cs,Rb	0,1
telluur,antimoon	Te,Sb	0,3
barium,strontium	Ba,SR	0,01
ruthenium etc.	Ru, etc.	0,02
actiniden	La t/m Pu	0,003

vertragingstijd: 2 uur
 lozingsduur: 3 uur
 lozingshoogte: 0 meter (N.B. In dit rapport 10 meter)
 pluimstijging: 0 meter (N.B. Inversielaa op 300 meter)

Tabel 2.1 De bronterm van het KM-ongeval, uitgedrukt in percentages van de reaktorinhoud van een 1000 MWe PWR. Deze bronterm vormt de basis voor de PKB Vestigingsplaatsen kerncentrales. Dit ongeval is ook het uitgangspunt voor dit rapport, zij het dat de lozingshoogte 10(m) is en er een weersafhankelijke pluimstijging optreedt.

KM-ongeval Gezondheidsraad, PKB en dit rapport		Tsjernobyl IAEA, 1986 IACTP, 1991	Tsjernobyl NEA/OECD 1995
Alle hoeveelheden in Curie x 1000			
Xe,Kr	120.000	46.800	175.500
I	15.000	7.000+	47.500+
Cs/Rb	400	1.500+	3.700+
Te	5.600	1.300+	31.000+
Sr/Ba	1.300	6.800	9.800
Ru etc.	1.300	7.800+	11.000+
act. etc.	700	8.950+ Zr,Ce 270+ Np,Cm en Pu	13.721+ Zr,Ce 25.515 Np 408 Pu,Cm
vertraging	2 uur	9 dagen	
lozingsduur	3 uur		

Ru etc. = Ru,Rh,Co,Mo,Tc
 act. etc. = La,Y,Zr,Nb,Ce,Pr,Nd,Np,Pu,Am,Cm

Tabel 2.2 De bronterm van het KM-ongeval, uitgedrukt in eenheden van 1000 Curie, en twee schattingen van de bronterm voor het ongeval, dat in 1986 in Tsjernobyl gebeurde.

1000 MWe. De lozing van radioactieve stoffen begint na twee uur. De lozing zelf duurt drie uur. De bronterm die de totale hoeveelheid geloosde stoffen weergeeft staat in tabel 2.1. Bij deze kernramp ontsnapt ongeveer tien procent van de radioactieve stoffen, die het meest belangrijk zijn voor de lange termijn besmetting van het milieu, uit de reaktor. Daarom noemt men dit ook wel een 10% bronterm of een 10% ongeval.

2.2 De verspreiding van radioactieve stoffen.

Als de radioactieve lucht buiten de kerncentrale komt, gedraagt deze zich zoals iedere wolk die uit een schoorsteen komt. Hij wordt door de wind mee genomen. Terwijl hij over het land trekt waaiert hij uit en de stofdeeltjes vallen naar beneden. Hoe snel de wolk uiteenwaait en hoe snel de stofdeeltjes neerkomen hangt af van de weersomstandigheden en van de snelheid van de wind.

Bij heel mooi weer, een stralend blauwe lucht en een zacht windje (weerscategorie F) verwaait op de wolk dwars op de windrichting maar weinig. Het gevolg is dat de stofdeeltjes in de wolk dicht bij elkaar blijven. De fall-out op de grond vormt een patroon van een heel smalle, maar zeer lange strook die tot op honderden kilometers van de centrale lokaal nog tot vrij hoge besmettingswaarden leidt.

Bij heel gewoon Nederlands weer, met wat bewolking en een matige tot krachtige wind (weerscategorie D), drijft de wolk sneller uit elkaar. Het fall-out patroon op de grond krijgt dan de vorm van een dikke sigaar. De hoge besmettingswaarden komen dan tot op enige tientallen kilometers afstand voor, maar in dit geval uitgesmeerd over een strook met een breedte van vele kilometers dwars op de windrichting.

Wanneer het bij dit laatste weertype regent terwijl de ramp zich voltrekt, vallen de stofdeeltjes extra snel uit de radioactieve wolk naar beneden. Daardoor wordt de radioactiviteit per vierkante meter in het midden van de sigaar na een kernongeval bij regen veel hoger vergeleken met de situatie na een ongeval bij droog weer.

Voor het berekenen van de fall-out na een kernramp bij diverse weersomstandigheden zijn komputermodellen ontwikkeld. Het komputermodel dat we voor dit rapport gebruikten is oorspronkelijk ontwikkeld door Dr. W.A. Smit van de Technische Hogeschool Twente en de Onderzoek en Adviesgroep van Ingenieurs AVIV te Enschede. Het in o.a. in 1983 gebruikt voor een rapport in opdracht van de Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid en in 1985 verder aangepast (Smit e.a., 1983, Smit en AVIV, 1985).

Voor de weersomstandigheden is uitgegaan van weertype D, zonder regen, en met een windsnelheid van 5 meter per seconde, als het meest gemiddelde Nederlandse weertype. Zoals uit het voorgaande blijkt kan de besmetting bij andere weerstypen op een bepaalde afstand van de kerncentrale zowel veel groter als veel kleiner als bij het in dit rapport uitgewerkte weertype.

In het Waddengebied is het elke dag twee maal eb en vloed. Bij eb ligt gemiddeld de helft van de wadbodem, de platen, gedurende zes uur droog. Het kan voor de korte termijn effecten veel uitmaken of de fall-out bij laag water direkt op de platen valt of, bij hoog water, eerst in anderhalve meter diep water oplost en pas later op de wadbodem terecht komt. Daarom komt in het volgende hoofdstuk zowel een ongeval bij laag water als een ongeval bij hoog water aan de orde.

2.3 Dosisberekeningen.

De stralingsdosis als gevolg de besmetting na een kernongeval bestaat uit verschillende onderdelen. Het hiervoor genoemde komputermodel berekent voor mensen de volgende onderdelen:

a. Externe bestraling uit de wolk.

Terwijl de radioactieve wolk over het land trekt, omgeeft deze tijdelijk alles wat hij op zijn weg tegenkomt. Mensen die op dat moment buiten verblijven worden daardoor een tijd uit de omringende lucht bestraald.

b. Inhalatiedosis.

Als mensen zich in de voorbijtrekkende wolk bevinden en ademen, komen er radioactieve stoffen in hun longen. Een deel van deze radioactieve stoffen blijft in de longen achter en kan in het lichaam worden opgenomen. De stralingsdosis die daardoor in het lichaam wordt afgegeven wordt met standaardmodellen uitgerekend.

c. Dosis door verblijf op besmette bodem.

Nadat de radioactieve wolk voorbijgetrokken is, ligt er fall-out, een heel dun laagje radioactief stof, op de grond. Zolang deze fall-out niet uit de bodem verdwijnt geeft deze ook straling af en kan een stralingsdosis veroorzaken.

Alle radioactieve stoffen vervallen, dat wil zeggen ze geven na verloop van tijd minder straling af. Er is voor elke radioactieve stof een precies vast te stellen hoeveelheid tijd, waarin een bepaalde hoeveelheid straling van die éne soort stof (isotoop) altijd tot de helft terugloopt. Dit is de halfwaarde tijd. In het komputermodel wordt voor ieder tijdstip rekening gehouden met het afnemen van de stralingsdoses door het radioactieve verval van de isotopen. De precieze gegevens voor de vervaltijd van de radioactieve isotopen zijn geaktualiseerd met behulp van het Handbook of Chemistry and Physics van 1994 (Holden, 1994).

In het komputermodel kan men ook rekening houden met omstandigheden waardoor bij een van de voornoemde onderdelen de stralingsdosis wordt verminderd. Voor elke stralingsdosis kan een zogenaamde afschermingsfaktor worden ingevoerd.

Ad. a en b.: Mensen kunnen door hun gedrag een deel van de hiervoor genoemde stralingsdosis uit de wolk of door inademing van de wolk ontlopen. Mensen zitten vaak in een gebouw: thuis, op school, in een fabriek, enzovoorts. Ze kunnen ook bewust binnen blijven met de ramen en deuren dicht.

Ad c.:

Mensen zijn een deel van de dag in gebouwen of zitten vervoermiddelen. In de trein of in een auto is de bodemstraling ten dele afgeschermd. Op de derde verdieping van groot kantoorgebouw is de bestraling vanaf de bodem vrijwel afwezig. De bodemstraling kan lokaal verminderd worden door de straten voortdurend schoon te spuiten, de bodem met een extra laag asfalt af te dekken en akkers om te ploegen.

Afhankelijk van de bodemsoort, de regenval en dergelijke kan een deel van de fall-out naar diepere grondlagen zakken of met het oppervlaktewater wegspoelen. Via zulke mechanismen neemt de bodemstraling meer af dan alleen door het radioactief verval.

Als mensen uit een besmet gebied geëvacueerd worden, kan de bodemstraling hen helemaal niet meer bereiken.

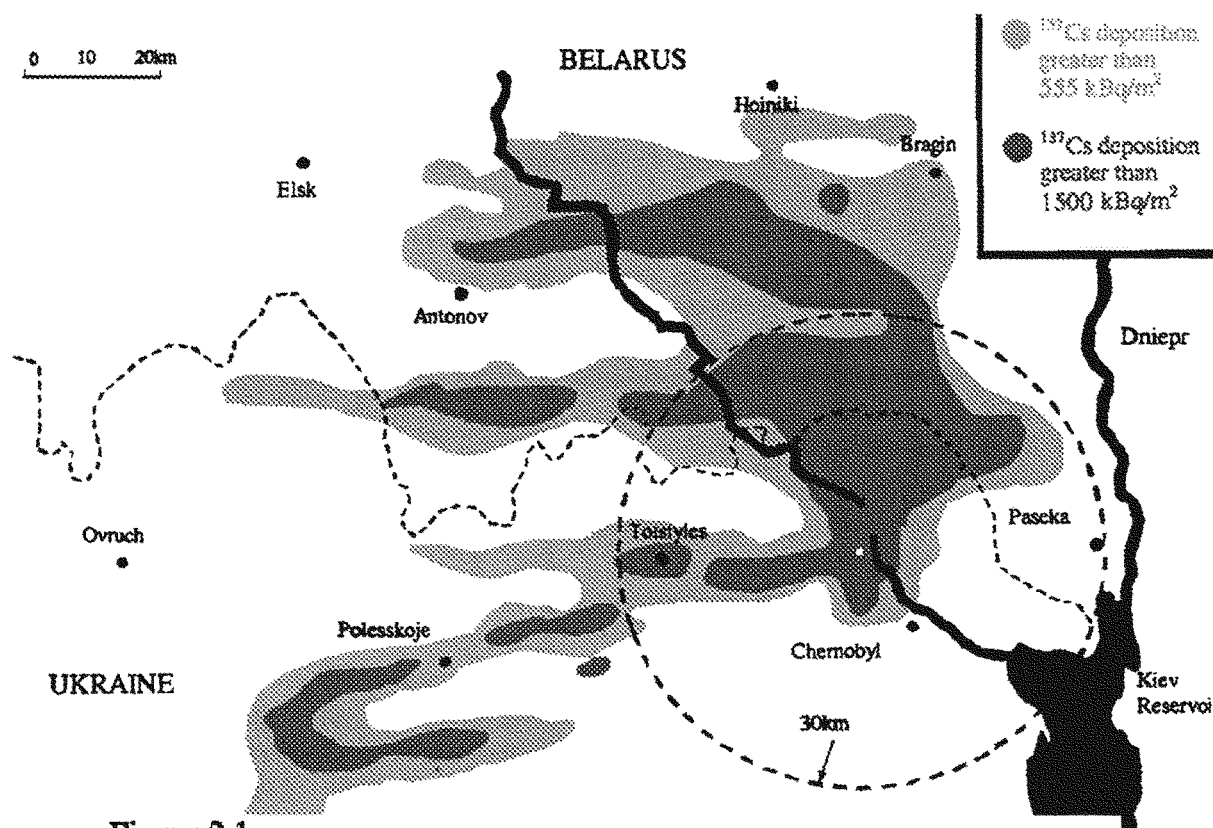
In de berekeningen van de gevolgen van het KM-ongeval voor mensen is men in de BKEV-studie van de Gezondheidsraad er vanuit gegaan dat tijdens het overtrekken van de wolk alle mensen de helft van de tijd in een gebouw zijn. Verder werd aangenomen alle mensen die in het door de radioactieve wolk besmette gebied zijn, wonen of werken binnen een dag geëvacueerd worden, nooit meer terug komen en nooit meer radioactief voedsel krijgen.

In een latere studie van door het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) werd er ook van uitgegaan dat alle mensen de helft van de tijd zouden zijn afgeschermd tegen de straling uit de overtrekkende wolk. Door de eerder genoemde afschermingsfactoren wordt de bodemstraling volgens het ECN tot een kwart gereduceerd (Hiene e.a., 1988a en 1988b).

Deze aannames zijn niet relevant voor een studie van het effect van een kernongeval voor dieren en planten het Waddengebied. In vergelijking tot mensen hebben de meeste dieren in het Waddengebied korte poten en leven dicht bij de grond. Ze zitten niet in gebouwen, ze doen niet expres de ramen en deuren dicht en ze worden niet geëvacueerd. Daarom worden in dit rapport de hiervoor genoemde afschermingsfactoren voor mensen bij de basisberekening van de gevolgen van het kernongeval niet gebruikt. Er zijn wel dieren die een deel van de tijd of helemaal onder water leven en vogels staan niet de hele dag met hun poten op de grond. In het navolgende worden de voor de afzonderlijke planten- en diersoorten relevante afschermingsfactoren apart uitgewerkt.

Het komputermodel is niet geschikt om de stralingsbelasting als gevolg van besmet voedsel uit te rekenen. Voor dieren zijn speciale modellen nodig, waarin bijvoorbeeld met de verschillende stappen in de voedselketen rekening gehouden wordt. Vooral na de ramp in Tsjernobyl zijn deze modellen sterk uitgebreid en verbeterd. In het navolgende hebben we slechts een ruwe schatting van de stralingsbelasting door de opname van voedsel en water gemaakt.

In een groot deel van het Waddengebied leven dieren geheel of gedeeltelijk in het water. Er zijn vooral na de ramp bij

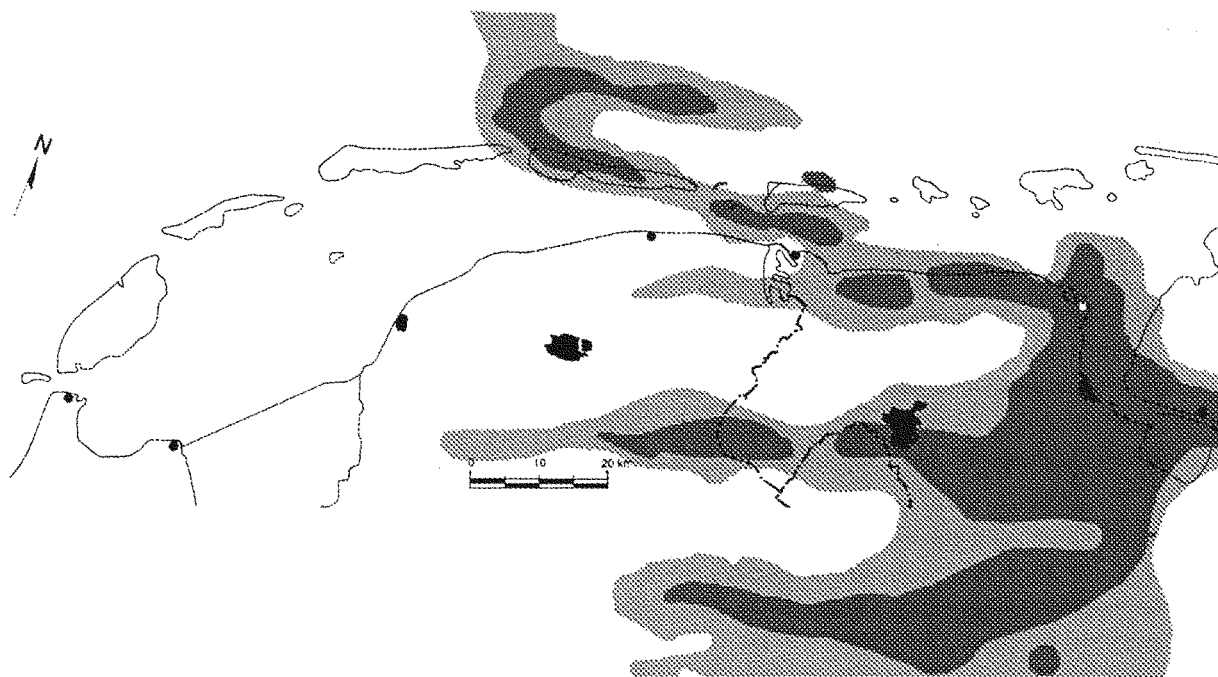


Figuur 2.1

Besmetting van de omgeving van Tsjernobyl met ^{137}Cs .

Lichtgrijs 15-40 Ci/km² (=evacuatie niveau voor zwangeren en kinderen),

donkergrijs meer dan 40 Ci/km² (= niveau voor totale evacuatie).



Figuur 2.2

Besmetting van het waddengebied indien de kerncentrale van Tsjernobyl in de Eemshaven had gestaan.

Lichtgrijs 15-40 Ci/km² (=evacuatie niveau voor zwangeren en kinderen),

donkergrijs meer dan 40 Ci/km² (= niveau voor totale evacuatie).

Tsjernobyl zowel in Nederland als in het buitenland (Zweden) een aantal komputerprogramma's ontwikkeld die voor de bestudering van de verspreiding van radioactieve stoffen in waterig milieu en door waterorganismen, in zee of in zoetwatermeren van toepassing kunnen zijn. In Nederland hebben het Waterloopkundig Laboratorium, de KEMA, het RIZA en het RIVM zulke komputerprogramma's uitgewerkt. Hiermee zijn o.a. de gevolgen van een Nederlandse kernramp voor het IJsselmeer doorgerekend (Blaauboer e.a., 1992).

In dit rapport is zonder zulke speciale komputerprogramm's een globale schatting van de stralingsbelasting en de effecten daarvan in de Dollard gemaakt. Daarbij is gebruik gemaakt van gegevens uit het uitvoerige onderzoek dat de laatste twintig jaar in het Eems-Dollard gebied is verricht. Verdere gegevens zijn afkomstig uit onderzoek over het gedrag van radioisotopen in zee, dat al sinds dertig jaar gaande is.

2.4 Het KM-ongeval (PKB) versus de ramp bij Tsjernobyl.

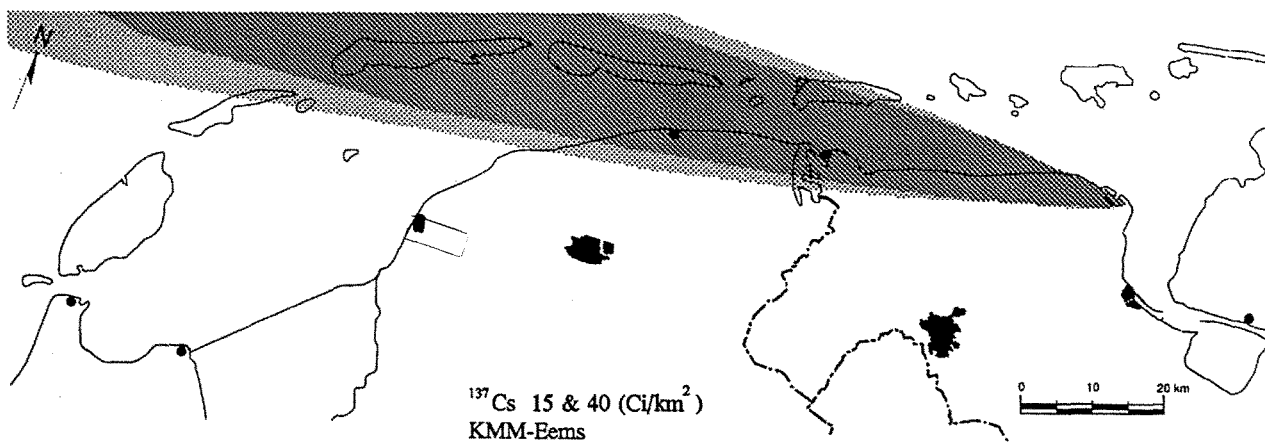
Aangezien de ramp bij Tsjernobyl voor veel mensen een referentiekader is geworden, willen we een paar opmerkingen over het verschil en de overeenkomst tussen deze ramp en de gevolgen van het KM-ongeval die in dit rapport beproken worden.

De verongelukte kerncentrale bij Tsjernobyl had hetzelfde vermogen als de nieuwe te bouwen kerncentrales, waar in Nederland in de kontekst van de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales aan gedacht wordt. Dat wil zeggen, als de centrales in vol bedrijf zijn zal de inhoud aan radioactieve stoffen van de twee soorten centrales niet veel verschillen.

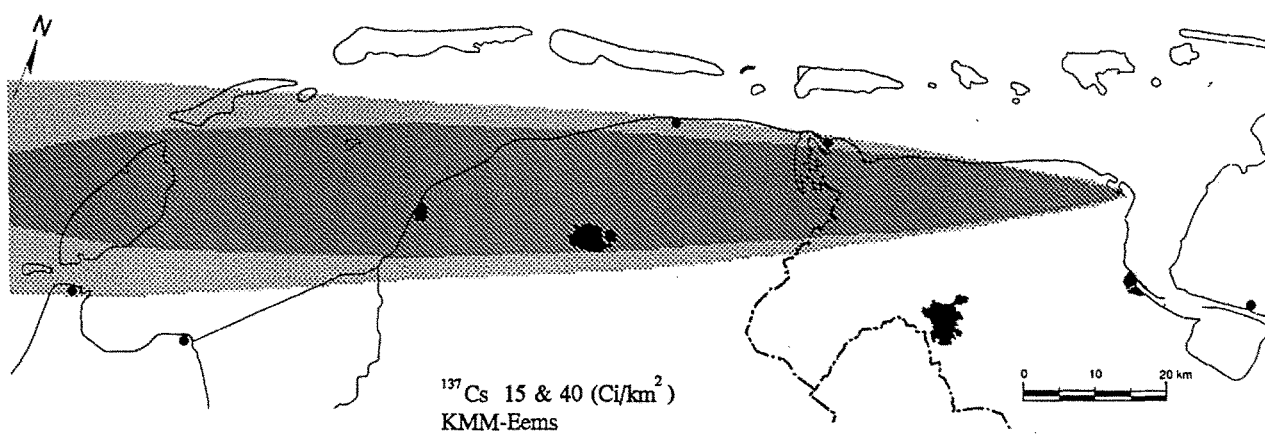
Maar het type kerncentrale dat in Tsjernobyl staat is wel van een ander soort dan de nieuwe kerncentrales waar de PKB vanuit gaat. Het ongeluk dat in Tsjernobyl gebeurde was daardoor ook van een ander soort als het voor de PKB als uitgangspunt genomen KM-ongeval.

Kort samengevat liepen in Tsjernobyl de splijtingsreacties even uit de hand. Dat duurde maar heel kort, maar als gevolg daarvan produceerde de reaktor even een paar honderd maal meer energie als waarop hij gebouwd was. Er ontstond een zeer snel een zeer grote warmteontwikkeling. De temperatuur liep op tot zo'n 4000 °C. De druk in de reaktor liep extreem hoog op, en er volgden gasexplosies. Het reaktorvat barstte uit elkaar en vervolgens blies een explosie met een kracht van 50 atmosfeer een deel van het dak van de centrale weg. De splijtstofstaven in de Tsjernobyl centrale zijn omgeven door een grote massa grafiet. Grafiet is pure koolstof en dit vatte vlam. Het vuur was niet makkelijk te blussen en het dak van de centrale ontbrak. Er heeft dus dagenlang een soort groot kolenvuur gebrand. In een periode van tien dagen ontsnapten met de rookwolken radioactieve stoffen uit de centrale.

In die periode is de wind een paar maal gedraaid. Daardoor is radioaktiviteit in vier verschillende richtingen verspreid. Het fall-out patroon dat bij Tsjernobyl gevonden is, lijkt daardoor enigszins op een combinatie van vier vervormde,



Figuur 2.3.A



Figuur 2.3.B

sigaarvormige gebieden, in vier verschillende richtingen (zie figuur 2.1).

In het geval van het KM-ongeval in de kerncentrale uit de PKB, begint de ramp niet met een uit de hand gelopen splijtings-reaktie, maar met een koelprobleem als de gewone splijtingsreakties gestopt zijn.

De radioactieve wolk blijft eerst nog twee uur in het reaktor-gebouw hangen, voordat er een gat naar buiten ontstaat. In die eerste twee uur dwarrelt een deel van de radioactieve stoffen in de wolk in het gebouw naar beneden of plakt aan de wanden. Men gaat er verder vanuit dat er in een Nederlandse centrale maar een klein gat valt. Hierdoor zal er bij het KM-ongeval dus ook minder radioactiviteit vrij komen dan in het geval van Tsjernobyl, waar al direkt bij het begin van het ongeluk een groot deel van het dak van de reaktor verdween.

Als we de ramp bij Tsjernobyl vergelijken met een pan die langzaam droog kookt, lijkt het KM-ongeval meer op het losraken van het ventiel van een snelkookpan, die net is uitgezet: de stoom ontsnapt dan zeer snel. In het KM-ongeval komt alle radioactiviteit die ontsnapt in slechts drie uur naar buiten. In die tijd, kan de wind misschien wel een klein beetje van richting veranderen, maar nooit zoveel als in Tsjernobyl gebeurde. Vandaar dat het fall-out patroon van het KM-ongeval veel meer dan bij Tsjernobyl een sigaarvormig patroon in één richting zal vormen (zie figuur 2.3). In werkelijkheid zullen de contouren wel een iets grilliger verloop hebben in vergelijking tot de strakke lijnen in figuur 2.3.

In tabel 2.2 is een vergelijking gemaakt tussen de radioactieve lozing bij het KM-ongeval en twee schattingen van de hoeveelheden radioactiviteit die bij Tsjernobyl naar buiten zijn gekomen.

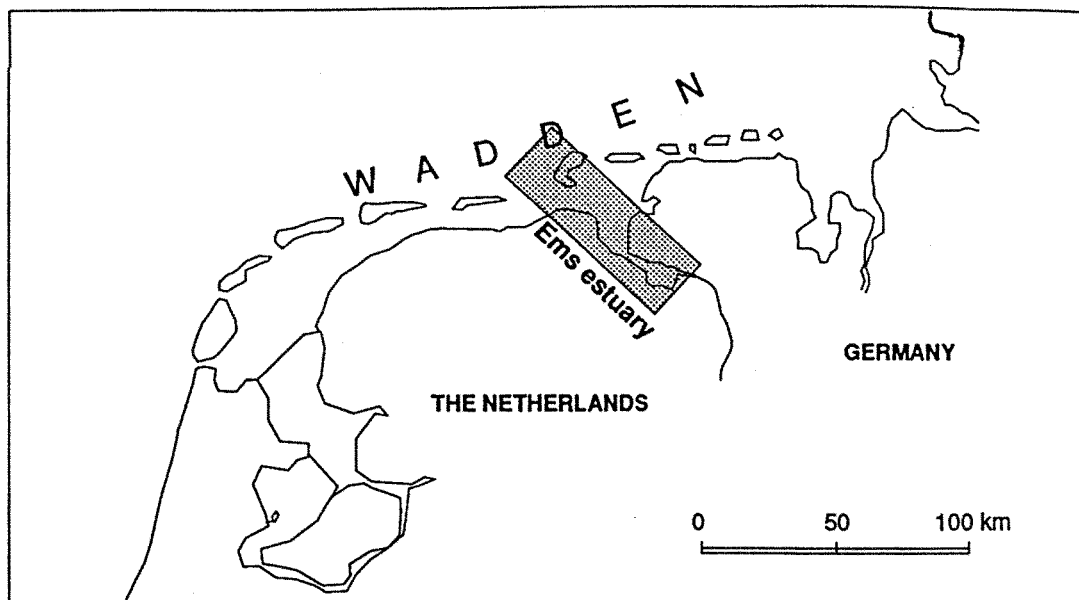
De isotopen van cesium en strontium hebben het meeste invloed op de lange termijn besmetting in de jaren na de ramp. Uit tabel 2.2 blijkt dat de lozing van deze isotopen bij het KM-ongeval gelijk is aan ongeveer een kwart van de hoeveelheid die volgens de eerste schattingen bij Tsjernobyl vrij kwam. Als de meer recente NEA/OECD schattingen kloppen, zou er bij het KM-ongeval aan cesium en strontium ongeveer eentiende geloosd worden van de hoeveelheid die er bij Tsjernobyl vrij kwam.

Aangezien vanwege de verschillen tussen de reaktoren en het verloop van het ongeval geven de cijfers op zich niet zoveel inzicht in de gevolgen. De combinatie van figuur 2.1 en figuur 2.3A en 2.3B geven daarvan wel een indruk.

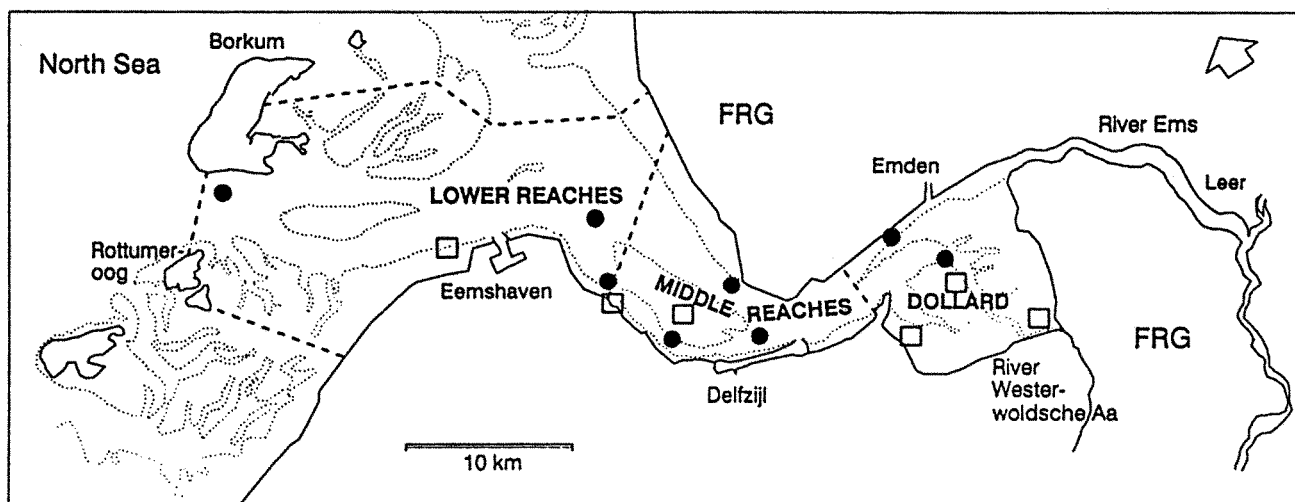
Figuur 2.1 is een kaart van het gebied waarin na de ramp bij Tsjernobyl het stralingsniveau veroorzaakt door het langlevende cesium-137 15 Curie per vierkante kilometer of meer bedroeg. Ongeveer de helft van dit gebied had een nog hoger stralingsniveau van 40 Curie cesium-137 per vierkante kilometer. Iedereen die in dit deel woonde is gedwongen om te verhuizen naar elders.

De rest van het gebied (dus met 15-40 Ci/km²) staat sinds de ramp bij Tsjernobyl grotendeels "onder strikte controle". In principe moesten alle gezinnen met zwangere vrouwen en kinderen jonger dan 12 jaar oud uit dit gebied vertrekken en verhuizen. De voedselproductie in dit deel is sterk beperkt. De mensen die er blijven wonen, mogen er eigenlijk niets eten dat rechtstreeks van het land komt (Savchenko, 1995, p. 76-77 en 57).

Figuur 2.3A en 2.3B zijn op dezelfde schaal als figuur 2.1 getekend. De grootste gebied (lichtgrijs) geeft omvang van het gebied weer dat na een KM-ongeval in de Eemshaven bij oostenwind respectievelijk oostzuidoosten wind en weertype D zonder regen, een bodembesmetting van 15 Ci/km² cesium-137 zou krijgen. De binnenste lijn komt overeen met een bodembesmetting van 40 Ci/km² cesium na het KM-ongeval in de Eemshaven.



Figuur 3.1 De Waddenzee met het Eems-Dollard estuarium.
(Bron: de Jonge, 1992, p. 11)



Figuur 3.2 De indeling van het Eems-Dollard estuarium in drie delen: de Dollard, het middengebied en het buitengebied. De gestippelde lijn is gemiddeld laag water (Bron: de Jonge, 1992, p. 158)

Hoofdstuk 3. Noordwestenwind: Het Eems-Dollard gebied.

Als tijdens een kernramp in de Eemshaven de wind uit het noordwesten waait, trekt de radioactieve wolk over de Punt van Reide naar Nieuw Statenzijl en de monding van de Westerwoldse Aa. Daarbij wordt een aanzienlijk deel van het Eems-Dollard estuarium besmet. We zullen in het navolgende de aandacht vooral richten op de gevolgen hiervan voor de Dollard. De gevolgen van radioactieve besmetting van de Dollard worden niet alleen bepaald door de hoeveelheid neergeslagen radioactieve stoffen. Van belang zijn ook de hydrografische kenmerken van het estuarium zoals de hoeveelheid en de aard van het in- en uitstromende water en de adhesie van de radionucliden aan slib. En tenslotte bepalen biologische factoren de opname radioactieve stoffen en de concentratie daarvan in planten en dieren.

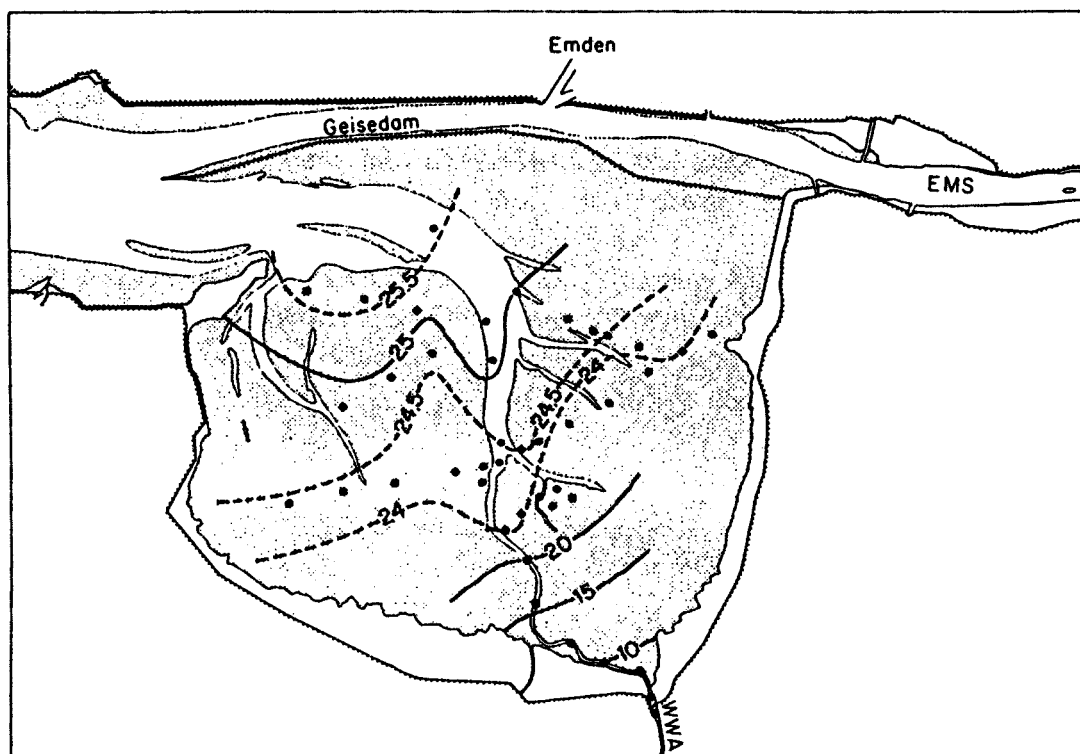
In paragraaf 3.1 bespreken we een aantal hydrografische kenmerken van het Eems-Dollard estuarium. In paragraaf 3.2 komt de interactie tussen radioactieve fall-out in zeewater, slib en sediment aan de orde. En in paragraaf 3.3 geven we een overzicht van de concentratiefactoren voor de verhouding tussen radionucliden in zeewater en marine organismen. Niet-zoogdieren, zoals invertebraten en vissen, verschillen sterk van zoogdieren wat betreft de wijze van opname van radioactiviteit en de gevolgen van straling. In dit hoofdstuk richten we de aandacht uitsluitend op de niet-zoogdieren. De enige aquatische zoogdieren die in de Dollard voorkomen, de zeehonden, worden apart behandeld in hoofdstuk vijf.

3.1 Hydrografische kenmerken van het Eems-Dollard gebied.

Het Eems-Dollard estuarium vormt de overgang tussen een rivier en de zee. De monding van de rivier is naar zee toe trechtervormig verbreed. De vorm van het estuarium lijkt op de doorsnede van een ouderwetse autotoeter. Het brede uiteinde van de toeter ligt tussen Borkum en Rottumerplaat tegen de Noordzee. De toeter wordt naar binnen toe smaller en eindigt in de blaasbalg; aan het eind van het estuarium ligt een grote ondiepe baai, de Dollard (zie figuur 3.1).

Het Eems-Dollard estuarium wordt gewoonlijk in drie deelgebieden onderscheiden: het binnenste deel oftewel de Dollard, het middendeel dat van de Dollard tot en met de Paap-zandplaat tussen Delfzijl en de Eemshaven reikt, en het buitengebied dat van de Paap tot de Noordzee tussen Rottumeroog en Borkum reikt (figuur 3.2).

Van Borkum tot Nieuw-Statenzijl is het estuarium ongeveer 50 kilometer lang. De Dollard is ongeveer elf kilometer breed. Het gemiddelde verschil tussen de waterhoogte bij laag tij en hoog tij is bij Borkum 2,3 meter, bij Emden 3,2 meter. Ongeveer 40-50% van het estuarium bestaat uit bij eb droogvallende platen. In de Dollard valt bij eb echter meer dan 85% droog.



Figuur 3.3 De zoutgradient in de Dollard. (Bron: Helder en Ruardij, 1982)

<i>Time scale</i>	<i>Time (days)</i>	
	<i>High discharge</i>	<i>Low discharge</i>
Dollard		
Water entering at mouth:		
mean age	5.9	17.9
WWA water:		
mean age	8.5	27.1
flushing time	8.7	31.2
Turn-over time of basin:	10.0	21.0

Tabel 3.1 Gemiddelde leeftijd, doorgangstijd en turn-over tijd van vers water in de Dollard bij een hoge aanvoer (31 m³/sec) en een lage aanvoer (5,1 m³/sec) van water uit de Westerwoldse Aa. (Bron: Helder en Ruardij, 1982)

De gemiddelde waterdiepte in de Dollard gering: er staat bij hoogwater niet meer dan 1,2 meter op de platen (de Jonge, 1992, p. 12).

Er monden twee rivieren in de Dollard uit: de Eems en de Westerwoldse Aa.

De Eems voert gemiddeld 4×10^9 m³ water per jaar (125 m³ per seconde) aan uit een stroomgebied met een oppervlakte van 12.650 km². Deze aanvoer kan sterk wisselen. In de wintermaanden is de wateraanvoer door de Eems gemiddeld 150 m³ per seconde, met pieken van 390 m³ per seconde. In de zomermaanden is de gemiddelde wateraanvoer 50 m³ per seconde, met minima van 25 m³ per seconde (de Jonge, 1992, p. 15).

De waterloop van de Eems is in het noorden van de Dollard sterk van de rest afgescheiden door de Geisedam. De uitwisseling van het water van de Eems met het water boven de platen in de rest van de Dollard is daardoor te verwaarlozen.

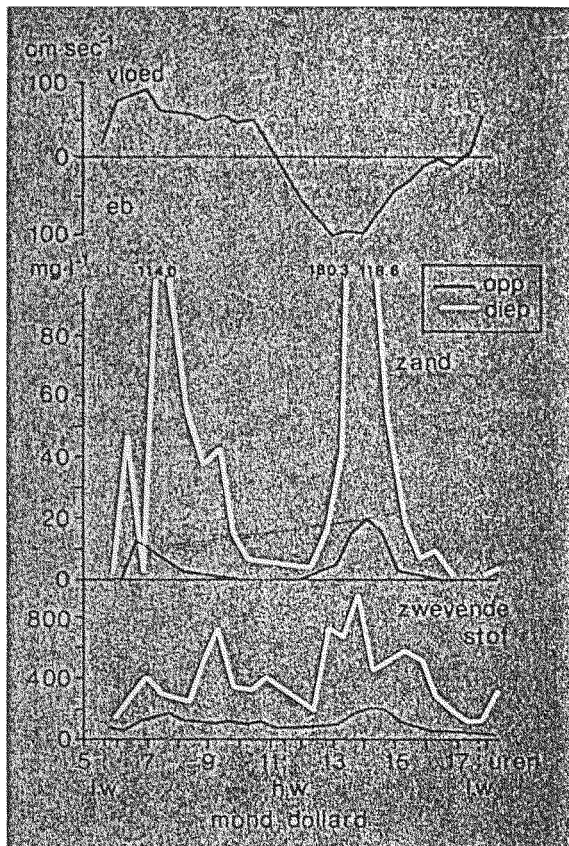
De wateraanvoer van de Westerwoldse Aa naar de Dollard is ongeveer eentiende van die van de Eems: $0,4 \times 10^9$ m³ per jaar, (12,5 m³ per seconde). De zomer- en winteraanvoer bedraagt respectievelijk 10 en 20 m³ per seconde. Dit water mengt zich wel met het water in de Dollard.

Door de langzame menging van het zoete water uit deze rivieren met het water uit de Noordzee bestaat er een zoutgradient in het estuarium. Deze verloopt tussen Nieuw Statenzijl en de Eemshaven van 10 tot 30 promille. In het grootste deel van Dollard loopt de gradient van ongeveer 15 tot 25 promille (zie figuur 3.3) (Helder and Ruardij, 1982). Het zoutgehalte kan van belang zijn voor het gedrag van radionucliden in het water. We komen hier in paragraaf 3.2 nader op terug.

Bij elk tij stroomt er $0,12 \times 10^9$ m³ water in en uit de Dollard. Dit water wordt zeer langzaam ververst. Het grootste deel van het water van de Dollard schommelt in wezen heen en weer door het estuarium. De gemiddelde afstand die het water van de Dollard tussen eb en vloed aflegt is 12 kilometer: van de Westerwoldse Aa tot de grens tussen de Dollard en het middengebied van het estuarium, of van deze grens tot het midden van de Paap-zandplaat (BOEDE-groep, 1983, p. 33).

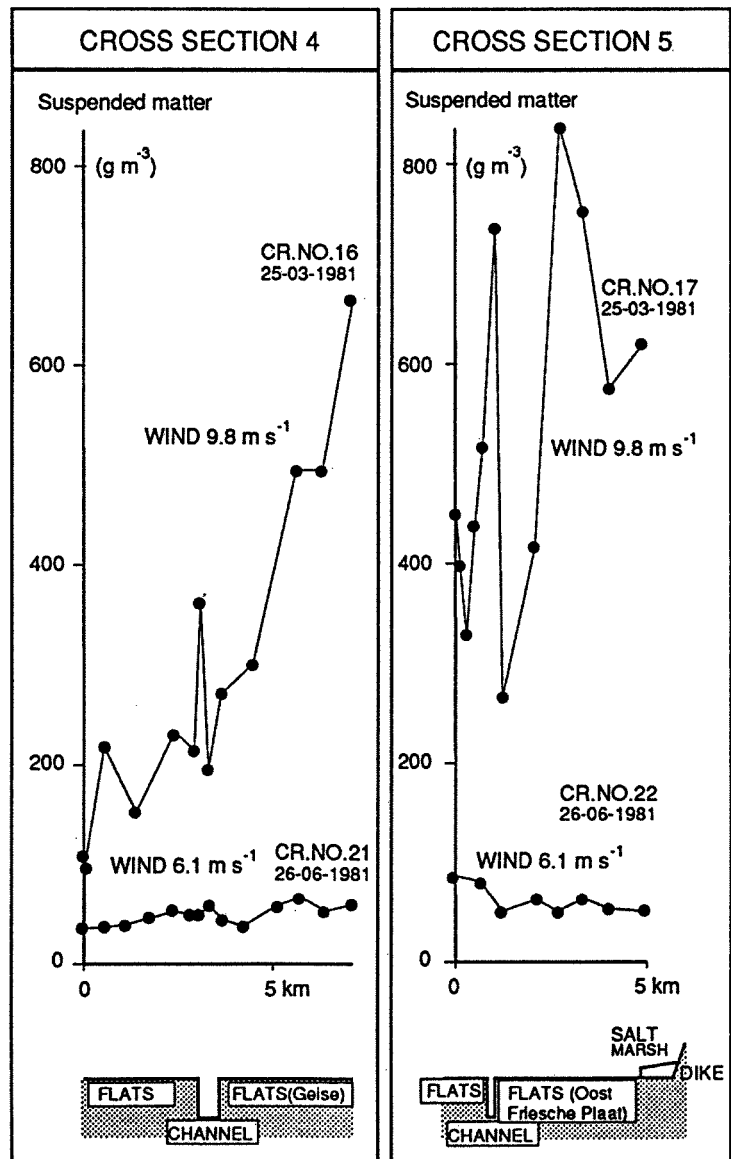
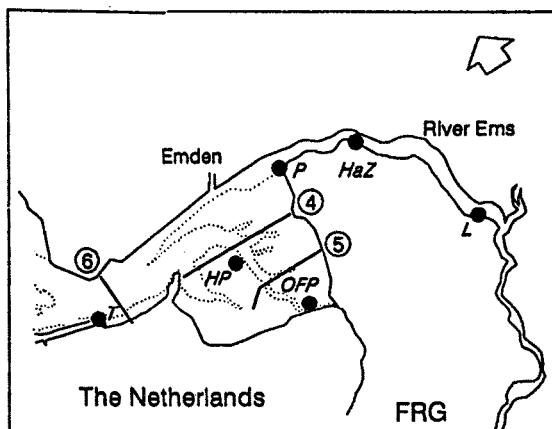
Onderzoekers van het NIOZ hebben de verblijftijd van het water in de Dollard nauwkeurig bestudeerd. Ze noemen de gemiddelde hoeveelheid tijd, die een waterpakketje of de daarin opgeloste stof nodig heeft om een pad van een punt in het estuarium naar een ander punt af te leggen, de doorgangstijd (flushing time). De tijd, die nodig is om een watervolume of de massa van daarin opgeloste stoffen in een bepaald deel van het estuarium ongeveer tot de helft (tot een fraktie e^{-1}) te doen afnemen wordt de turn-over tijd (turn-over time) genoemd.

Uit tabel 3.1 blijkt dat een waterdeeltje uit de Westerwoldse Aa er in de winter bijna negen dagen over doet om bij de monding van de Dollard te komen. In dit jaargetijde duurt het tien dagen voordat de concentratie van een opgeloste stof in het water van de Dollard gehalveerd is. In de zomer duurt de



Links: Figuur 3.4 De variatie in stroomsnelheid in cm/sec van het water in de mond van de Dollard over de cyclus van eb en vloed en het gehalte aan gesuspendeerd materiaal in het water in de mond van de Dollard. (Bron: BOEDE-groep, 1983, p.40)

Onder: Figuur 3.5 De hoeveelheid gesuspendeerd materiaal bij twee windsnelheden in de Dollard langs twee dwarsdoorsnedes, nrs. 4 en 5. (Bron: de Jonge, 1992, p. 140 en 145)



reis van een waterdeeltje uit de Westerwoldse Aa naar de monding van de Dollard een volle maand. Het duurt in de zomer drie weken voordat de concentratie van een in het Dollard water opgeloste stof tot de helft is afgenomen (Helder and Ruardij, 1982).

In het water dat het estuarium in en uit stroomt bevinden zich slib en zanddeeltjes. Een deel daarvan blijft achter. De bodem van de Dollard wordt daardoor elk jaar 0,8 cm opgehoogd. (de Jonge, 1992, p. 123). Het sediment bestaat uit zand (deeltjesgrootte 0,05 tot 2 millimeter), silt (deeltjesgrootte 2-50 micrometer) en lutum (deeltjesgrootte kleiner dan 2 micrometer). In de Dollard bevat het sediment op de platen ongeveer 5% silt en lutum, oftewel klei. Het kleigehalte loopt naar de kust toe op: de slikken dicht bij de kwelders bevatten 35% klei (de Jonge, 1992, p. 14).

Zwevend slib in het water bestaat uit kleine vlokjes, met daarin silt en lutumdeeltjes. Als ze bezinken gedragen ze zich als een korreltje met een doorsnee van 0,04 millimeter (Veenstra, 1978). In het slik op de bodem ontstaan aggregaten van klei met bacterieel afval en ander organisch materiaal, dat als een plaksel funktioneert (de Jonge, 1992, p. 122). Vooral de uitwerpselen van de vele organismen in de bodem die met hun voedsel slib opeten en weer afscheiden, faeces en pseudofaeces, dragen eraan bij om het sediment op de bodem vast te leggen (Schröder e.a., 1976, Eisma and Irion, 1988).

Het slibgehalte in het water is in het buitengebied gemiddeld zo'n 50 gram/m³. In het binnengebied de Dollard is dit gemiddeld 180 gram/m³. Het slibgehalte varieert echter sterk met de omstandigheden.

Tijdens de eb- en vloedstromen komt het water in de geulen sterk in beweging. Dit maakt dat er slib van de bodem loskomt en resuspendeert. Daarbij loopt het gehalte aan zwevend stof in de geulen op tot 800 gram/m³, terwijl het bij hoog en laag water 50 tot 100 gram/m³ bedraagt (figuur 3.4).

De tweede bepalende faktor voor het slibgehalte in het water is de wind. De wind veroorzaakt golven en deze wervelen in het ondiepe water van de Dollard ook slib van de bodem op (Eisma and Irion, 1988). Ook dit is uitvoerig onderzocht. Figuur 3.5 laat het resultaat zien voor twee dwarsdoorsneden door de Dollard.

Bij windsnelheden kleiner dan 6 meter per seconde blijft het slibgehalte in het water van de Dollard stabiel laag: 50-80 gram/m³. Echter, bij een windsnelheid van 9,8 meter per seconde variëren de waarden boven de platen van de Dollard van 200 tot ruim 800 gram/m³, met gemiddelden tussen 400-600 gram/m³. De lagere windsnelheden zijn kenmerkend voor de zomerperiode, de hoge windsnelheden komen vooral voor in de winter (de Jonge, 1992, p. 139-155).

Bij dit alles wordt maar een klein deel van het slib van de bodem van de Dollard in het water opgenomen. Bij hoog tij bevat de Dollard 220×10^6 m³ water (zie tabel 3.2). Een slib-

	Dollard	midden	buiten
oppervlakte ($\times 10^6 \text{ m}^2$)	100	90	270
oppervlakte droogvallende platen ($\times 10^6 \text{ m}^2$)	82,6	42,1	121
oppervlakte geulen ($\times 10^6 \text{ m}^2$)	19,7	48,4	153
watervolume bij gemiddeld hoogwater ($\times 10^6 \text{ m}^3$)	220	460	1300
watervolume bij gemiddeld halftij ($\times 10^6 \text{ m}^3$)	120	420	955
eb/vloed volume ($\times 10^6 \text{ m}^3$)	120	280	1100
gemiddelde waterdiepte (m)	1,2	3,5	
gemiddelde geuldiepte (m)	6,2	7,5	6,6

Tabel 3.2 Het Eems-Dollard estuarium in cijfers.
(Bron: BOEDE-groep, 1983, p. 174, de Jonge, 1992, p. 12, 44 en 160)

Sediments			Distribution Coefficients for Each Size Fraction (value $\times 10^2$)									
Origin	Size Fractions		^{90}Sr	^{137}Cs	^{106}Ru	^{59}Fe	^{65}Zn	^{60}Co	^{147}Pm	^{54}Mn	$^{95}\text{Zr/Nb}$	^{144}Ce
	μ	% Weight										
Dutch	>64	51.1 $\pm$ 4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8	0.0	0.0	0.3	0.4
Wadden	32-64	21.7 $\pm$ 4.5	0.0	1.6	3.1	76.0	0.0	3.7	0.0	1.4	42.0	3.3
Sea ^a	16-32	9.5 $\pm$ 3.2	0.0	5.4	0.0	53.0	260.0	65.0	0.0	35.0	66.0	120.0
	8-16	5.6 $\pm$ 2.0	0.0	12.0	7.3	370.0	490.0	59.0	0.0	8.0	1,040.0	950.0
	4-8	8.4 $\pm$ 1.9	0.0	16.0	5.2	510.0	380.0	430.0	320.0	480.0	1,220.0	540.0
	<4	3.7 $\pm$ 0.8	26.0	6.2	4.7	540.0	112.0	220.0	280.0	97.0	670.0	124.0
Mediterranean	>64	0	—	—	—	—	5.2 ^b	—	—	—	—	—
off	32-64	3.0 $\pm$ 1.3	15.0	2.8	41.0	15.0	68.0	380.0	24.0	19.0	117.0	32.0
Monaco ^a	16-32	15.2 $\pm$ 4.2	2.5	1.3	11.0	101.0	140.0	540.0	0.8	41.0	290.0	73.0
	8-16	36.5 $\pm$ 8.6	7.6	1.4	22.0	118.0	150.0	730.0	4.5	61.0	150.0	82.0
	4-8	39.1 $\pm$ 7.5	9.3	2.3	34.0	183.0	140.0	820.0	101.0	76.0	310.0	147.0
	<4	6.2 $\pm$ 1.9	5.9	0.5	7.8	63.0	97.0	140.0	130.0	23.0	160.0	41.0

Tabel 3.3 De verdeling van geadsorbeerde radionucliden over de verschillende deeltjesgroottes in twee typen sediment afkomstig uit de Waddenzee en uit de Middellandse zee. (Bron: Duursma and Gross, 1971)

gehalte van 800 gram/m³ komt dan overeen met 176×10^3 ton sediment. Een centimeter sediment in de Dollard weegt 725×10^3 ton (de Jonge, 1992, p. 166). Zelfs bij zeer hoge slibgehalten wordt er dus niet meer als gemiddeld 0,24 cm van het sediment in het water opgenomen. Het jaargemiddelde van 180 gram/m³ slib in het water komt overeen een sliblaag van 0,05 cm.

Het regelmatige proces van het resuspenderen en weer bezinken van slibdeeltjes in de Dollard maakt, dat het slib regelmatig over de bodem van de geulen en platen (her)verdeeld wordt (de Jonge, 1992, p. 157-176). Het verschil tussen de relatief hoge snelheid van het opkomende water en een veel minder hoge snelheid bij afnemend tij maakt dat de bezinking in de Dollard hoofdzakelijk tijdens hoogwater plaats vindt (Eisma en Irion, 1988).

3.2 Radioactieve stoffen in zee, slib en sediment.

Er is vrij veel onderzoek gedaan naar het gedrag van radioactieve stoffen in zee. In het begin van de jaren zestig werd dit gestimuleerd door de zorgen over de gevolgen van bovengrondse kernproeven. Daarna ging de aandacht meer naar uit naar de gevolgen van de lozing van koelwater door kerncentrales en de lozingen door opwerkingsfabrieken zoals La Hague en Windscale/Sellafield.

Radioactieve stoffen die in zeewater terecht komen hechten zich sterk aan het sediment. Voor elke element (ongeacht of het om een stabiele of een radioactieve isotoop gaat) kan een distributiecoëfficiënt K_d worden vastgesteld. K_d geeft de verhouding weer tussen de hoeveelheid van een element die zich aan een volume-eenheid droog sediment bindt en de hoeveelheid in eenzelfde hoeveelheid water. Hoe groter K_d , des te sterker de binding van het element aan het sediment.

Duursma heeft voor een dozijn radioisotopen de K_d voor hun binding aan sedimenten uit een groot aantal zeeën bestudeerd. Daarbij heeft hij ook sediment uit de Waddenzee onderzocht (zie tabel 3.3) (Duursma and Gross, 1971, Duursma, 1973). De K_d waarde heeft een enigszins andere waarde wanneer het sediment zuurstofrijk dan wanneer het zuurstofarm is. De bovenste twee centimeter sediment in de Waddenzee, waar zich het meeste voedsel voor predatoren zich bevindt, is overwegend zuurstofrijk. Verder kan de K_d waarde enigszins worden beïnvloed door de zoutgradient. In paragraaf 3.1 is al opgemerkt dat deze in de Dollard 10-15 promille verloopt.

Rekening houdend met deze gegevens komen we tot de konklusie dat de K_d waarden van cesium, strontium en ruthenium voor het sediment in de Dollard in de groote orde van 1×10^3 liggen. Voor cerium is de K_d waarde ongeveer 50 maal groter, voor jodium is deze 100 keer kleiner. De gedetailleerde gegevens met literatuur referenties zijn vermeld in bijlage 1 bij dit hoofdstuk.

Gezien deze hoge Kd waarden is het niet verbazingwekkend, dat cesium, strontium, ruthenium en cerium blijkens sorptie-experimenten in zeewater met zeer veel zwevend slib of in ondiep water binnen een paar uur al vrijwel volledig aan de slibdeeltjes vastzitten (Duursma and Gross, 1971). Daarna is de radioactiviteit afkomstig van deze elementen in het water nog maar voor een miniem deel afkomstig van chemisch gesproken werkelijk opgelost materiaal. De rest zal afkomstig zijn van in het water zwevende stof waar de radionuclide zich aan vastgehecht heeft.

Voor slib uit de Ierse zee is bij desorptie experimenten vastgesteld dat ruthenium en cerium het slib vrijwel niet los laten, ook als het goed met niet-radioactief water wordt geroerd. Van de cesium-137 aan het slib ging in tien dagen 30% weer in oplossing. Als mechanisme denken de onderzoekers daarbij aan rechtstreekse ion-uitwisseling tussen cesium- en kaliumionen (Stanners and Aston, 1981).

Ook in de buurt van de Indiase opwerkingsfabriek bij Bombay werd geconstateerd dat de feitelijke halfwaarde tijd van ruthenium-106 en cerium-144 in het sediment vrijwel identiek was met hun radiologische halfwaarde tijd, maar dit scheelde voor cesium aanzienlijk. De plaatselijke afvoermechanismen zoals transport tijdens de moessons in aanmerking genomen, had men een effectieve halfwaarde tijd van 26 jaar voor cesium-137 verwacht. Men vond als waarde echter 1,86 en 2,80 jaar. Daar staat tegenover dat men elders meestal zeer lange verblijftijden voor cesium in sediment vindt (Bath e.a., 1981).

Mogelijk zijn de sedimenten waarmee men deze proeven heeft gedaan uit vrij diep water afkomstig, waar chemische processen zoals ion-uitwisseling een belangrijke rol in de adsorptie spelen. De biologische processen waardoor het cesium in de Dollard, meer algemeen in het waddenmilieu, aan het slib wordt gebonden maken hoge desorptiewaarden minder waarschijnlijk. In een biologisch rijk milieu wordt cesium in allerlei organische moleculen gebouwd, die het daarna niet zo snel meer loslaten (Polikarpov, 1966b, p. 63-64).

Vanwege de aanzienlijk lagere Kd waarde voor jodium bindt jodium zich veel minder sterk aan het slib als de overige genoemde nucliden. Als er veel slib in het water zit, zal er nog zo'n 10% jodium werkelijk in oplossing blijven.

Wanneer radioactieve stoffen met het slib op het aanwezige sediment bezinken, zijn er een aantal processen van invloed op de concentratie van de radioactiviteit in het slib.

In paragraaf 3.1 zijn de processen, die tot resuspensie en het opnieuw bezinken van slib leiden, besproken. Zolang de radioactiviteit nog niet dieper dan 0,1-0,5 centimeter in de wadbodem is opgenomen, kan bij resuspensie (0,05 tot 0,25 cm slib, afhankelijk van getij en windsnelheden) een substantieel deel van de radioactiviteit uit het sediment opnieuw in de waterkolom gebracht. Dit is het uitgangspunt voor het "winter"scenario na laag water, dat in paragraaf 4.3 aan de orde komt.

Voor de benedenwaartse migratie, het slib in, is de bioturbatie het meest belangrijk: in het uitzonderlijk rijke waddengebied woelen bodemdieren zoals wadpieren en slikgarnaaltjes voortdurend de bovenste een tot twee centimeter van de wadbodem om. Men kan aannemen dat op het wad binnen een eb periode de daarop afgezette radioactieve stoffen een halve tot één centimeter in de bodem dringen. Een tot twee dagen later zijn ze over de bovenste een tot twee centimeter verdeeld.

Een ander vorm van benedenwaartse migratie is het gevolg van diffusie. Deze leidt bij de genoemde Kd waarden tot een benedenwaartse snelheid van zo'n drie centimeter in tien jaar. Dit is in het waddengebied gezien de andere processen een te verwaarlozen effect.

3.3 Koncentratiefactoren.

Planten en dieren die in een waterig milieu met radioactieve stoffen leven, worden door de opname van deze stoffen uit hun omgeving zelf ook radioactief. De verhouding tussen de concentratie van een radioactief element in het water (C_w) en de concentratie van datzelfde element in een organisme (C_o) blijkt zeer konstant te zijn. Dat wil zeggen, voor een grote variatie ($\times 10^6$) in de concentratie van een element in het water verandert deze verhouding niet (Polikarpov, 1966b, p. 33-47). De verhouding is wel specifiek voor elk element en bepaalde soorten planten en dieren en wordt aangegeven met de concentratiefactor $C_f = C_o/C_w$.

De in de literatuur genoemde concentratiefactor C_f heeft meestal betrekking op verse organismen. Voor zover ze anders vermeld zijn, zijn ze hieronder omgerekend naar vers gewicht.

Er is vrij veel onderzoek gedaan naar de C_f van allerlei soorten waterorganismen. Men heeft het meeste onderzoek gedaan naar de langlevende isotopen cesium en strontium, die in kernsplijtingsafval voorkomen. In tweede instantie heeft men het onderzoek vooral gericht op de isotopen die in geringe hoeveelheden met het afvalwater van normaal werkende kerncentrales geloosd worden.

Daarbij concentreert men het onderzoek bij voorkeur op de voor de mens eetbare delen van deze organismen: dus op visfilet (spieren) en in veel minder op de hele vis, inclusief de ingewanden, graten en de huid. Verder is de aandacht vaak ook uitgegaan naar dieren die in een zee met enige tientallen meters diep water (of experimenteel in aquaria) leven, en veel minder naar de kenmerken van dieren die hun leven grotendeels in de slibrijke bodem van een estuarium doorbrengen.

Polikarpov, een van de eerste en meest bekende onderzoekers op dit gebied, heeft er in de jaren zestig al op gewezen, dat om deze reden de concentratiefactoren voor in de bodem levende dieren gewoonlijk tien keer zo hoog zijn als wat men voor overwegend in de waterkolom levende dieren vindt (Polikarpov, 1966b, p.65).

Dit besef schijnt wat moeilijk door te dringen, gezien een soortgelijke opmerking in een recent CEC-rapport over modelberekeningen in aquatisch milieu (Desmet and Sinnaeve, 1992, p. 281):

"There appears to have been little appreciation that many fish, particularly those most often used as food by man, do not feed in the water column but on invertebrate animals living in the sediments."

In bijlage 2 bij dit hoofdstuk geven we een overzicht van de gegevens over de concentratiefactoren voor organismen in zeemilieu die we in de literatuur gevonden hebben. De resultaten zijn per isotoop samengevat voor een aantal diersoorten die veel in het Eems-Dollard voorkomen.

Uit deze gegevens hebben wij concentratiefactoren voor de Dollard afgeleid. De concentratiefactor voor wormen is gelijk gesteld aan die van de zachte delen van weekdieren. Bij de vissen is een onderscheid gemaakt tussen dieren die overwegend in het water zwemmen (rondvis) en dieren die zeer dicht bij de bodem leven (platvis).

Voor de isotopen van ruthenium en jodium die gammastralen produceren is ook de concentratiefactor voor de schelp van weekdieren vermeld, omdat de straling van deze isotopen ook voor het lichaam van het weekdier van belang is. Bij gebrek aan gegevens zijn voor barium dezelfde factoren als voor het chemische verwante strontium gekozen.

Koncentratiefactoren voor:	Cs	Sr	Ru	Ce	Ba	I
Wormen	100	10	15	300	10	30
Weekdieren alleen lichaam	10	10	15	300	10	30
dier incl. schelp			100			60
Kreeftachtigen	100	10	100	200	10	50
Rondvis	20	40	2	10	10	10
Platvis	100	100	20	10	10	10

Hoofdstuk 3. Bijlage 1.

Literatuurgegevens met betrekking tot de Kd waarden van cesium, strontium, ruthenium, cerium en jodium.

Cesium-137 hecht zich alleen aan klei, dat wil zeggen deeltjes kleiner dan 50 micrometer, dus silt en lutum. Dit heeft men ook bij onderzoek van het slib van de Ierse zee bij Windscale gevonden (Hetherington and Jefferies, 1974).

Duursma en Gross vonden voor de verschillende kleideeltjes Kd waarden voor cesium $0,16-1,6 \times 10^3$ (Duursma and Gross, 1971). Volgens een overzicht van onderzoekers van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene is in zee en estuaria de Kd waarde van cesium $1,2 \times 10^3$ (Blaauboer e.a., 1992. In dit RIVM rapport zijn de Kd waarden in m^3/kg opgegeven. Ze worden hier in m^3/m^3 vermeld).

De Kd waarde voor cesium is in een zuurstofrijk milieu ongeveer de helft kleiner als in een zuurstofarm milieu (Duursma en Gross, 1971). Een verlaging van het zoutgehalte met 10 promille doet de Kd waarde voor cesium 20-50% afnemen (Stanners and Aston, 1981, Sibley and Clayton, 1985).

Strontium-90 heeft een uitzonderlijk grote voorkeur voor de fijnste kleideeltjes (deeltjes kleiner dan 4 micrometer, dus lutum) van het waddenslib. De Kd waarde voor strontium bedraagt volgens Duursma en Gross $2,6 \times 10^3$. De onderzoekers van het RIVM stellen deze voor zee en estuaria op $0,8 \times 10^3$. De Kd waarde voor strontium is in een zuurstofrijk milieu dertig keer lager dan in een zuurstofarm milieu.

Ruthenium-106 heeft ook een voorliefde voor de kleiige deeltjes in het waddenslib. Duursma en Gross vinden voor waddenslib Kd waarden van ongeveer $0,3-0,7 \times 10^3$. In sediment uit andere zeeën zijn deze waarden meestal tien keer hoger. Een verlaging van het zoutgehalte met 10 promille kan de Kd waarde voor ruthenium met 50% afnemen (Sibley and Clayton, 1985). In een zuurstofrijk milieu is de Kd waarde voor ruthenium vier maal hoger dan in een zuurstofarm milieu.

Cerium-144 vertoont wat betreft zijn verdeling over de kleideeltjes ongeveer hetzelfde patroon als cesium. Duursma en Gross vermelden als Kd waarden voor cerium $12-95 \times 10^3$. In een zuurstofrijk is deze Kd waarde 7,5 maal hoger dan in een zuurstofarm milieu.

Jodium heeft volgens de onderzoekers van het RIVM in zee en estuaria een Kd waarde van $0,8 \times 10$. In een volledig zoetwatermilieu is deze tien maal hoger (Blaauboer e.a., 1992).

Hoofdstuk 3. Bijlage 2.

Literatuurgegevens over concentratiefactoren voor cesium, strontium, ruthenium, cerium, barium en jodium in zeewater. De onderstreepte cijfers vormen het uitgangspunt voor de voor dit rapport gekozen concentratiefactoren. De bronnen zijn als volgt afgekort:

Tem = Templeton, 1962
Pol = Polikarpov, 1966b, p. 152-155
Low = Lowman e.a., 1971, p. 168-169
Ase = van As and Fourie, 1973, p. 622
Cla = Clark and Webb, 1981, p. 636
Jac = Jackson, 1985, p. 354

Cs:

Koncentratiefactoren voor cesium in zeewater:

Wormen: 6 (Pol)

Weekdieren: 6-12 (Pol), 8 (Low) voor het lichaam of het eetbare gedeelte. Cf = 3-20 (Ase), 30 (Cla) ongespecificeerd.

Kreeftachtigen: 11-18 (Pol), 23 (Low) voor spieren of het eetbare gedeelte. Hele dier: 4-25 (Pol). Cf = 30 (Cla) ongespecificeerd.

Invertebraten: 10 voor zachte delen (spieren), nihil voor het skelet. Hele dier inclusief ingewanden in de Ierse zee: 150 (Tem). Invertebraten in zeemilieu: 20, in estuaria ongeveer 100 (Jac).

Vis: 10 (Tem), 5-35 (Pol), 15 (Low) voor spieren of het eetbare gedeelte. Hele vis: 6-10 (Pol). Cf = 20-132 (Ase), 50 (Cla), 70 (Jac) ongespecificeerd.

Volgens Polikarpov varieert de Cf voor cesium voor spieren van hogere kreeftachtigen, lichamen van weekdieren en spieren van vis in het algemeen van één tot enkele tientallen. Maar voor bodemmateriaal in ondiepe zeewateren wordt de Cf in eenheden van honderd gemeten (Polikarpov, 1966b, p.65).

Sr:

Koncentratiefactoren voor strontium in zeewater:

Wormen: ?

Weekdieren: 0,6-1 (Pol), 1 (Low) voor het lichaam. Cf = 6-10 (Pol) voor de schelp. 10 (Cla) ongespecificeerd.

Kreeftachtigen: 0,2 (Pol), 3 (Low) voor spieren. Cf = 15 (Pol) voor het skelet. Hele dier: 3-8 (Pol). 10 (Cla) ongespecificeerd.

Invertebraten: 1-10 voor zachte delen. Cf = 180-1000 voor skelet (Tem). Invertebraten in zeemilieu: 20, in estuaria ongeveer 200 (Jac).

Vis: 1-3 (Tem), 0,03-0,15 (Pol), 0,1 (Low) voor spieren. Cf = 150-200 voor graten (Tem). Hele vis = 40 (Tem), 1 (Cla), 3 (Jac) ongespecificeerd.

Ru:

Koncentratiefactoren voor ruthenium in zeewater:

Wormen: ?

Weekdieren: 1-16 (Pol), 3 (Low) voor het lichaam. Cf = 11-53 (Pol) voor de schelp. 2000 (Cla) ongespecificeerd.

Kreeftachtigen: 3 (Pol), 100 (Low) voor spieren. Cf = 25-190 (Pol) voor het skelet. 500 (Cla) ongespecificeerd.

Invertebraten: 2000 (Tem). Invertebraten in zee en estuaria: 100 (Jac)

Vis: 0,04-0,05 (Pol), 0,05 (Low) voor spieren. Cf = 10-20 (Pol) voor de rest. Hele vis: 2-2,5 (Pol). 1 (Cla) ongespecificeerd.

Ce:

Koncentratiefactoren voor cerium in zeewater:

Wormen: ?

Weekdieren: 4 (Pol) voor spieren. Cf = 280-300 (Pol), 369 (Low) voor het lichaam. Cf = 40-50 (Pol) voor de schelp.

Kreeftachtigen: 5-25 (Pol), 2 (Low) voor spieren. Cf = 200-400 (Pol) voor het skelet. Hele dier: 180-220 (Pol)

Vis: 0,27 (Pol), 0,3 (Low) voor spieren. Hele vis: 5-12 (Pol).

Ba:

Koncentratiefactoren voor barium in zeewater:

Wormen, weekdieren, kreeftachtigen: ?

Vis: 8 (Low) voor spieren.

I:

Koncentratiefactoren voor jodium in zeewater:

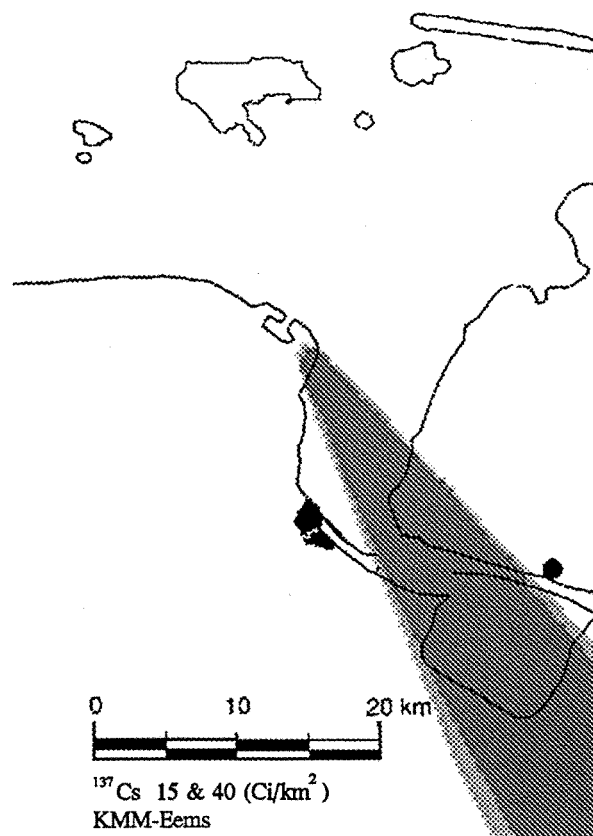
Wormen: ?

Weekdieren: 20 (Pol), 30 (Low) voor het lichaam. Cf = 2-60 voor de schelp. 100 (Cla) ongespecificeerd.

Kreeftachtigen: 50 (Low) voor spieren. Hele dier: 20-30 (Pol).

Invertebraten: 100 (Tem) voor spieren. Cf = 50 (Tem) voor het skelet. 100 (Cla) ongespecificeerd.

Vis: 10 (Tem), 12 (Low) voor spieren. 10 (Cla) ongespecificeerd.



Figuur 4.1 Het fall-out patroon na de KM-ramp (zie tabel 2.1) met een kerncentrale in de Eemshaven bij noordwestenwind, met windkracht 5 en droog weer.
Lichtgrijs: 15-40 Ci/km^2 (d.i. $1,5-4 \times 10^{-5} \text{ Ci}/\text{m}^2$) (= evacuatie-niveau voor zwangere vrouwen en kinderen in Tsjernobyl),
donkergrijs: meer dan 40 Ci/km^2 (d.i. $4 \times 10^{-5} \text{ Ci}/\text{m}^2$) (= niveau voor totale evacuatie in Tsjernobyl).

Hoofdstuk 4. Radioactiviteit in de Dollard.

In dit hoofdstuk maken we een schatting van de verdeling en de verblijfsduur van de radioactiviteit in het Eems-Dollard estuarium, en in het bijzonder in de Dollard, na een KM-ramp met een kerncentrale in de Eemshaven, bij noordwesten wind. Er kan een aanzienlijk verschil ontstaan in de verdeling van de radioactiviteit in de Dollard na een ramp waarbij de radio-actieve wolk bij hoogwater overtrekt en de situatie na een ramp bij laagwater.

In paragraaf 4.1 wordt het fall-out patroon beschreven, dat de basis voor de verdere overwegingen in dit hoofdstuk.

In paragraaf 4.2 bespreken we de situatie na een ramp bij hoogwater. We maken eerst een schatting van de concentraties van radionucliden in het water en in het slib, en daarna van de interne en externe stralingsbelasting voor dieren, uitgezonderd de zoogdieren, in de Dollard.

In paragraaf 4.3 bespreken de gevolgen van een ramp bij laagwater, gevolgd door een periode met rustig weer. We noemen dit het "zomer"scenario, omdat deze situatie het meest in de zomer voorkomt. Hierbij ontstaan aanzienlijke verschillen in de concentratie van radioisotopen.

In paragraaf 4.4 komt de situatie van een ramp bij laagwater gevolgd door een periode met ruw weer aan de orde. Dit noemen we het "winter"scenario, omdat deze situatie het meest in de winter voorkomt. Hierbij ontstaat een snelle herverdeling van de radionucliden over de Dollard, zodat de initiële verschillen weer verdwijnen.

4.1 Het fall-out patroon.

Van elk radionuclide komt bij een kernramp een bepaalde hoeveelheid vrij. Door rekening te houden met de verspreiding door de wind en met het radioactieve verval, dat specifiek is voor elk nuclide, kan men voor elke isotoop de beginkoncentratie op de grond na het overtrekken van de radioactieve wolk berekenen. De meest belangrijke isotopen zijn in dit geval die van cesium, strontium, ruthenium, cerium, barium en jodium. Per isotoop kan men vervolgens een schatting maken van de concentratie van het radionuclide in het water en het slib van de Dollard. We zullen dit steeds laten zien aan de hand van cesium-137. Voor andere isotopen geldt dezelfde procedure.

Na het overtrekken van de radioactieve wolk in de richting van Nieuw-Statenzijl komt het grootste deel van de fall-out in de Dollard neer in een gebied van zes kilometer breedte. Aan de rand van dit gebied is de concentratie van cesium-137 1×10^{-4} Ci/m² (= 100 Ci/km²). In figuur 4.1 staan de contouren van de gebieden met 15-40 en meer dan 40 Ci/km²). Naar het midden van het spoor van de radioactieve wolk loopt de concentratie op. In het centrum van het fall-out gebied ligt een strook van iets minder dan een kilometer breedte. Hier is de concentratie radionucliden minstens twintig keer zo groot als aan de rand. De concentratie cesium-137 is minimaal 2×10^{-3} Ci/m².

De gemiddelde concentratie van cesium-137 in het gebied van zes kilometer breedte ligt tussen deze uitersten en bedraagt 10×10^{-4} Ci/m². Dit gebied bedekt ongeveer driekwart van het oppervlak van de Dollard, dus 75×10^6 m². De totale neerslag aan cesium-137 in dit gebied is dus $7,5 \times 10^4$ Ci.

Op grotere afstand van het pad van de wolk is de radioactieve besmetting aanzienlijk lager. In de punt van de Dollard nabij Emden ligt de concentratie van cesium-137 tussen 10^{-7} en 10^{-8} Ci/m². De extra hoeveelheid radioactiviteit die hierdoor in de Dollard terecht komt, in de grootte orde van $0,1 \times 10^4$ Ci, zullen we verwaarlozen ten opzichte van de hoeveelheid die in het meest besmette gedeelte neerkomt.

4.2 Ramp bij hoogwater.

4.2.1 Beginkoncentraties in water en slib.

Er staat bij hoogwater ongeveer 1,2 meter water boven de platen in de Dollard (zie paragraaf 3.1). Wanneer de radioactieve fall-out in het water valt heeft het maximaal een paar uur de tijd om te bezinken. Maar aangezien een groot deel van het normaal aanwezige slib al daaraan voorafgaand kan zijn gesedimenteerd, zal de sedimentatie van de fall-out waarschijnlijk niet de in theorie mogelijke snelheid van ongeveer 1 meter per uur halen. Het weinige radioactieve slib dat de bodem bereikt zal alleen al om tijdsredenen nauwelijks in het sediment kunnen worden vastgelegd, alvorens de ebstroom weer aan het net bezonken sediment begint te trekken. Een aanzienlijk deel van de radioactieve stoffen zal daarom met de ebstroom worden opgewerveld. Door de intensieve menging bij op- en afgaand tij zit het cesium bij het volgende hoogwater al vrijwel volledig aan de slibdeeltjes vast en sedimenteert zo gauw het water rustiger wordt direkt met het slib mee.

Bij hoogwater staat er 220×10^6 m³ water in de Dollard (zie tabel 3.2). Er komt met de fall-out in het totaal $7,5 \times 10^4$ Ci cesium-137 neer.

We gaan er vanuit gaan dat al deze fall-out in de eerstvolgende eb- en vloedstroom gelijkmatig over het water verdeeld wordt. Dit is het meest konservatieve scenario. In praktijk kunnen er na een ramp bij hoogwater gevolgd door erg rustig weer wel degelijk plaatselijke verschillen in concentratie van radioactiviteit in de bodem ontstaan. Een dergelijke situatie komt in de volgende paragrafen aan de orde.

Als alle fall-out over het vloedwater verdeeld wordt, is de initiële concentratie van cesium-137 in het water van de Dollard, dat wil zeggen nog zonder rekening te houden met het radioactieve verval, $3,4 \times 10^{-4}$ Ci/m³.

In paragraaf 3.1 is besproken dat de slibconcentratie in de eb- en vloedstromen tot 800 gram/m³ oploopt, terwijl de slibconcentratie onder gemiddelde omstandigheden (wind 5 m/sec, meer algemeen in de zomer dan in de winter) bij hoogwater

terugloopt tot 50-100 gram/m³.

Na de sedimentatie blijft dus nog 6-12% van het slib in het water zweven. Dit zijn overwegend de kleinste deeltjes. Deze zijn zo klein dat ze de gebruikelijke filters passeren en volgens sedimentologen dus "in oplossing" zijn.

Door een herhaling van dit proces zal er op den duur nog meer cesium sedimenteren, maar de organismen in het water maken elke acht uur weer een periode mee waarin de slibconcentratie weer sterk toeneemt. Daarom stellen we de initiële (schijn)-concentratie van cesium-137 in het water vanaf de tweede hoogwater periode op gemiddeld 10% van het totaal: dus $0,34 \times 10^{-4}$ Ci/m³.

Als alléén de Dollard radioactief besmet zou worden, zou men eventueel met de verdunning van het water rekening moeten houden. Het duurt immers 's zomers drie weken en 's winters tien dagen tot de concentratie van een opgeloste stof gehalveerd is (zie paragraaf 3.1).

Verdunning lijkt in dit geval echter niet relevant. De meeste isotopen binden zo sterk aan het slib dat alleen het opwerpen van slib in het water de (schijn)concentratie van deze isotopen bepaalt. De uitzondering op deze regel wordt gevormd door het jodium, dat ten dele werkelijk in oplossing blijft.

Het aangrenzende middendeel van het estuarium is ook radioactief besmet en kan dus weinig aan de verdunning bijdragen. Ervaringen bij Tsjernobyl wijzen erop dat ook een kleine rivier nog zeker een maand lang doorgaat met radioactiviteit uit het achterland aan te voeren. Vergeleken met de rivieren in de buurt van Tsjernobyl zijn de Eems en de Westerwoldse Aa klein en zeer klein te noemen (Voytsekhovich, 1991).

In de eerste weken na de ramp wordt er dus nog extra jodium aangevoerd. In die tijd is het meeste jodium door radioactief verval al bezig te verdwijnen. Na een maand is de bijdrage van jodium aan de stralingsbelasting in het estuarium al bijna te verwaarlozen.

Als gemiddeld 10% van het cesium-137 in het water blijft volgt daaruit dat 90% van het cesium-137 op de bodem van het estuarium terecht komt. Dat wil zeggen: $0,9 \times 7,5 \times 10^4$ Ci wordt gelijkmatig verdeeld over het hele oppervlak van de Dollard, dus over 100×10^6 m². Daardoor ontstaat een initiële bodembesmetting van $6,75 \times 10^{-4}$ Ci/m² cesium-137, zonder met radioactieve verval te rekenen.

In paragraaf 3.2. is besproken dat jodium vanwege de minder sterke binding aan de slibdeeltjes voor 10% echt in oplossing blijft. Voor de wel aan het slib gebonden jodium geldt dezelfde redenatie als voor cesium en de andere isotopen. We gaan er daarom in de berekeningen vanuit dat van het jodium 20% in het water blijft en 80% van de jodiumisotopen in het sediment terecht komt.

Nadat aldus de afzonderlijke concentraties per isotoop zijn berekend, tellen we de concentraties van de isotopen per element bij elkaar en komen zo - uitgaande van de fall-out

Element	Beginkoncentratie in Dollardwater
Cesium -134,-136 en -137:	$1,2 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$
Strontium/yttrium -89,-90 en -91:	$1,1 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$
Ruthenium -103,-105 en -106:	$2,1 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$
Cerium -141,-143 en -144:	$0,6 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$
Barium-140:	$0,9 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$
Jodium-131,-132, -133,-134 en -135:	$71 \times 10^{-4} \text{ Ci/m}^3$

Tabel 4.1

Beginkoncentraties voor de verschillende elementen in het water van de Dollard, na de ramp bij hoogwater.

koncentraties direkt na het overtrekken van de wolk - tot beginkoncentraties voor de verschillende elementen in het water (zie tabel 4.1).

4.2.2 Interne stralingsdoses na hoogwater.

Men kan de relatie tussen een dagelijkse dosis D en de concentratie C van een radionuclide weergeven volgens de volgende formule (Polikarpov, 1966b, p. 187, Almenas and Lee, 1992, p. 354):

$$D \text{ (rem/dag)} = 5,13 \times 10^4 \times Q \times E \times C \times RBE$$

Hierin is

Q = het aantal deeltjes per desintegratie,

E = de gemiddelde stralingsenergie in MeV,

C = de concentratie van het radionuclide in Ci/liter,

RBE = 1 voor bèta en gammastraling.

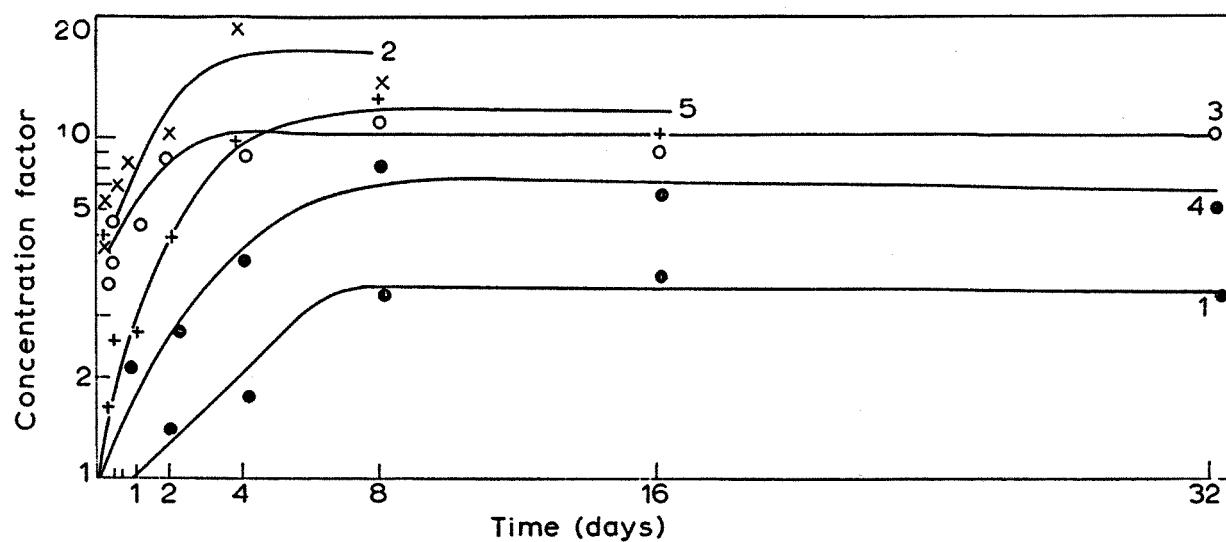
De grootheden Q en E zijn standaardgegevens voor elke isotoop. De berekening van de concentratie van de radionucliden in het water van de Dollard is in de vorige paragrafen uiteengezet. Uit de concentratie van een nuclide in het water kan men met behulp van de in paragraaf 3.3 besproken concentratiefactoren de gemiddelde concentratie van dit nuclide per diersoort uitrekenen. Voor een reële schatting van de stralingsbelasting over een bepaalde periode dient vervolgens voor het radioactief verval van de nucliden gecorrigeerd te worden. Als we met deze formule de interne stralingsdosis van de verschillende diersoorten berekenen, wordt niet in alle opzichten recht gedaan aan de verschillen in omvang en bouw van deze dieren (Woodhead, 1973). De uitkomst is dan ook een grove benadering van de interne stralingsbelasting. Voor een eerste benadering achten we dit voldoende.

Op deze manier berekend is de initiële interne stralingsdosis van wormen of weekdieren zonder schelp na een ramp bij hoogwater ongeveer 20 rem/dag. Als de opname van ruthenium en jodium in de schelp wordt meegerekend kan de initiële belasting van weekdieren bijna twee keer zo groot zijn. Vier weken later is de stralingsdosis zonder schelp tot ruim 1 rem/dag gedaald, met de schelp is dit 0,5 rem/dag hoger.

De initiële interne stralingsdosis van kreeftachtigen is ongeveer 35 rem/dag. Deze daalt in vier weken naar ruim 1,5 rem/dag.

De initiële interne stralingsdosis van vissen is 7 rem/dag of iets meer. Vier weken later is dit voor pelagische vis 0,25 rem/dag en voor bodemvis tot wat minder dan 1 rem/dag. De meer gedetailleerde cijfers zijn opgenomen in bijlage 1 bij dit hoofdstuk.

De aldus berekende initiële stralingsdoses houden er geen rekening mee dat het een aantal dagen duurt voordat zich in dieren in een radioactief milieu een evenwicht met de omgeving instelt.



Figuur 4.2 Koncentratiefactoren voor cesium-137 in groene alg (1), bruine alg (2), rode alg (3), zee-anemonen (4) en het lichaam van mosselen in de loop der tijd. (Bron: Polikarpov, 1966b, p. 64)

Volgens Polikarpov duurt het bij de opname van cesium in het lichaam van mosselen ongeveer een week tot een stabiel maximum bereikt is (zie figuur 4.2).

Het kost mosselen slechts twaalf uur om een stabiel niveau voor strontium in het lichaam op te bouwen. Voor larven is dit een kwestie van een paar uur. Voor het bereiken van het verzadigingspunt van strontium in de spieren van volwassen vissen worden echter periodes van 15 dagen en 10-130 dagen genoemd, voor de graten 2-3 maanden.

De opname van yttrium en cerium bereikt in mosselen en kreeftachtigen een balans in een paar uur tot enige dagen.

Volgens meerdere onderzoeken wordt de balans voor de opname van jodium door diverse aquatische organismen in een aantal dagen, tot minder dan tien dagen, bereikt.

De meeste diersoorten uit de Zwarte Zee doen er acht tot zestien dagen over om een stabiel niveau aan ruthenium op te bouwen (Polikarpov, 1966b, p. 64, 83-83, 111, 134, 140-141).

De initiële stralingsdosis wordt in de eerste weken voor meer dan negentig procent bepaald door het kortlevende jodium. Na een maand dragen bij wormen, weekdieren, kreeften en bodemvis vooral cesium, cerium, ruthenium aan de interne stralingsbelasting bij.

Gezien de tijd die deze dieren nodig hebben om een evenwichtsniveau voor deze elementen op te bouwen, lijkt het redelijk om de interne stralingsbelasting in de eerste week volledig te verwaarlozen en voor de verdere berekening aan te nemen dat de interne besmetting van de dieren vanaf het begin van de tweede week op het evenwichtsniveau ligt.

Rekening houdend met het radioactieve verval in de tussentijd kan men aldus de interne stralingsdosis voor de dieren in de Dollard na een kernramp bij hoogwater berekenen.

De interne stralingsdosis van wormen of weekdieren zonder schelp is bij het begin van de tweede week na de ramp ongeveer 2 rem/dag. Als de schelp van de weekdieren wordt meegerekend kan de dosis aan het begin van de tweede week ruim 3 rem/dag zijn.

De geaccumuleerde interne stralingsdosis voor de eerste maand na de ramp is voor wormen of weekdieren zonder schelp ongeveer 40 rem, voor weekdieren met schelp bijna 60 rem.

Voor kreeftachtigen is de interne stralingsdosis aan het begin van de tweede week bijna 3 rem/dag. Voor pelagische vissen is dit 0,5 rem/dag, voor bodemvissen 1,3 rem/dag.

De geaccumuleerde interne stralingsbelasting in de eerste maand na de ramp bedraagt voor kreeftachtigen ruim 50 rem, voor pelagische vissen 8 rem en voor bodemvissen 25 rem.

Rekening houdend met het radioactieve verval kan men op de gebruikelijke wijze ook de gemiddelde interne stralingsdoses voor de daaropvolgende maanden berekenen. De resultaten zijn verwerkt in tabel 4.2 in bijlage 2 bij dit hoofdstuk.

De cumulatieve dosis voor het eerste jaar voor weekdieren en kreeftachtigen ligt tussen 300 en 400 rem, voor het tweede jaar is deze 180-240 rem.

De interne stralingsdosis voor bodemvis en pelagische vis is 238 respektievelijk 55 rem voor het eerste jaar, 55 en 37 rem in het tweede jaar. Hierbij is er in de berekeningen voor vissen vanuit gegaan dat deze dieren het hele jaar in de Dollard verblijven. Dit is voor veel vissen niet het geval. We komen hier bij de behandeling van de biologische gevolgen op terug.

4.2.3 Externe stralingsdoses na hoogwater.

Voor de berekening van de externe stralingsdosis van de dieren die na een kernramp bij hoogwater in de Dollard blijven, gaan we uit van een door het proces van eb en vloed geëgaliseerde bodembesmetting. Daarbij nemen we aan dat alle radioactiviteit in het sediment terecht komt. Uitgaande van dezelfde gegevens als in paragraaf 4.1 wordt na het overtrekken van de radioactieve wolk bij hoogwater $7,5 \times 10^4$ Ci fall-out in de Dollard verdeeld over 100×10^6 m². Dit geeft een bodembesmetting van $7,5 \times 10^{-4}$ Ci/m² voor cesium-137 en voor alle andere isotopen verder naar verhouding.

De aanname dat 100% van de radioactiviteit op de bodem terecht komt, wijkt af van die in de vorige paragrafen. Daarin gingen we er immers vanuit dat 20% van het jodium en 10% van de overige isotopen in het water bleven en de rest in het sediment terecht kwam. Voor de berekening van de externe stralingsbelasting zijn echter zowel de nucliden in het sediment als de nucliden in het water van belang.

De met het komputermodel berekende stralingsdosis ten gevolge van het verblijf op de bodem, zonder afscherming, neemt alleen de gammastraling van de isotopen in aanmerking. Bij hoogwater bevinden de nucliden, die in de Dollard in het water blijven, zich in een waterkolom, met een maximale waterdiepte van 1,2 meter boven de platen. Een gemiddelde afstand van iets meer dan een halve meter water doet de gammastraling afkomstig van de in het water aanwezige isotopen voor dieren op de bodem nauwelijks afnemen. Derhalve lijkt het gerechtvaardigd om voor de berekening van de externe bestraling van een model uit te gaan waarbij alle isotopen zich op de bodem bevinden.

Het is de helft van de tijd vloed, maar gedurende die tijd staat er niet konstant meer dan een meter water op de platen. Om het verlies van straling uit het water bij lagere waterstanden in aanmerking te nemen, stellen we de externe stralingsdosis voor bodemdieren op de platen tijdens hoogwater op 90% van de maximale dosis uit de bodem.

Het is de andere helft van de tijd eb, waarbij de bodemdieren geen straling afkomstig van de isotopen uit het bovenstaande water ontvangen. Om hiervoor te compenseren nemen we voor eb een gemiddelde van 85% van de maximale bodemdosis.

Deze redenering is alleen van toepassing op bodemdieren (wormen, weekdieren en sommige kreeftachtigen) die bij eb op de platen blijven. Sommige kreeftachtigen en alle vis, behalve sommige vissenlarven, blijven bij eb in de geulen rondscharre-

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	145	74	62	149	134	564	294
weekdieren met schelp	164	85	69	165	259	742	354
kreeft- achtigen bij eb op platen	158	81	67	157	249	712	294
kreeft- achtigen bij eb in geulen	173	87	71	167	262	760	311
pelagische vis*	129	53	39	94	129	444	168
bodemvis*	146	72	58	142	209	627	276

* De stralingsdoses voor vis gaan uit van verblijf in de Dollard gedurende een of twee volledige jaren.

Tabel 4.4

Totale stralingsdosis van aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij hoogwater.
Alle doses in rem.

len dan wel zwemmen. Hier staan zij aan de volledige bodemstraling bloot.

De dosis uit de bodem wordt berekend voor een vlakke bodem. Door de geometrie van de geulen worden dieren die daarin zwemmen echter van twee kanten bestraald. Het is daarom zeer wel mogelijk dat vissen e.d. in feite aanzienlijk wat meer dan de berekende bodemstraling ontvangen. Wij hebben met dit effect echter verder geen rekening gehouden.

Tabel 4.3 in bijlage 2 geeft een overzicht van de externe stralingsdosis voor de verschillende aquatische organismen na de ramp bij hoogwater.

De cumulatieve externe stralingsdosis voor bodemdieren bedraagt na de ramp bij hoogwater 340 rem voor het eerste jaar, en 110 rem voor het tweede jaar. Voor de meer bewegelijke dieren bedraagt de totale externe dosis gedurende het eerste jaar 390 rem, en gedurende het tweede jaar 130 rem. In de berekening van de jaardoses voor vissen is ervan uit gegaan dat deze het hele jaar in de Dollard doorbrengen, hetgeen meestal niet het geval is. Wij komen hierop terug bij de bespreking van de biologische gevolgen.

4.2.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij hoogwater.

In tabel 4.4 zijn de resultaten van de vorige twee paragrafen samengevat. Deze tabel geeft voor de diverse aquatische organismen de som van de interne en externe stralingsdosis weer, voor deelperiodes tijdens de eerste twee jaar na een ramp bij hoogwater, en het totaal voor het hele eerste en tweede jaar.

De totaal doses voor het eerste jaar variëren van ongeveer 450 rem voor pelagische vis tot rond 750 rem voor weekdieren met schelp en kreeftachtigen die tijdens eb in de geulen blijven. De totaal doses voor het tweede jaar variëren tussen 170 voor pelagische vis en 300-350 voor wormen, weekdieren en kreeftachtigen.

4.3 Ramp bij laagwater, het "zomer"scenario.

4.3.1 Beginkoncentraties in water en slib.

Bij laagwater valt de fall-out van de radioactieve wolk eerst direkt op de droogliggende platen in de Dollard. Aangezien er op dat moment geen water is om de radioactiviteit gelijkmatig over de bodem te verdelen, zullen er in de eerste ebperiode grote verschillen in de bodembesmetting ontstaan.

In het centrum van het fall-out gebied komen concentraties van meer dan 2×10^{-3} Ci/m² cesium-137 en hoger voor. Op drie kilometer afstand van het midden van het radioactieve spoor, in beide richtingen, is de bodembesmetting door cesium-137 1×10^{-4} Ci/m² en bij Emden is dit ongeveer 10^{-8} Ci/m² (zie paragraaf 4.1).

Zolang er geen water op de platen staat, zal deze gevariëerde bodembesmetting zich handhaven. Wanneer de radioactieve wolk kort na halftij vóór eb overtrekt is dat in de Dollard zeker acht uur, op de hogere gelegen platen in het zuidoosten ruim tien uur. De stralingsbelasting van de dieren, die in deze tijd op de platen zijn, zal navenant uiteenlopen.

Tijdens laagwater en bij gunstige weersomstandigheden werken de bodemdieren in grote getale de wadbodem om door slib op te eten en de onverteerbare zand- en kleideeltjes weer uit te scheiden. De gemiddelde dichtheid van borstelwormen en weekdieren tesamen is in de Dollard 's zomers ongeveer 1000 per vierkante meter. Lokaal en in goede jaren kan het aantal per soort 10-40 maal hoger dan gemiddeld zijn (Essink e.a., 1987, Rijdsdijk, 1995). Eén ebperiode is dan voldoende om een aanzienlijk deel van verse vervuilende stoffen vast te leggen en een halve tot een hele centimeter de bodem in te werken.

Wanneer de radioactieve wolk aan het eind van de ebperiode overtrekt hebben de bodemorganismen veel minder tijd ter beschikking om de neergeslagen stoffen in het sediment vast te leggen voordat het opkomende tij het net bezonken sediment weer komt opwervelen. In de winter en bij lage temperaturen zijn de bodemdieren bovendien veel minder actief dan in de zomer en zitten dikwijls ook dieper in de bodem. Het is dus ook mogelijk dat na een ramp bij laagwater de radioactieve stoffen in de eerste ebperiode wel aan de bovenste sedimentdeeltjes geabsorbeerd worden, maar nauwelijks in de bodem dringen. Bij een sterke menging van het water in de volgende hoogwaterperiode kan dan het grootste deel van de fall-out met de losliggende bovenste sedimentdeeltjes weer worden opgewerveld (zie ook paragraaf 3.1).

In paragraaf 3.1 is beschreven dat afgezien van het effect van de eb- en vloedstroom het slibgehalte in het water van de Dollard grotendeels bepaald wordt door de windsnelheid. Daarbij is de momentane windsnelheid minder van belang dan de gemiddelde windsnelheid gedurende een periode van drie eb- en vloedperiodes, dus anderhalve dag (de Jonge, 1992, p. 149).

In het algemeen komen gemiddeld hoge windsnelheden, in de orde van 8-9 m/sec gedurende anderhalve dag, veel vaker in de winter voor dan in de zomer. In de zomer is het overwegend "rustig" weer, dat wil zeggen weer waarbij de gemiddelde windsnelheden gedurende gedurende anderhalve dag regelmatig minder dan of gelijk zijn aan 5 m/sec.

In de zomer zal een periode met eb dus meestal gevolgd worden door hoogwater perioden waarin relatief weinig van het slib opgewerveld en herverdeeld wordt, terwijl in de winter de wind bij hoogwater soms als een mixer werkt en een deel van het sediment van de Dollard grondig herverdeelt.

Het zal duidelijk zijn dat deze twee scenario's niet uitsluitend aan het betreffende seizoen gebonden zijn. Het "zomer" scenario vormt echter het ene uiterste van wat er kan gebeuren na een kernramp bij laagwater, het "winter"scenario is het andere uiterste.

Na een ramp bij laagwater in de "zomer" blijft de radioactieve besmetting langdurig min of meer op zijn plaats liggen. In de "winter" wordt de radioactiviteit tijdens de eerstvolgende hoogwaterperiode volledig herverdeeld en wordt egaal over de Dollard verspreid. In deze paragraaf bespreken we verder het "zomer"scenario. Het "winter"scenario komt in paragraaf 4.4 nader aan de orde.

Bij laagwater valt de fall-out op een deel van de platen en in veel minder water dan bij hoogwater. Wanneer het daarna weer vloed wordt, voert het water uit het middengedeelte extra radioactiviteit aan, die bij hoogwater vervolgens grotendeels bezinkt en in de Dollard achterblijft.

Op dezelfde wijze als beschreven voor de situatie na een ramp bij hoogwater valt er ook bij laagwater $7,5 \times 10^4$ Ci aan cesium-137 in de Dollard (zie paragraaf 4.1).

Echter, de watermassa die het verschil vormt tussen hoogwater en laagwater in de Dollard bevindt zich op dat moment in het middengebied van het estuarium. Daar is het uiteraard ook eb. Op dit deel van zijn traject is de radioactieve wolk nog niet zover uiteen gedreven als twintig kilometer verder boven de Dollard het geval zal zijn. De fall-out heeft daarom een hogere gemiddelde concentratie van 15×10^{-4} Ci/m². Deze komt hoofdzakelijk terecht in de helft van het geulengebied, een oppervlakte van 45×10^6 m². Bij eb staat er ongeveer 280 m³ water in dit gebied, voornamelijk in geulen van 7-8 meter diepte (zie tabel 3.2).

Als we aannemen dat bij opkomend tij volledige menging plaats vindt en de helft van de radioactiviteit in het middengebied achterblijft, bevat de vloedstroom een concentratie van $1,2 \times 10^{-4}$ Ci/m³ aan cesium-137. Bij vloed gaat er 120×10^6 m³ water van het middengebied van het estuarium naar de Dollard. De vloedstroom bevat dus $1,44 \times 10^4$ Ci aan cesium-137 en de totale hoeveelheid cesium-137 in de Dollard komt daardoor op 9×10^4 Ci. Dat is 20% meer als in de situatie na de ramp bij hoog water.

We nemen voor het "zomer"scenario aan dat de extra aanvoer zich gelijkmatig over de Dollard verdeelt, terwijl de rest op de plaats van de oorspronkelijke fall-out blijft liggen. De extra hoeveelheid, die er op de reeds sterk besmette gedeelten van de Dollard bij komt, verwaarlozen we in de berekeningen van de externe bestraling vanaf de bodem. De extra hoeveelheid representeert dan de hoeveelheid radioactiviteit die gedurende de rustige zomermaanden in de Dollard van plaats verandert.

Als we voor de concentratie van cesium en de andere isotopen in het water een analoge redenering als in paragraaf 4.2.1 zouden volgen zou de gemiddelde concentratie in het water ook 20% hoger uitvallen. Aangezien we hier echter met een situatie te maken hebben die zich vooral in de zomer voordoet, waarbij concentratie van slib in het water lager dan gemiddeld is, nemen we dezelfde concentratie als beschreven in het hoogwaterscenario.

4.3.2 Interne stralingsdoses in het "zomer"scenario.

Als we voor het "zomer"scenario uitgaan van dezelfde concentratie aan isotopen in het water als na de ramp bij hoogwater, leidt dit ook tot dezelfde gemiddelde interne dosis voor de dieren (zie tabel 4.2).

De interne besmetting hangt echter voor bodemdieren ten dele af van de hoeveelheid radioactiviteit in het slib dat ze eten. Voor vissen of krabben die erg beweeglijk zijn zal een lokale hoge besmetting niet zoveel invloed op hun dieet uitoefenen. Maar veel bodemdieren, met name de schelpdieren zijn echter nogal honkvast en verplaatsen zich nauwelijks.

In de meest besmette strook, het midden van het pad van de radioactieve wolk, kan de concentratie aan radionucliden in het sediment tien maal hoger zijn dan het gemiddelde over de hele Dollard na een ramp bij hoogwater. Deze strook kan in de buurt van de monding van de Dollard ongeveer tweehonderd meter breed zijn en loopt naar de zuidkust van de Dollard in een punt toe. Drie tot vier kilometer of meer in de richting loodrecht op het pad van de wolk, dus naar het zuidwesten of noordoosten, kan de concentratie van nucliden in de bodem na een ramp bij laagwater in de zomer daarentegen tien maal lager zijn als het gemiddelde na een ramp bij hoogwater.

Bij wijze van konservatieve schatting zullen we aannemen dat de interne besmetting van bodemdieren in de meest besmette strook twee maal zo hoog wordt als het gemiddelde zoals berekend voor hoogwater. Op drie tot vier kilometer afstand dwars daarop wordt de interne besmetting van bodemdieren dan de helft lager van het gemiddelde bij hoogwater.

De resultaten van deze schatting zijn samengevat in tabel 4.5 in bijlage 3 bij dit hoofdstuk.

4.3.3 Externe stralingsdoses in het "zomer"scenario.

Het verschil tussen zeer bewegelijke dieren zoals vissen en zeer honkvaste bodemdieren heeft ook gevolgen voor de externe stralingsbelasting.

Voor de bewegelijke dieren kan men ervan uitgaan dat zij over de bodem gemiddelde stralingsdosis ontvangen. De manier om dit te berekenen komt overeen met de procedure die we in paragraaf 4.2.3. volgden. Hierbij worden de externe doses ten gevolge van de bodemstraling berekend alsof totale hoeveelheid fallout egaal verspreid op de wadbodem ligt.

De resultaten van deze berekening komen overeen de externe doses van "dieren die bij eb in de geulen blijven" in het "winter"scenario, weergegeven in tabel 4.9 in bijlage 4 van dit hoofdstuk (zie ook paragraaf 4.4.3). De externe dosis van de bewegelijke dieren bedraagt 470 rem als zij het hele eerste jaar in de Dollard blijven, en komt voor het tweede jaar uit op 160 rem. Ook hier geldt weer dat vissen vaak niet het hele jaar in de Dollard blijven.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	681	301	233	555	813	2583	1009
weekdieren met schelp	719	323	247	587	863	2739	1129
kreeft- achtigen bij eb op platen	707	315	243	571	843	2679	1009

Tabel 4.7A

Totale stralingsdosis voor honkvaste bodemdieren in de Dollard, die zich tijdens de ramp op 0-100 meter van het pad van de radioactieve wolk bevonden, gedurende twee jaar na de ramp bij laagwater, "zomer"-scenario. Alle doses in rem.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	152	77	64	154	240	687	302
weekdieren met schelp	171	88	71	170	265	765	169
kreeft- achtigen bij eb op platen	165	84	69	162	255	735	305

Tabel 4.7B

Totale stralingsdosis voor honkvaste bodemdieren in de Dollard, die zich tijdens de ramp op 500-750 meter van het pad van de radioactieve wolk bevonden, gedurende twee jaar na de ramp bij laagwater, "zomer"-scenario. Alle doses in rem.

Voor de honkvaste bodemdieren hebben de verschillen in de concentratie van nucliden in het sediment op de platen in het "zomer"scenario veel grotere gevolgen voor de externe stralingsdosis door de bodemstraling dan voor de interne besmetting.

Ten eerste wordt de externe stralingsdosis volledig bepaald door het slib, terwijl de interne stralingsdosis vooral door die in het water wordt bepaald.

Ten tweede hebben we in paragraaf 4.2.2 besproken dat het een tijd duurt voordat de dieren een evenwichtsniveau voor de interne besmetting bereiken. Daarom verwaarlozen we bij de berekening van de interne stralingsdosis de bijdrage gedurende de eerste week. Het is juist in deze week dat de snel vervallende jodiumisotopen hun bijdrage aan stralingsbelasting leveren. De externe stralingsdosis in de eerste week bedraagt ruim de helft van de totale externe stralingsbelasting in de eerste maand.

Tabel 4.6, opgenomen in bijlage 3 bij dit hoofdstuk, geeft de waarden voor de externe stralingsdoses voor drie plaatsen op de platen in de Dollard na de ramp bij laagwater in de zomer:

- in de meest besmette strook van 0-100 meter van het midden van het pad van de radioactieve wolk,
- op 500-750 meter ter weerszijden van het midden van het pad van de radioactieve wolk, en
- op 3500-4200 meter afstand van het midden van het pad van de radioactieve wolk.

Op deze plaatsen zijn de concentraties van radioactieve stoffen in de bodem respektievelijk tien maal hoger, gelijk aan en tien maal lager dan de gemiddelde concentratie berekend voor de bodem na een ramp bij hoogwater (zie paragraaf 4.3.2). De externe dosis voor dieren die dicht bij het midden van het pad van de radioactieve wolk in de bodem leven kan in het eerste jaar oplopen tot bijna 2000 rem, en kan in het tweede jaar nog 650 rem bedragen. Naarmate de afstand tot het pad van de wolk groter wordt neemt de jaardosis af. De externe doses voor dieren in het sediment op drie tot vier kilometer van het pad van de wolk zijn veel lager: ruim 100 rem in het eerste jaar, en 50 rem in het tweede jaar.

4.3.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij laagwater, "zomer"scenario.

In de tabellen 4.7A tot 4.7D zijn de resultaten van de twee vorige paragrafen samengevat. Ze geven de totale stralingsdoses, intern en extern tesamen, voor aquatische organismen in de Dollard na de ramp bij laagwater volgens het "zomer"scenario.

De totale stralingsdosis voor het eerste jaar is voor honkvaste bodemdieren, die zich tijdens het overtrekken van de radioactieve wolk op honderd meter of minder van het midden van het pad van de wolk bevonden, is 2600 tot 2750 rem. De totaaldosis voor het tweede jaar is voor deze dieren 1000 tot 1100 rem (tabel 7A).

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	65	35	29	70	110	309	139
weekdieren met schelp	74	40	23	78	123	348	169
kreeft- achtigen bij eb op platen	71	38	32	74	118	333	139

Tabel 4.7C

Totale stralingsdosis voor honkvaste bodemdieren in de Dollard, die zich tijdens de ramp op 3500-4200 meter van het pad van de radioactieve wolk bevonden, gedurende twee jaar na de ramp bij laagwater, "zomer"scenario. Alle doses in rem.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
kreeft- achtigen overige	197	96	78	173	283	837	337
pelagische vis*	153	62	46	110	150	521	194
bodemvis*	170	81	65	158	230	704	302

* De stralingsdoses voor vis gaan uit van een verblijf in de Dollard gedurende twee volledige jaren.

Tabel 4.7D

Totale stralingsdosis voor dieren, die in de Dollard bij eb in de geulen blijven, gedurende twee jaar na de ramp bij laagwater, "zomer"scenario. Alle doses in rem.

De jaardosis voor dieren op een afstand van een halve tot driekwart kilometer van het pad van de wolk in de bodem blijven kan voor het eerste jaar 700 tot 750 rem bedragen, voor het tweede 300-350 rem (tabel 7B).

Voor de bodemdieren, die zo'n drie tot vier kilometer van het pad van radioactieve wolk in de wadbodem zitten, bedraagt de dosis in het eerste jaar 300-350 rem. De totaal dosis voor het tweede jaar is voor deze dieren ongeveer 150 rem (tabel 7C).

Voor de bewegelijke dieren ligt de totaaldosis voor het eerste jaar tussen ruim 500 rem voor pelagische vis en bijna 850 rem voor kreeftachtigen die over de wadbodem zwerven. In het tweede jaar komt de totaaldosis voor deze dieren op respectievelijk 200 tot ruim 300 rem (tabel 4.7D).

Hierbij merken wij nogmaals op dat in de berekening van de jaardoses voor vissen ervan uit gegaan is, dat deze vissen het hele jaar in de Dollard blijven, hetgeen meestal niet het geval is. Wij komen hier bij de bespreking van de biologische gevolgen op terug.

4.4 Ramp bij laagwater, "winter"scenario.

4.4.1 Beginkoncentraties in water en slib.

In paragraaf 4.3.1 zijn de uitgangspunten voor het "winter"scenario besproken. De radioactieve wolk trekt aan het eind van een periode met laagwater over de Dollard. Op de platen worden de radioactieve stoffen snel aan de bovenste sediment deeltjes geabsorbeerd. Maar de bodemdieren zijn weinig actief en hebben onvoldoende tijd om de radioactiviteit de bodem in te werken. In de daarop volgende hoogwaterperiode en de dag daarna wordt onder invloed van wind en golven alle fall-out over de bodem van de Dollard herverdeeld.

Door de extra bijdrage van het water, dat zich bij laagwater in het middengebied bevond, komt de totale hoeveelheid cesium-137 in de Dollard op 9×10^4 Ci. Dit wordt bij hoogwater verdeeld over een watermassa van 220×10^6 m³. Dit leidt tot een gemiddelde concentratie voor cesium-137 van $4,1 \times 10^{-4}$ Ci/m³.

4.4.2 Interne stralingsdoses in het "winter"scenario.

Analoog aan de aannames, die we in paragraaf 4.2.1 maakten blijft 20% van het jodium en 10% van het cesium en van de overige isotopen in de waterkolom en de rest sedimenteert.

De berekening van de interne stralingsdoses na een ramp bij laagwater in de "winter" volgt de redenering uitgewerkt in paragraaf 4.2.2 verder op de voet. Het resultaat staat samengevat in tabel 4.8 in bijlage 4 bij dit hoofdstuk.

De geaccumuleerde interne dosis voor bodemdieren bedraagt na de ramp bij laagwater in het "winter"scenario voor het eerste jaar bijna 400-500 rem, voor het tweede jaar 200-300.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	174	89	74	179	281	797	353
weekdieren met schelp	197	102	83	198	311	891	425
kreeft- achtigen bij eb op platen	189	97	80	188	299	853	353
kreeft- achtigen bij eb in geulen	207	104	85	200	314	910	373
pelagische vis*	155	63	47	113	154	532	201
bodemvis*	175	86	70	170	250	751	331

* De stralingsdoses voor vis gaan uit van een verblijf in de Dollard gedurende twee volledige jaren.

Tabel 4.10

Totale stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende twee jaar na de ramp bij laag water, "winter"scenario. Alle doses in rem.

Criterion	onderdeel
1. Bevolkingsomvang gemiddelde van	
- totale bevolking tot 20 km	(1)
- bevolking in dichtstbevolkte sector van 45°	(2)
2. Vlottende bevolking	
- aantallen tot op 10 km	(3)
3. Koelwater kwalitatief	
- koelwater kwaliteit	(4)
- nabijheid zoetwater	(5)
4. Ecologie en landschap	
- landschap	(6)
- natuur en milieu	(7)
- recreatie	(8)
5. Ruimtelijk beleid, waardering	(9)
6. Aard bodemgebruik, waardering	(10)
7. Aanwezigheid infrastructuur, waardering	(11)
8. Aankoppeling aan het net	
- aansluiting	(12)
- elektrotechnische aspecten	(13)
9. Koelwater vermogen, waardering	(14)

Tabel 1.1 Criteria en onderdelen van criteria voor de waardering van vestigingsplaatsen in deel A van de PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales (1985, p. 21-42).

De interne dosis voor pelagische vis is voor het eerste jaar berekend op 60 rem, voor het tweede op 40. De acuumulatieve interne dosis voor bodemvissen bedraagt voor het eerste jaar bijna 300 rem, voor het tweede jaar 170. Er is in de berekening vanuit gegaan dat de vissen het hele jaar in de Dollard verblijven. Dit is voor veel vissen niet het geval. We komen hier bij de behandeling van de biologische gevolgen op terug.

4.4.3 Externe stralingsdoses in het "winter"scenario.

Voor de berekening van de externe stralingsdoses na een ramp bij laagwater volgens het "winter"scenario volgen we dezelfde procedure als paragraaf 4.2.3 werd besproken. De doses worden berekend alsof 100% van de fall-out egaal verdeeld op de bodem van de Dollard ligt. Daarbij wordt dus 9×10^4 Ci verdeeld over een oppervlakte 100×10^6 m², met een initiële bodemconcentratie van 9×10^{-4} Ci/m².

Uitgaande van deze gegevens en rekening houdend met het radio-actieve verval in de loop van de tijd komen we tot de externe stralingsdoses, weergegeven in tabel 4.9 in bijlage 4 bij dit hoofdstuk.

De accumulatieve externe dosis voor bodemdieren en andere die bij eb op de platen blijven is voor het hele eerste jaar 400 rem, voor het tweede jaar 140 rem. Voor dieren die bij eb de geulen opzoeken liggen de externe doses wat hoger: 470 rem voor het eerste jaar en 160 voor het tweede jaar. Ook hier geldt weer dat de dosis voor vissen berekend zijn voor een permanent verblijf in de Dollard gedurende het jaar.

4.4.4 Totale stralingsdoses na de ramp bij laagwater, "winter"scenario.

In tabel 4.10 zijn de resultaten van de twee vorige paragrafen samengevat. Deze tabel geeft de totale, interne en externe tesamen, stralingsdosis van de aquatische organismen in de Dollard na de ramp bij laagwater volgens het "winter"scenario.

De tabel laat zien dat de weekdieren en kreeftachtigen in het eerste jaar een totaaldosis ontvangen van 800-900 rem, pelagische vis ruim 500 rem en bodemvis 750 rem. In het tweede jaar komt de totaal dosis op 350-400 rem voor weekdieren en kreeftachtigen, 200 rem voor pelagische vis en 330 rem voor bodemvis. De jaardoses voor vissen zijn berekend alsof deze dieren het hele jaar in de Dollard blijven, hetgeen meestal niet het geval is. Wij komen hier bij de bespreking van de biologische gevolgen op terug.

4.5 Totale stralingsdoses twee jaar na de ramp.

In tabel 4.11 zijn de resultaten uit de vorige paragrafen samengevat. Per scenario is voor elke diersoort aangegeven wat de totale stralingsdosis in twee jaar is.

scenario:	hoog water	laag water "zomer"	laag water "zomer"	laag water "zomer"	laag water winter"
afstand tot middenpad wolk:		0-100 meter	500-750 meter	3500-4200 meter	
wormen & weekdieren zonder schelp	858	3592	989	448	1150
weekdieren met schelp	1096	3868	1127	517	1316
kreeft- achtigen bij eb op platen	1006	3688	1037	472	1206
kreeft- achtigen overige	1071	1174	1174	1174	1283
pelagische vis*	612	715	715	715	733
bodemvis*	903	1006	1006	1006	1082

* De stralingsdoses voor vis gaan uit van een verblijf in de Dollard gedurende twee volledige jaren.

Tabel 4.11

Totale stralingsdosis voor aquatische organismen, gesommeerd over de eerste twee jaar na de KM-ramp, voor verschillende scenario's voor de situatie in de Dollard tijdens en na de ramp. Alle doses in rem.

Voor de vissen en de actief bewegende kreeftachtigen, dan wel kreeftachtigen die bij eb de geulen opzoeken, ligt de stralingsbelasting volgens de verschillende scenario's in de eerste twee jaar na de ramp steeds in dezelfde orde van grootte. Dit is het gevolg van het feit dat voor deze dieren vanwege hun bewegelijkheid in elk scenario een over de Dollard uitgemiddelde externe stralingsdosis berekend is.

Pelagisch vis, dat wil zeggen vis die in de waterkolom blijft zwemmen, heeft de laagste totaaldosis: 600-750 rem in twee jaar. Voor bodemvis, die vanwege zijn voedingsgewoontes meer interne besmetting oploopt, is een totaaldosis van 900-1000 rem in twee jaar berekend. Voor de bewegelijke kreeftachtigen, die wat meer radioactiviteit dan vissen in hun lichaam opeenhopen, ligt het totaal afhankelijk van het scenario in twee jaar op 1000-1300 rem in twee jaar.

De impliciete aanname bij deze berekeningen is dat de dieren twee jaar in leven blijven en gedurende de eerste twee jaar na de ramp de Dollard niet verlaat. In hoeverre dat ook echt het geval is wordt in het hierna volgende hoofdstuk over de biologische gevolgen besproken.

De stralingsdoses voor de bodemdieren lopen nogal uiteen voor de verschillende scenario's. Wanneer de fall-out min of meer regelmatig over de Dollard verdeeld wordt is de totaaldosis voor de sterk aan de bodem en aan één plek gebonden wormen, weekdieren en kreeftachtigen 850-1300 rem in twee jaar.

Het hoogwater scenario en het laagwater "winter"scenario berusten beide op de aanname dat de radioactieve fall-out snel homogeen over het water en het slib van de Dollard verdeeld zal worden. Dit is waarschijnlijk een illusie. Op alle plaatsen waar radioactiviteit in grote hoeveelheden in waterbassins is neergekomen, worden -ook in zee- concentratieverschillen in het slib waargenomen. Het is waarschijnlijker dat de concentratieverschillen in de fall-out ook in de wadbodem tot langdurige verschillen in besmetting leiden.

Als we rekening houden met een stabiele lokale besmetting conform de initiële verdeling in de radioactieve fall-out, waarbij overigens toch nog 30% van de nucliden vrij verdeeld wordt over de rest van het wad, kan de totaaldosis in twee jaar voor bodemdieren variëren van 500 tot bijna 4000 rem.

Deze verschillen mogen dan lokaal zijn, ze bestrijken potentieel wel een groot deel van de Dollard. Ze beslaan een strook van acht en een halve kilometer breedte, dwars op de lengterichting van het pad van de wolk, terwijl de Dollard elf kilometer breed is.

De lage stralingsdoses komen voor aan de randen van deze strook, de hoogste stralingsdoses zijn berekend voor een strook van 200 meter in het midden van dit gebied. De gemiddelde waarden van rond de 1000 rem in twee jaar zouden dan te vinden zijn tot op driekwart kilometer afstand aan beide zijden van het midden van het traject.

Dat betekent dat afhankelijk van de mate van verspreiding van de fall-out door stroming van het water en golfslag onder invloed van de wind, na de kernramp minstens 15% van de bodemdieren en mogelijk 100% van de bodemdieren in de Dollard aan een stralingsdosis van minstens 1000 rem in twee jaar blootstaan. Wat dit in biologische termen betekent komt in het volgende hoofdstuk aan de orde.

Hoofdstuk 4. Bijlage 1.

De interne stralingsdosis per diersoort in rem per dag na ramp bij hoogwater, zonder correctie voor de tijd om een evenwichtskoncentratie in deze dieren te bereiken.

	Weekdieren		Weekdieren		Kreeftachtigen	
	Initiële belasting alleen met lichaam schelp (rem/dag)		Na 4 weken alleen met lichaam schelp (rem/dag)		Initiële belasting Na 4 weken (rem/dag)	
Cesium -134,-136 en -137	0,96		0,72		0,96	0,72
Strontium/yttrium -89,-90 en -91	0,029		0,013		0,29	0,013
Ruthenium -103,-105 en -106	0,097	0,65	0,072	0,48	0,65	0,48
Cerium -141,-143 en -144	0,66		0,36		0,44	0,24
Barium-140	0,024		0,005		0,24	0,005
Jodium -131,-132, -133,-134 en -135	20,26	40,5	0,08	0,16	33,76	0,134
Totaal:	21,02	41,81	1,25	1,74	35,86	1,59

	Pelagische vis		Bodemvis	
	Initiële belasting (rem/dag)	Na 4 weken (rem/dag)	Initiële belasting (rem/dag)	Na 4 weken (rem/dag)
Cesium -134,-136 en -137	0,192	0,144	0,96	0,72
Strontium/yttrium -89,-90 en -91	0,114	0,052	0,114	0,052
Ruthenium -103,-105 en -106	0,013	0,010	0,13	0,10
Cerium -141,-143 en -144	0,022	0,012	0,022	0,012
Barium-140	0,024	0,005	0,024	0,005
Jodium -131,-132, -133,-134 en -135	6,752	0,027	6,752	0,027
Totaal:	7,12	0,25	8,00	0,92

Hoofdstuk 4. Bijlage 2.

Interne en externe stralingsdoses in de Dollard na de KM-ramp bij hoogwater.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	39	33	32	79	140	323	180
weekdieren met schelp	58	44	39	95	165	401	240
kreeft- achtigen	52	40	37	87	155	371	180
pelagische vis	8	6	5	14	22	55	37
bodemvis	25	25	24	62	102	238	145

Tabel 4.2

Interne stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij hoogwater. Alle doses in rem.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
dieren, die bij eb op de platen blijven	106	41	30	70	94	341	114
dieren, die bij eb in de geulen blijven*	121	47	34	80	107	389	131

* Hierbij wordt ervan uit gegaan dat de dieren een of twee jaar permanent in de Dollard blijven.

Tabel 4.3

Externe stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij hoogwater. Alle doses in rem.

Hoofdstuk 4. Bijlage 3.

Interne en externe stralingsdoses in de Dollard na de KM-ramp bij laagwater, in het "zomer"scenario.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	20-78	17-66	16-64	40-158	70-280	162-646	90-360
weekdieren met schelp	29-116	22-88	20-78	48-190	83-330	201-802	120-480
kreeft- achtigen op platen bij eb	26-104	20-80	19-74	44-174	78-310	186-742	90-360
overige kreeftachtigen	52	40	37	87	155	371	180
pelagische vis	8	6	5	14	22	55	37
bodemvis	25	25	24	62	102	238	145

Tabel 4.5

Interne stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp, in het "zomer"-scenario. Alle doses in rem.

afstand tot het midden van het wolkepad	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
0-100 meter	603	235	169	397	533	1937	649
500-750 meter	113	44	32	75	100	364	122
3500-4200 meter	12	18	13	30	40	113	49

Tabel 4.6

Externe stralingsdosis voor bodemdieren op droogvallende platen in de Dollard, op verschillende afstanden van het midden van het pad van de radioactieve wolk, gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij laag water, "zomer"scenario. Alle doses in rem.

Hoofdstuk 4. Bijlage 4.

Interne en externe stralingsdoses in de Dollard na de KM-ramp bij laagwater, in het "winter"scenario.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
wormen & weekdieren zonder schelp	47	40	38	95	168	388	216
weekdieren met schelp	70	53	47	114	198	482	288
kreeft- achtigen	62	48	44	104	186	444	216
pelagische vis	10	7	6	17	26	66	44
bodemvis	30	30	29	74	122	285	174

Tabel 4.8

Interne stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij laag water, "winter"scenario. Alle doses in rem.

	1e mnd	2e mnd	3e mnd	4e-6e mnd	2e hlfjr	1e jr som	2e jr som
dieren, die bij eb op de platen blijven	127	49	36	84	113	409	137
dieren, die bij eb in de geulen blijven*	145	56	41	96	128	466	157

* Hierbij wordt er vanuit gegaan dat de dieren een of twee jaar permanent in de Dollard blijven.

Tabel 4.9

Externe stralingsdosis voor aquatische organismen in de Dollard gedurende de eerste twee jaar na de ramp bij laag water, "winter"scenario. Alle doses in rem.

Hoofdstuk 5. De effecten van straling op aquatische dieren.

Er is al vanaf de jaren dertig onderzoek gedaan naar de gevolgen van bestraling op planten en dieren die in het water leven. Aquatische organismen, zoals bodemdieren, kreeftachtigen en vissen, verschillen van zoogdieren. Ze vormen daarom een aparte categorie in het onderzoek naar effecten van straling.

In de volgende paragrafen geven we een overzicht van dit onderzoek. In paragraaf 5.1 bespreken we in het kort het verschil tussen de gevolgen van akute stralingsdoses en chronische bestraling.

In paragraaf 5.2 worden per diersoort de effecten van straling en de relatie tussen doses en schade besproken. In paragraaf 5.3 komen effecten van chronische bestraling aan de orde. Voor deze twee paragrafen maken we veel gebruik van de informatie die Polikarpov in zijn boek "Radioecology of aquatic organisms" (Polikarpov, 1966b) heeft samengevat.

Op basis van deze gegevens komen we tot aannames over de effecten van straling voor de diverse soorten aquatische dieren in de Dollard. Dit wordt samengevat in paragraaf 5.4.

5.1 Akute stralingsdoses en chronische bestraling.

De in dit hoofdstuk vermelde gegevens zijn hoofdzakelijk afkomstig uit onderzoek dat zich richtte op de gevolgen van akute, dat wil zeggen in een zeer korte tijd afgegeven, stralingsdoses. Bovendien beperkte de belangstelling zich vaak tot het vaststellen van de dosis als gevolg waarvan de onderzochte organismen binnen vrij korte tijd dood gingen.

De LD100 (LD van Lethal Dose) is de akute dosis waardoor alle bestraalden zeer snel dood gaan. De LD50 is de dosis waardoor de helft van de dieren sterft, meestal binnen een vastgestelde tijd. Zo is de LD50/30 de dosis waardoor de helft van de dieren binnen 30 dagen sterft. De LD100 is vaak drie tot tien maal hoger dan de LD50.

Voordat zoogdieren aan straling dood gaan, zijn ze meestal een tijd erg ziek. Vrij hoge stralingsdoses, van een kwart tot de helft van de LD50, die niet binnen een paar maanden tot een dodelijk afloop leiden kunnen wel structurele en blijvende schade aan de gezondheid toebrengen.

Zoogdieren met zulke gezondheidsschade kunnen gewone bacteriële ziekten of parasieten minder goed de baas als hun soortgenoten en zijn niet goed opgewassen tegen grote fysieke inspanningen of andere soorten stress.

Men zou verwachten dat iets dergelijks ook voor aquatische organismen geldt. Sommige vissen zijn bijvoorbeeld voor het zoeken van voedsel afhankelijk van hun ogen, voor anderen is hun vermogen tot geurdetectie heel belangrijk. Om voedsel te vangen of om voor vijanden te vluchten moeten ze snel kunnen zwemmen en wenden.

Lichaamsfuncties die voor deze activiteiten nodig zijn, zijn voor het goed functioneren en voortbestaan van een dier in een ekologisch web zo belangrijk dat enige vorm van aantasting daarvan in een ecosysteem uiteindelijk even veel effect kan hebben als akute sterfte. Dat soort onderzoek lijkt nauwelijks te zijn gedaan.

Het konkrete gedrag van sommige vissen na een hoge dosis straling wijst erop dat vissen (vermoedelijk meestal in een aquarium of een bassin waarin ze ook gevoerd worden) nog een tijdje schijnbaar normaal kunnen functioneren terwijl de dieren al een enorme schade hebben opgelopen. De aard van deze schade zou langdurig goed functioneren onder natuurlijke omstandigheden onmogelijk maken.

In onderzoek gericht op het vaststellen van de LD100 of de LD50 wordt vrijwel altijd met akute, dat wil zeggen eenmalige, in zeer korte tijd afgegeven, doses gewerkt. Er is weinig onderzoek naar het effect van een langzaam oplopende dosis gedurende het leven. Men neemt over het algemeen aan dat een in de tijd verdeeld toegediende stralingsdosis minder schade veroorzaakt dan een even grote eenmalige dosis. Maar dit geldt vooral voor reeds volwassen dieren.

De levensduur van aquatische dieren in de Dollard is kort: een half tot een paar jaar voor de meeste dieren. De stralingsdoses na de ramp die gedurende meer dan een jaar worden afgegeven bestrijken dus voor grote aantallen dieren zowel hun jeugd stadium als het volwassen stadium.

Zoals bij alle dieren zijn ook bij de aquatische de jonge dieren gevoeliger voor straling dan de oudere. Volwassen dieren die al in hun jeugd aan een matig tot grote stralingsdosis blootgestaan zullen gevoeliger voor een bepaalde totaal dosis zijn dan een eerder onbestraald volwassen dier.

5.2 Gevolgen van akute stralingsdoses.

5.2.1 Wormen en akute stralingsdoses.

Polikarpov (1966b, p. 199) vermeldt twee onderzoeken over de effecten van straling op wormen.

De LD100 voor de worm *Planbaria polychroa* was 5500 rad. Alle wormen gingen daardoor binnen 2,5 maand dood.

Wormen van de soort *Dendrocoelum lacteum* werd met verschillende doses bestraald. Na 1000-10.000 rad ontstond er altijd schade na een vaste latentie periode, namelijk 13-15 dagen. Naarmate de dosis groter werd, was de schade die zich dan vertoonde groter en ontwikkelde zich sneller. De LD100 voor deze wormen was 10.000 rad. Na deze dosis gingen alle wormen binnen 1,5 tot 2 maanden dood.

Gezien deze cijfers nemen we aan dat bij wormen na een dosis van 2000 rad binnen een paar maanden de eerste sterfte optreedt. Een dosis van 500-1000 rad kan tot levensbedreigende schade leiden.

5.2.2 Weekdieren en akute stralingsdoses.

Polikarpov (1966b, p. 199) vermeldt gegevens over stralingsschade voor vijf soorten weekdieren.

De LD100 voor *Physa acuta* is 10.000 rad binnen een tot anderhalve maand, maar de sterfte begint al op een niveau van 4000 rad, vermoedelijk betreft dit zeer jonge exemplaren.

Ook voor *Planorbis marginatus* werd een LD100 van 10.000 rad vastgesteld. Het duurde na de bestraling drie maanden voordat deze dieren de schade begonnen te vertonen die met de dood zou eindigen.

Voor volwassen exemplaren van *Radix* en *Thais* werd een LD50 van 20.000 rad gevonden voor sterfte binnen een week. De LD50 voor sterfte binnen 40 dagen bedroeg voor *Radix* 8000 rad.

Voor een zeer vroeg stadium van *Helisoma subcrenatum* vermeldt Polikarpov in een tabel een LD50 van 100 rad en voor een later stadium een LD50 van 500-1000 rad.

Volgens White en Angelovic (1965, 1966) betreffen de gegevens van Polikarpov vaak zoetwaterorganismen. Ze deden daarom een aantal proeven met marine dieren. Daarbij lieten ze zien dat de hoogte van de LD50 voor een dier enorme verschillen kan vertonen, afhankelijk van het geduld van de onderzoeker (Templeton e.a., 1971).

De LD50 voor de oester *Crassostrea virginica* is ongeveer 180.000 rad voor sterfte binnen drie weken. Maar de LD50 binnen 7 tot 12 weken is ongeveer 6000-8000 rad voor ditzelfde beest.

De LD50 voor de tweekleppige *Mercenaria mercenaria* is 130.000 rad voor sterfte binnen drie weken, maar 50.000 rad na 12 weken.

De LD50 voor twee soorten slakjes, *Urosalpinx cinerea* en *Nassarius obsoletus*, is 50.000 rad voor sterfte binnen drie weken, maar voor sterfte binnen een periode van 10 weken zakt de LD50 naar 20.000-30.000 rad voor het eerste soort slakje en naar minder dan 10.000 rad voor het tweede slakje.

Op basis van deze gegevens gaan we ervan uit dat de LD50 voor weekdieren 6000-10.000 rad is voor 50% sterfte binnen drie maanden. Het niveau voor levensbedreigende schade en het begin van sterfte ligt dan waarschijnlijk in de buurt van 2-3000 rad (1/3 van de LD50).

Voor zeer vroege ontwikkelingsstadia van weekdieren lijkt een niveau van 100-500 rad, mits tijdens een dergelijk stadium ontvangen, lethaal.

5.2.3 Kreeftachtigen en akute stralingsdoses.

Polikarpov (1966b, p. 193,199) vermeldt gegevens over vier kreeftachtigen.

De LD50 voor de volwassen kreeftachtige *Amphipoda* is 10.000 rad voor een periode van vijf weken.

Voor *Calliopus laeviusculus* en *Allorchester angustis* werd een LD100 gevonden van 6400 rad binnen vijf tot acht weken en een LD50 van 1000 rad.

De LD100 voor jongbroed van *Daphia magna* is 8000 rad.

White en Angelovic (1965, 1966) laten in een grafiek zien dat de LD50 van *Uca pugnax* daalt van 50.000 rad binnen een week tot ongeveer 8000 rad na acht weken.

De LD50 voor *Palaemonetes pugio* begint op 20.000 rad voor 50% sterfte in een week en eindigt bij 1000-2000 rad voor een periode van een maand.

Op basis van deze gegevens nemen wij aan dat de LD50 voor kreeftachtigen kan variëren van 8000 tot 1000 rad, maar hij ligt meestal in de buurt van 1000-2000 rad. De dosis voor levensbedreigende schade en de aanvang van sterfte ligt in het laatste geval dan op 300-700 rad.

5.2.4 Vissen en akute stralingsdoses.

In zijn algemeenheid stelt Polikarpov dat de LD50 voor volwassen vissen gelijk of 1,5-2 maal hoger dan de LD50 voor zoogdieren. De vroegste stadia van de ontwikkeling zijn echter zeer gevoelig voor straling. Daarbij ligt de LD50 in de grootste orde van een paar tot enige tientallen rad, mits toegediend in de gevoelige periode. We zullen eerst de informatie over volwassen vissen behandelen en dan die over vroegere ontwikkelingsstadia.

Voor een aantal vissen vermeldt Polikarpov alleen het effect van een zeer hoge dosis straling, niet de LD waarde. De doses liggen vermoedelijk dicht in de buurt van de LD100.

Volwassen exemplaren van de vissoort *Lebistes* begonnen twee weken na bestraling met 3500-5000 rad gewicht te verliezen en weigerden voedsel. Vervolgens ontwikkelden ze zweren en blauwe plekken op hun lichaam. De vissen gingen binnen 18-50 dagen na de bestraling dood.

De goudkarper *Carassius carassius* begint tien dagen na een akute dosis van 4000 rad abnormaal gedrag te vertonen en was de dertiende dag dood. Er werd schade aan de lever, de ingewanden en de gonaden gekonstateerd.

De LD100 voor karpers is voor alle leeftijdsgroepen 3500 rad. Na deze stralingsdosis beginnen ze 13-18 dagen later tekenen van stralingsschade te vertonen. Op de 15e-25e dag na bestraling zijn ze allemaal dood. Na doses van 10.000 tot 40.000 rad vertonen ze een paar uur tot een à twee dagen vreemd gedrag. Daarna lijken ze schijnbaar gezond te zijn en gaan vervolgens 10-25 dagen na de bestraling dood aan de stralingsschade.

De goudvis *Carassius auratus* heeft een LD50 van 650 rad voor 50% binnen een maand. Na stralingsdoses variërend van 500 tot 10.000 rad werd een vermindering van het lymfeweefsel gekonstateerd, de kern van de witte bloedlichaampjes was verschrom-

peld - dat wil zeggen de witte bloedlichaampjes waren bijna of helemaal afgestorven - en werd ook schade aan de hersencellen gekonstateerd.

Voor de zalm *Salmo gairdnerii* vermeldt Polikarpov een LD50 van 1000 rad.

White en Angelovic (1965, 1966) bestudeerden zes soorten zeevissen. Zij vonden voor deze soorten dezelfde LD50/30 waarden (50% sterfte binnen 30 dagen) als voor zoetwatervissen, variërend van 1050 tot 5550 rad.

Evenals in het geval van de eerder genoemde invertebraten vonden deze onderzoekers dat de LD50 voor een periode van twee weken twee tot vier maal hoger was dan de LD50 voor een periode van zes tot zeven weken (Templeton e.a., 1971). Dit komt overeen met het zojuist vermelde patroon voor karpers.

De LD50 voor *Lagodon rhomboides*, *Paralichthys lethostigma* en *Eucinostomus* sp. bedraagt 1700-2500 rad voor 50% sterfte binnen zeven weken.

De bodemvis *Muggil cephalus* heeft een LD50 van 1500 rad voor een periode van zes weken.

Fundulus heteroclitus en *Micropogon undulatus* hebben een LD50 van 1000 rad voor een periode van zes tot zeven weken.

Voor larven van de koningszalm *Oncorhynchus tshawytscha* meldt Polikarpov een LD50 van 1000 rad binnen twee maanden. De LD50 voor jongbroed van deze vis is 1250 rad.

De laagste effectieve dosis is echter 250 rad voor de eerste sterfte na zeven weken, 500 rad gewichtsverlies, voorafgaand aan sterfte en 100 rad voor beperking van de lengtegroei. Na doses van 750 rad en 1250 rad vond men binnen 14 en 21 dagen na blootstelling beschadigde bloedlichaampjes. Na de dosis van 750 rad daalde ook binnen 7-14 dagen de concentratie bloedvormende cellen in de milt van deze jonge visjes.

Ook de LD50 voor zalmlarven is 1000 rad binnen 1-2 maanden. Hierbij geldt dat deze dosis wel in het larvenstadium moet worden toegediend om dit effect te hebben.

Als eieren van de koningszalm werden bestraald hadden doses tot 2500 rad in eerste instantie geen effect, aldus Polikarpov (1966b, p. 201). Maar vervolgens ging 51 dagen later al het eerder in het ei bestraalde jongbroed dood met verschijnselen van verlamming, bloedingen en dergelijke tekenen van extreme stralingsschade. Hieruit volgt dat de genoemde dosis minstens het dubbele van een LD100 voor het latere jongbroed was geweest.

Op basis van deze gegevens nemen wij aan dat de LD50 voor vissen 1000-1500 rad is voor 50% sterfte binnen twee maanden. Levensbedreigende schade treedt op bij 250-500 rad. Afhankelijk van de vissoort kan stralingsschade, die het functioneren van larven of jongbroed beïnvloedt, wellicht al na een (vroeg-) dosis van 100-250 rad ontstaan.

5.3 De gevolgen van chronische stralingsdoses.

5.3.1 Visseneieren en chronische externe straling.

Donaldson en Boham (1964, 1966) hebben eieren van de koningszalm *Oncorhynchus tshawytscha*, die ook in paragraaf 5.1.4 al werd genoemd, bestraald met een vrij lage doses. De eieren werden vanaf het moment van bevruchting tot de uitgekomen larven begonnen te eten, met een dosis van 0,5 rad per dag bestraald. De totale dosis kwam daarmee op 35-40 rad. Daarna werden de diertjes losgelaten en mochten ze in aantallen van 100.000 tot 250.000 tegelijk naar zee vertrekken. De onderzoekers wilden alleen weten of de populatie van deze (eetbare) vis als geheel zou worden aangetast. Zij constateerden een toename van abnormale jonge vis, maar er kwamen uiteindelijk in vergelijking tot de kontrolegroep meer vruchtbare volwassen vissen uit zee terug.

Dit experiment betekent ten eerste dat stralingsdoses in de grootte orde van 0,5 rad per dag en totaal 35-40 rad tijdens de ontwikkelingsfase van het ei van deze vissen al effect kunnen hebben op de kwaliteit van de uit het ei komende larven.

Verder laat het experiment vooral zien dat het niet zo makkelijk is om een populatie van pelagische vissen te beïnvloeden. Pelagische vissen laten hun eieren gewoon los in het zeewater. Ze produceren per vis vele honderdduizenden, soms miljoenen eitjes c.q. larven, die grotendeels weer worden opgegeten door andere vissen. Maar een zeer gering percentage van de eitjes overleeft de enorme natuurlijke selectie en de minder goede exemplaren hebben de grootste kans om te worden opgeruimd voor dat ze volwassen zijn.

Vissen die enige vorm van broedzorg vertonen produceren veel minder eitjes, in de grootte-orde van honderden of duizenden. Voor deze vissoorten pakt de natuurlijke selectie niet op dezelfde manier uit als bij de vissen met pelagische eieren.

Twee andere experimenten waarbij de eieren van tong tot het uitkomen met doses van 10 mrad/uur tot 1 rad/uur, tot een totaaldosis van 0,6 rad c.q. 500 rad, werden bestraald, leidde niet tot enige toename in het aantal abnormale larven of veranderde overleving (Templeton e.a., 1971).

5.3.2 Weekdiereieren in water met radionucliden.

Er zijn nogal wat proeven gedaan met eieren van marine organismen in water met radioactief Strontium-90/Yttrium-90. Deze isotopen worden makkelijk geabsorbeerd en/of worden snel en effectief opgenomen door eieren in de waterkolom.

Kulikov e.a. (1966) liet eieren van het zoetwater weekdier *Limnaea stagnalis* L. in water met deze isotopen ontwikkelen. Een concentratie van meer dan 10^{-4} Curie Sr-90/Y-90 per liter leidde tot significante morfologische abnormaliteiten bij de uit het ei gekomen dieren, vertraagde ontwikkeling en sterfte.

Nelson (1968) deed een dergelijke proef met de larven van de oester *Crassostrea gigas*. Nadat ze uit het ei gekomen waren, werden de larven twee dagen in radioactief zeewater opgekweekt. Zeewater met meer dan 10^{-3} Curie Sr-90/Y-90 per liter leidde tot significant meer abnormale larven (Templeton e.a., 1971).

5.3.3 Visseneieren in water met radionucliden.

Er zijn ook met visseneieren experimenten gedaan om te zien of er in water met radionucliden abnormale larven uitkomen. De resultaten zijn buitengewoon tegenstrijdig.

Diverse Russische onderzoekers hebben gemeld dat eieren van diverse soorten vis uit de Zwarte Zee in radioactief zeewater met concentraties van 10^{-7} Curie Sr-90/Y-90 vertraagd uitkomen. Als ze uitkomen is ongeveer 50% van de larven abnormaal en de larven vertonen vroege sterfte (zie figuur 5.1). Over een groot traject aan concentraties van 10^{-12} tot 10^{-4} Curie Sr-90/Y-90 werd een met de logaritme van de concentratie lineair verband met het percentage abnormale larven gevonden.

Engelse onderzoekers vonden met eenzelfde soort experiment echter helemaal geen effecten voor eieren van forel en tong (Polikarpov, 1966b, p. 219-226, Templeton, 1971).

Genetisch onderzoek van Ivanov (1967) wees uit dat bij toenemende concentraties van Sr-90/Y-90, van 10^{-10} tot 10^{-5} Curie per liter, de celdeling in ontwikkelende eieren afneemt en het aantal chromosoomafwijkingen toeneemt. Bij de hoogste concentraties werden afwijkende celdelingen gekonstateerd (Templeton, 1971).

Het is mogelijk dat de verschillen, die in het onderzoek met betrekking tot strontium gevonden zijn, verband houden met het verschil tussen vrij in het water zwevende, pelagische eieren en op de bodem afgezette eieren. Eieren die ergens aan vastgezet worden, zitten meestal in een slijm laagje verpakt en dit laagje beschermt het ei tegen absorptie van de radionucliden (Polikarpov, 1966b, p. 228).

White en Angelovic (1966) vonden voor een concentratie van cesium-137 van 3×10^{-5} Curie per liter geen zichtbare afwijkingen voor eieren of larven van *Fundulus heteroclitus*, maar wel een algemeen vertraagde ontwikkeling van de eieren (Templeton e.a., 1971).

5.3.4 Konklusie effecten chronische bestraling.

Op basis van de informatie in de vorige drie paragrafen komen wij tot de volgende, beperkte konklusies over de effecten van chronische bestraling van aquatische dieren.

Het is mogelijk dat doses in de grootte-orde van 0,5 rad per dag, in het totaal 35-40 rad, tijdens het ontwikkelingsstadium van de eieren van bepaalde vissen tot abnormale larven leiden.

Water met een concentratie van 10^{-4} tot 10^{-3} Curie Sr-90/Y-90 per liter leidt tot abnormale ontwikkelingen van eieren en larven van weekdieren.

Als visseneieren zich ontwikkelen in water met een concentratie van 10^{-7} tot 10^{-5} Curie Sr-90/Y-90 per liter kan dit tot hoge percentages abnormale larven aanleiding geven en het genetisch materiaal van deze dieren wordt bij toenemende concentraties aangetast. De precieze omstandigheden waaronder zich dit voordoet zijn niet bekend. Vermoedelijk is dit alleen van toepassing voor bepaalde soorten, namelijk pelagische eieren van zeevissen, die zeer snel strontium en yttrium uit het water kunnen opnemen.

Een concentratie van 3×10^{-5} Curie cesium-137 per liter leidt tot vertraging in de ontwikkeling van bepaalde visseneieren. Het is daarom mogelijk dat bij hogere cesiumconcentraties zich ook abnormale larven ontwikkelen. Aangezien cesium zich echter chemisch en biologisch anders gedraagt dan strontium/yttrium is een eenvoudige extrapolatie op basis van de verschijnselen als gevolg van strontium niet te maken.

5.4 Samenvatting.

In de voorafgaande paragrafen is steeds sprake geweest van doses uitgedrukt in rad. De stralingsdoses die wij in hoofdstuk 4 berekenden zijn echter uitgedrukt in rem, de effectieve stralingsdosis in weefsel. Voor de soorten straling waar we hier mee te maken hebben geldt dat een dosis van 1 rad in lucht = 0,85 rem in spierweefsel. In de nu volgende samenvatting worden alle eerder vermelde doses in rad gevolgd door een omrekening in rem.

Op basis van de gegevens in paragraaf 5.1.1. nemen we aan dat bij wormen na een dosis van 2000 rad (1700 rem) binnen een paar maanden de eerste sterfte optreedt. Een dosis van 500-1000 rad (430-850 rem) kan tot levensbedreigende schade leiden.

In paragraaf 5.1.2 kwamen we tot de aanname dat de LD50 voor weekdieren 6000-10.000 rad (5100-8500 rem) kan bedragen voor 50% sterfte binnen drie maanden. Het niveau voor levensbedreigende schade en het begin van sterfte ligt waarschijnlijk in de buurt van 2000-3000 rad (1700-2550 rem). Voor zeer vroege ontwikkelingsstadia van weekdieren lijkt een niveau van 100-500 rad (85-430 rem), mits tijdens deze stadia ontvangen, lethaal.

Op basis van paragraaf 5.1.3 nemen wij aan dat de LD50 voor kreeftachtigen voor 50% sterfte binnen acht weken 8000 rad (6800 rem) kan zijn, maar meestal in de buurt van 1000-2000 rad (850-1700 rem) ligt. De dosis voor levensbedreigende schade en beginnende sterfte ligt in het laatste geval op 300-700 rad (260-600 rem).

In paragraaf 5.1.4 konkludeerden wij dat de LD50 voor vissen 1000-1500 rad (850-1280 rem) bedraagt voor 50% sterfte binnen twee maanden.

Levensbedreigende schade treedt op bij 250-500 rad (210-430 rem). Afhankelijk van de vissoort kan stralingsschade, die het functioneren van larven of jongbroed beïnvloedt, wellicht al na een (vroege) dosis van 100-250 rad (85-210 rem) ontstaan.

Volgens paragraaf 5.2.3 is mogelijk dat doses in de grootteorde van 0,5 rad (0,4 rem) per dag, in het totaal 35-40 rad (30-35 rem) tijdens het ontwikkelingsstadium van de eieren van bepaalde vissen tot abnormale larven leiden.

Water met 10^{-4} tot 10^{-3} Curie Sr-90/Y-90 per liter leidt tot abnormale ontwikkelingen van eieren en larven van weekdieren.

Water met 10^{-7} tot 10^{-5} Curie Sr-90/Y-90 per liter kan voor eieren van bepaalde soorten vissen waarschijnlijk tot abnormale ontwikkelingen van de larven leiden.

Water met 3×10^{-5} Curie Cs-137 per liter kan tot een vertraging in de ontwikkeling van bepaalde visseneieren leiden.

Hoofdstuk 6. De gevolgen van de ramp voor aquatische dieren in de Dollard.

In hoofdstuk 4 hebben we een schatting gemaakt van de stralingsdosis voor verschillende soort dieren in het water en/of het sediment van de Dollard na de KM-ramp met een kerncentrale in de Eemshaven. In hoofdstuk 5 hebben we de effecten van straling op aquatische dieren in het algemeen besproken. In dit hoofdstuk worden de inzichten uit deze vorige hoofdstukken met elkaar gekombineerd. Van daaruit komen we tot een konklusie ten aanzien van de gevolgen van een KM-ramp voor de aquatische dieren in de Dollard.

In paragraaf 6.1 bespreken we de eventuele gevolgen van de concentratie cesium en strontium in het water van de Dollard na de ramp voor de eieren of larven van verschillende soorten dieren.

In de paragrafen 6.2 tot en met 6.5 bespreken we per diersoort de eigenschappen van enkele, vaak de meest voorkomende, dieren en de effecten van de stralingsdosis die zij na de kernramp kunnen krijgen.

Daarbij gaat onze aandacht niet zozeer uit naar de vraag hoeveel individuele exemplaren er beschadigd worden. De centrale achterliggende vraag is of delen van populaties zo zouden kunnen worden aangetast dat het ecologisch evenwicht in de Dollard als geheel ontregeld zou kunnen worden.

In paragraaf 6.6 komen we tot een algemene konklusie ten aanzien van de gevolgen van een KM-ramp voor het habitat van de aquatische dieren in de Dollard.

6.1 Radionucliden en eieren en larven in het water.

Wij beginnen met een evaluatie van de effecten van de radionucliden in het water van de Dollard na de ramp voor de ontwikkeling van eieren en larven, aangezien deze de eersten van een nieuwe generatie zijn. Grootschalige schade aan alle aanwezige eieren en larven tegelijk zou betekenen dat van alle betrokken diersoorten de nieuwe aanwas op hetzelfde moment verloren gaat.

Het is in de Dollard niet ongebruikelijk dat in bepaalde perioden of jaren, bijvoorbeeld na een strenge winter, bijna een hele nieuwe generatie van sommige dieren zich niet ontwikkelt of vroegtijdig omkomt. Maar dat is ecologisch niet hetzelfde als een situatie waarin - zonder enige relatie met het seizoen - alle jonge dieren van alle diersoorten zouden worden aangetast.

De beginkoncentratie voor strontium/yttrium bedraagt na de ramp $1,1 \times 10^{-4}$ Ci/l (zie tabel 4.1). Door het verval van de kortlevende isotopen daalt dit in vier weken tot 5×10^{-5} Ci/l. Op de wat langere termijn wordt een stabiel niveau van 4×10^{-6} Ci/l bereikt. Hoeveel dit na het eerste jaar door verdunning verder daalt is moeilijk te zeggen.

Dit lijken alleen in de eerste maand na de ramp voor eieren en larven van weekdieren "riskante" concentraties. Voor radiologisch gevoelige visseneieren (c.q. de larven die daaruit moeten komen), zijn dit zeker in het eerste jaar na de ramp mogelijk desastreuze concentraties. Onze informatie over de wijze van voortplanting van de standvissen in het estuarium is echter niet toereikend om te kunnen zeggen welke vissoorten dit eventueel betreft (zie verder paragraaf 6.5).

De beginkoncentratie voor cesium bedraagt na de ramp $1,2 \times 10^{-4}$ Ci/l (zie tabel 4.1). Door het verval van de kortlevende isotopen daalt dit in vier weken tot $1,0 \times 10^{-4}$ Ci/l. Na een jaar is de cesiumconcentratie 8×10^{-5} Ci/l. Na twee jaar is deze 7×10^{-5} Ci/l, althans in theorie, aangezien tegen die tijd verdunningsprocessen een rol zullen gaan spelen. Deze concentraties zouden voor vissen die hun eieren in de Dollard laten uitkomen tot vertraging in het uitkomen van de eieren kunnen leiden.

Het specifieke effect van radionucliden in het water - in tegenstelling tot het algemene niveau van straling - heeft te maken met de eventuele specifieke biologische mechanismen waardoor bepaalde nucliden door de organismen worden opgenomen.

Strontium en yttrium worden specifiek door eieren of larven opgenomen. Een dergelijke opname van cesium is onzeker. Bovendien is in de eerste maand na de ramp de stralingsintensiteit van het kortlevende jodium 25-10 maal hoger dan die van cesium (zie tabel 4.1). Als een concentratie van 3×10^{-5} Ci/l cesium-137, een gammastraler, al tot een vertraging in de ontwikkeling van eieren van vissen leidt, is het vrijwel onvermijdelijk dat jodiumconcentraties van $10-700 \times 10^{-5}$ Ci/l meer en substantiëlere schade aan de uitkomende larven veroorzaken. Bij gebrek aan experimentele gegevens is hier niet meer over te zeggen.

6.2 Wormen.

6.2.1 De zeeduizendpoot.

De borstelwormen (polychaeta) vormen een belangrijke groep van bodemdieren in het waddenmilieu. De meest voorkomende borstelworm in de Dollard is de zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*). Gemiddeld omvatten de zeeduizendpoten tweederde van de aantallen borstelwormen en ze vertegenwoordigen tachtig procent van de biomassa aan borstelwormen in de Dollard (Es-sink e.a., 1987)

Dit beestje leeft 2-3 jaar. Het vormt het hoofdvoedsel van diverse steltlopers, waaronder de kluut, en van de bergeend. Ook de bot eet veel zeeduizendpoten.

De voortplanting van de zeeduizendpoot vindt plaats in het estuarium en begint in het vroege voorjaar, maar kan doorlopen tot augustus. De larven van de zeeduizendpoot leven in de bovenste lagen van het sediment. Ze worden verplaatst door

waterbewegingen die hen opnemen en meenemen (Rijdsdijk, 1995). Na een paar weken vestigen ze zich op de bodem en worden daar in een jaar tijd een volwassen zeeduizendpoot van 5-10 cm lengte. Deze leeft in gangen in de wadbodem, die ze verlaten om naar voedsel te zoeken.

6.2.2 De wadpier.

De wadpier (*Arenicola marina*) vormt in de Dollard maar 0,5% van de biomassa aan borstelwormen (Essink e.a., 1987). Deze worm wordt 4-5 jaar oud. Het dier wordt 22,5 cm lang en leeft in een U-vormige buis in de wadbodem. De eieren van de wadpier worden op de wadbodem afgezet verpakt in een slijmlaag. Na het uitkomen lijken de jonge dieren op hun ouders en graven zich na enige tijd in. Vogels die "wadpieren" eten, trekken alleen de staart van het dier af. De rest blijft zitten en groeit weer aan.

6.2.3 De gevolgen van de ramp voor wormen.

We nemen aan dat bij wormen na een dosis van 1700 rem binnen een paar maanden de eerste sterfte optreedt. Een dosis van 430-850 rem kan tot levensbedreigende schade leiden.

In het scenario voor een ramp bij hoogwater kwamen we voor wormen op een dosis van meer dan 500 rem binnen een jaar. In het laagwater "zomer"scenario wordt deze dosis in het gebied op meer dan 500 meter afstand van het wolkpad in ongeveer zeven maanden bereikt. In het laagwater "winter"scenario wordt voor wormen deze dosis al binnen het eerste half jaar na de ramp bereikt.

De totale dosis over de eerste twee jaar ligt voor deze scenario's in de orde van 1000 rem. Daar is het voor de oudere borstelwormen dan nog niet mee afgelopen, want de vervolgdosis in het derde jaar ligt in de grootte orde van 100 rem.

In de meest besmette strook tot 200 meter breed in het midden van het wolkpad krijgen wormen volgens het laagwater "zomer"-scenario al binnen een maand een dosis van meer dan 500 rem, binnen een half jaar een dosis van ruim 1700 rem, in het eerste jaar 2600 rem.

Over het geheel genomen zal dus een groot deel van de borstelwormen in het eerste halfjaar na de ramp levensbedreigende schade als gevolg van de straling oplopen.

In de meest besmette strook van 200 meter breed, die na een ramp bij laagwater dwars over de Dollard kan lopen, treedt na een half jaar al sterfte onder de borstelwormen. Na een jaar in dit gebied komt de geaccumuleerde dosis overeen met mogelijke sterfte van 10-50% van de daar aanwezige borstelwormen.

Als het larvenstadium maar een paar weken duurt en ze in dit stadium niet noodzakelijk op één plaats blijven, zou de stralingsdosis in het larvenstadium gemiddeld meestal in het

totaal zo'n 100-200 rem bedragen. Gezien de gevoeligheid van weekdieren en andere aquatische organismen in dit stadium ligt het voor de hand dat de larvenwormen van de generatie vlak voor de ramp vrij aanzienlijke schade oplopen. Te denken valt aan een verkeerde ontwikkeling of groeivertraging.

Een volgende generatie larven, die drie maanden later aan hun levenscyclus beginnen, zullen in het larvenstadium veel minder tot geen uiterlijke verschijnselen van stralingsschade vertonen.

6.3 Weekdieren.

6.3.1 Het nonnetje.

Het meest voorkomende weekdier in de Dollard is het nonnetje (*Macoma Baltica*). Deze weekdieren representeren bijna tweederde van het gemiddelde aantal weekdieren per m². Ze omvatten veertig procent van de aanwezige biomassa aan weekdieren. Toch leveren ze bijna de hele voor prooidieren beschikbare biomassa aan weekdieren (Essink e.a., 1987). Een deel van de nonnetjes leeft namelijk, in tegenstelling tot de strandgapers (zie onder), in de bovenste centimeters in de wadbodem, waar vogels en andere dieren erbij kunnen.

Het nonnetje wordt 5-10 jaar oud. Het wordt o.a. door de tureluur, de grutto, de scholekster en plevieren gegeten (Rijsdijk, 1995). Kleine vogels hebben een voorkeur voor de kleinste en dus jongste nonnetjes.

De voortplanting van deze weekdieren vindt plaats in april en mei. De larven van de nonnetjes zijn pelagisch en bevinden zich tussen het plankton in de waterkolom. De kleinste nonnetjes van een paar maanden oud noemt men broedjes. In het najaar verlaten de broedjes de platen op grote schaal en verhuizen naar de geulen om de lage temperaturen te vermijden. Oudere nonnetjes zijn erg honkvast, bij lage temperaturen graven ze zich wat verder in.

6.3.2 De strandgaper.

De strandgaper (*Mya arenaria*) is het tweede veel voorkomende weekdier in de Dollard. Dit dier omvat 36% van het totale aantal weekdieren, maar het vormt 56% van de biomassa aan weekdieren (Essink e.a., 1987).

Strandgapers worden gemiddeld 2 jaar oud, maar sommige exemplaren kunnen 10 jaar oud worden. Ze kunnen 10-15 cm lang worden. Ze leven 20-30 centimeter diep in de wadbodem en halen vandaar met een syfon hun voedsel van het oppervlak. Vanwege hun afmeting komen ze vrijwel niet van hun plaats. Omdat ze diep in de bodem leven zijn de strandgapers onbereikbaar voor vogelsnavels. De grote exemplaren zijn bovendien te groot om te eten. Strandgapers worden dan ook niet gegeten door vogels.

Strandgapers planten zich in de zomer voort. De larven leven twee weken in het plankton (Rijsdijk, 1995).

6.3.3 De gevolgen van de ramp voor weekdieren.

We nemen aan dat de LD50 voor weekdieren 5100-8500 rem kan bedragen voor 50% sterfte binnen drie maanden. Het niveau voor levensbedreigende schade en het begin van sterfte ligt waarschijnlijk in de buurt van 1700-2550 rem. Voor zeer vroege ontwikkelingsstadia van weekdieren lijkt een niveau van 85-430 rem, mits tijdens deze stadia ontvangen, lethaal.

Gezien de totale stralingsdoses na de ramp, die in de verschillende scenario's voor weekdieren zijn berekend, is het duidelijk dat doses in de orde van de LD50 voor deze dieren kunnen worden uitgesloten.

Alleen de weekdieren, die na de ramp bij laagwater volgens het "zomer"scenario in de meest besmette strook van 200 meter breedte leven, hebben na een half jaar al een dosis die tot levensbedreigende schade kan leiden, namelijk 1800-1900 rem. Daar komt in de daarop volgende anderhalf jaar nog eens 1800 rem bij, met nog eens een vervolgdosis in het derde jaar en daarna in de orde van enige honderden rem.

Deze doses zijn relevant voor nonnetjes van minstens een jaar en ouder en voor strandgapers. Beide soorten weekdieren worden relatief oud en blijven graag op hun plaats zitten. Deze twee soorten maken samen 97% van de weekdieren in de Dollard uit. Men kan dus zeggen dat in het "zomer"scenario in wezen alle weekdieren, gemiddeld zo'n 300 per m², in een strook van 200 meter breed dwars over de hele Dollard, na een half tot een heel jaar stralingsschade vertonen en niet goed meer functioneren. In de loop van het volgende jaar begint een deel van deze dieren, in de orde van een tiental procenten, wegens stralingsschade af te sterven.

Als de ramp zich in mei of juni voordoet, is er kans dat een aanzienlijk deel van de pelagische larven van de Strandgaper van dat jaar worden aangetast.

De totaaldoses voor pelagische vis variëren voor de eerste maand tussen 130 in het hoogwaterscenario en 150 in beide laagwaterscenario's. Dat leidt dus binnen een periode van twee weken in de hele Dollard tot stralingsdoses, die voor pelagische larven van weekdieren lethaal geacht kunnen worden. Aangezien in deze weken ook de strontium/yttrium concentratie in het water nog hoog is, moet dit welhaast tot ernstige schade aan de in de waterkolom levende larven leiden.

De gevolgen voor de broedjes van de nonnetjes zijn moeilijk in te schatten. Ze zijn het prilste ontwikkelingsstadium net voorbij en ze blijven niet het hele jaar op één plaats zitten. Ze krijgen dus netto mogelijk een dosis van 1000-1500 rem in twee jaar. Hoe sterk dit het functioneren op termijn negatief zal beïnvloeden is onduidelijk.

6.4 Kreeftachtigen.

6.4.1 Het slijkgarnaaltje.

Het slijkgarnaaltje (*Corophium volutator*) vertegenwoordigt in zijn eentje 99,8% van de kreeftachtigen onder de bodemdieren. De dichtheid in aantallen per m² benadert die van de zeeduizendpoot, maar omdat het met een lengte van 0,5 cm maar een klein beestje is, is zijn totale biomassa maar 7% van die van de zeeduizendpoot.

Het slijkgarnaaltje wordt ongeveer 1 jaar oud. Het leeft in een U-vormig buisje in de wadbodem, van waaruit het de bovenlaag van het wad bij elkaar harkt en de eencelligen daaruit opeet. Het kan zich verplaatsen door met de eb- en vloedstromen mee te drijven.

Deze diersoort produceert enkele generaties per jaar. De aantallen kunnen van jaar tot jaar sterk uiteenlopen (Essink e.a., 1987).

6.4.2 De strandkrab.

De strandkrab (*Carcinus maenas* (L.)) is een wat grotere soort kreeftachtige met een andere leefstijl als het slijkgarnaaltje. De strandkrabben maken in de Dollard 98% van alle krabben uit. Ze worden ongeveer 4 cm in doorsnee.

Strandkrabben worden 5 jaar oud. Het zijn echte estuariumbewoners en mijden zuiver zeewater. Ze verplaatsen zich door te lopen. Ze kunnen niet zwemmen of met de stroom meedrijven. De kleinste krabben leven vooral op de platen, waar ze ook bij eb wel een poeltje water kunnen vinden om nat te blijven. Grotere exemplaren leven overwegend bij eb in de geulen.

Het vrouwtje draagt de eieren in het achterlijf. Daaruit ontwikkelen zich in de winter en in het voorjaar larven. Deze zijn eerst pelagisch en zwemmen dus vrij rond. Na de metamorfose zijn het krabbetjes van 1,5 mm doorsnee, die volledig op de bodem leven. De intrek van nieuwe strandkrabbenlarven naar de platen kan de hele zomer tot eind september voortduren (Stam, 1988).

6.4.3 De gevolgen van de ramp voor kreeftachtigen.

Wij nemen aan dat de LD50 voor kreeftachtigen 6800-850 rem is, maar deze ligt meestal in de buurt van 850-1700 rem. De dosis voor levensbedreigende schade en beginnende sterfte ligt in het laatste geval bij 260-600 rem.

In het hoogwaterscenario bedraagt de dosis voor kreeftachtigen al na zes maanden ongeveer 500 rem. Hetzelfde geldt voor de kreeftachtigen die bij eb in de geulen verblijven in het "zomer" scenario en voor alle kreeftachtigen in het winterscenario. Alle volwassen strandkrabben lopen dus binnen zes maanden na de ramp levensbedreigende stralingsschade op.

De totaaldosis voor het eerste jaar is voor de volwassen krabben 800-900 rem. Dat is een dosis waarvan men kan verwachten dat ongeveer 30% van de dieren aan stralingsschade sterft. Dit geldt ook voor de kleine krabbetjes die bij eb op de platen blijven in het hoogwaterscenario, in het "winter"-scenario en in het "zomer"-scenario op 500 meter van het pad van de wolk.

In de meest besmette strook van 200 meter breedte in het "zomer"-scenario is 50% van de kleine krabbetjes na drie maanden al dood als gevolg van stralingsschade.

Aangezien het slijkgarnaaltje wel enigszins bewegelijk is zal de stralingsschade ongeveer hetzelfde patroon als dat van de krabben hebben. Er is echter een groot verschil. Het slijkgarnaaltje leeft kort en plant zich vergeleken met de strandkrab vaak en snel voort. De populatie van zulke dieren herstelt zich altijd veel sneller van stralingsschade dan langer levende dieren met een beperkter aantal nakomelingen zoals bij de strandkrabben het geval is.

6.5 Vissen.

We hebben in hoofdstuk 4 diverse malen benadrukt dat daar bij de berekening van de stralingsdoses voor vissen is aangenomen dat deze dieren een heel jaar lang in de Dollard blijven en dat dit voor veel vissen niet het geval is. De stralingsdoses die vissen kunnen krijgen zijn zodanig, dat vissen die maar een paar maanden per jaar in de Dollard leven geen duidelijk levensbedreigende schade zullen oplopen.

Men kan de vissen die in de Dollard voorkomen in drie groepen verdelen: Standvissen, seizoengasten, vissen die er 'in de kinderkamer' opgroeien en toevallige bezoekers. Vissen voor de 'kinderkamer' zoals schol of tong, beide bodemvissen, blijven 2-3 jaar in de Waddenzee tot ze volwassen zijn en weer naar de Noordzee gaan. Toevallige bezoekers blijven maar heel kort. We zullen alleen de standvissen en de seizoengasten nader bespreken.

6.5.1 Standvissen.

Standvissen brengen hun hele leven door in de Waddenzee. Het is uit de beschikbare literatuur niet altijd duidelijk of de standvissen die in de Dollard leven ook paaien. Maar voorzover ze dat doen, zijn ze niet lang weg. De standvissen in het Eems-Dollard estuarium zijn: de puitaal, de zeedonderpad, de slakdolf, de botervis en het harnasmannetje (Stam, 1989, Jager, 1982).

Als estuariumbewoners hebben de standvissen zich wat betreft hun voortplanting goed aangepast aan het woelige waterleven. Ze hechten hun eieren, gewoonlijk in een slijm laag, vast aan schelpen, stenen of wieren, zodat ze niet door de stroming verspreid worden. Een paar diersoorten, zoals de puitaal en de

zeedonderpad, hebben een nog verder gevorderde vorm van broedzorg.

De puitaal leeft dicht bij de bodem en heeft een voorliefde voor mosselbanken. Hij wordt 4 jaar oud en krijgt een lengte van maximaal 30 cm. De puitaal is levendbarend. De eieren en larven ontwikkelen zich in het dier. Rond januari worden 30-500 jongen geboren. Deze zijn 4 cm lang en lijken al volledig op hun ouders.

De zeedonderpad leeft ook dicht bij de bodem. Hij komt het meest voor in het middengebied van het Eems-Dollard estuarium en in de Dollard, en in veel kleinere aantallen in het buiten gebied. Hij wordt 3-5 jaar. Een volwassen exemplaar kan 30 cm lang worden. Nadat de eieren zijn afgezet, bewaakt en verzorgt het mannetje ze tot ze uitkomen.

De slakdolf is een typische bodemvis. Hij komt voor in alle delen van het Eems-Dollard estuarium, zij het twee keer zoveel in het middengebied als in de overige delen. Hij wordt ongeveer een half jaar oud. De eieren worden in de winter op poliepen of ruwe ondergrond afgezet.

De botervis leeft in de wierzone. Hij kan 25 cm lang worden. De larven zijn aanvankelijk pelagisch. Als ze 3 cm lang zijn zoeken ze de bodem op.

Het harnasmannetje, een bodemvis, leeft vooral in het middengebied van het estuarium en komt in de herfstmaanden naar de Dollard. Dit dier wordt 3 tot 5 jaar oud. Het is onduidelijk of de eieren er 3 of 10 maanden over doen om uit te komen. De larven zijn in het begin pelagisch. Als ze 2 cm lang zijn gaan ze naar de bodem.

6.5.2 Seizoengasten.

Seizoengasten zijn onder te verdelen in twee typen:

- soorten die een groot deel van hun leven in de waddenzee doorbrengen, maar naar de zee gaan om te paaieren of om te overwinteren.

- soorten waarvan alleen volwassen exemplaren gedurende één seizoen, de zomer of de winter in de waddenzee vertoeven. Zomer en wintergasten voor een seizoen.

Wij beperken onze aandacht tot de eerste soort, omdat die nog een vrij lange tijd in de Dollard doorbrengt.

De meest voorkomende vis die in de Dollard woont en alleen naar zee gaat om te paaieren is de bot.

De bot wordt 2-3 jaar oud en wordt 30-35 cm lang. Hij leeft binnen het estuarium voornamelijk in de Dollard en in het middengebied.

De jonge vis uit zee komt in maart en april het estuarium in. In de eerste anderhalf jaar leeft deze bij hoogwater veel op de platen, in de koudste periode van de winter en vanaf zijn

eerste jaar leeft hij veel vaker in de geulen (Stam, 1984). De bot is zeer plaatsgetrouw. Nadat gevangen exemplaren van een merkteken voorzien weer werden uitgezet, werden ze een jaar later weer op dezelfde plaats gevangen.

De kleine zeenaald is een voorbeeld van een vis die tussen november en mei naar zee gaat en in juni in grote getale terugkomt en in de waddenzee, waaronder de Dollard, paait (Jager, 1992). Deze vissoort heet een bodemvis te zijn maar komt zowel op de platen als pelagisch in de geulen voor. Het mannetje draagt de bevruchte eieren met zich mee in een broedbuidel. De jongen zijn bij het uitkomen al miniaturen van de ouderdieren (Stam, 1989).

6.5.3 De gevolgen van de ramp voor vissen.

We nemen aan dat de LD50 voor vissen 850-1280 rem bedraagt voor 50% sterfte binnen twee maanden. Levensbedreigende schade treedt op bij 210-430 rem. Afhankelijk van de vissoort kan stralingsschade, die het funktionieren van larven of jongbroed beïnvloedt, wellicht al na een (vroeg) dosis van 85-210 rem ontstaan.

In alle scenario's loopt de stralingsbelasting voor bodemvis in drie maanden op tot 300 rem, voor pelagische vis tot 210-260 rem. Na zes maanden bedraagt de dosis voor bodemvissen 400-500 rem, voor pelagische vis bedraagt deze 300-380 rem. Voor permanent verblijf gedurende twee jaar bedraagt de totaaldosis voor bodemvis 1000-1200 rem.

Dit betekent voor de botervis, een bodemvis die maar een half jaar leeft, dat hij na drie maanden levensbedreigende schade oploopt. De vraag is of hij zich dan nog kan voortplanten. Als de ramp zich op een voor deze estuarine standvis ongelukkig tijdstip voordoet en zijn larven ook ernstig worden beschadigd (zie paragraaf 6.1), zal de hele populatie in de Dollard worden uitgeroeid. Hoe snel er dan nieuwe botervissen van elders hun intrek nemen is onduidelijk.

De puitaal, de zeedonderpad en het harnasmannetje, allen bodemvissen en standvissen die 3-5 jaar in de Dollard leven, lopen in drie maanden levensbedreigende schade op. De totaaldosis na 2 jaar betekent 50% sterfte van alle exemplaren en de gezondheid van de rest van deze vissen zal dan sterk aangetast zijn. Bij de zeedonderpad en het harnasmannetje zullen de larven vrij zeker na de ramp worden aangetast. Een en ander betekent dat de populatie van deze vissen grotendeels voor enige tijd zal worden uitgeroeid.

Ook de botten in de Dollard brengen zoveel tijd in de Dollard door, dat de gezondheid van de daar levende exemplaren danig zal worden aangetast, mogelijk sterft een deel van de aanwezige populatie. Aangezien de bot echter op de Noordzee paait en de jonge vis zelfstandig naar de Dollard komt zal herpopulatie niet lang op zich laten wachten.

De kleine zeenaald zal het er van de hier besproken vissen het beste vanaf brengen. Hij blijft maar een half jaar per jaar in de Dollard. In die periode kan zijn gezondheid en die van zijn nakomelingen wel danig aangetast worden. De nakomelingen worden levend geboren en zijn dus minder kwetsbaar voor straling als vissenlarven. In hoeverre dit alles uiteindelijk ook de populatie aantast zal ten dele afhangen van de mate van schade die de jonge dieren tijdens hun verblijf oplopen.

6.6 De gevolgen van de ramp voor de Dollard als aquatisch ecosysteem.

De in de vorige paragrafen beschreven effecten op de verschillende aquatische dieren van de Dollard kunnen we als volgt samenvatten:

Een groot deel van de borstelwormen loopt in het eerste halfjaar na de ramp levensbedreigende schade op. In de meest besmette strook van 200 meter breed, die na de ramp bij laagwater bij rustig weer dwars over de Dollard loopt, treedt na een half jaar al sterfte op onder de borstelwormen. Na een jaar sterft 10-50% van de daar aanwezige borstelwormen. Het is zeer waarschijnlijk dat de wormenlarven, die net voor de ramp zijn uitgekomen, vrij aanzienlijke schade oplopen. Te denken valt aan een verkeerde ontwikkeling of groeivertraging. Een volgende generatie larven, die drie maanden later aan hun levenscyclus beginnen, zullen in het larvenstadium veel minder tot geen uiterlijke verschijnselen van stralingsschade vertonen.

Als gevolg van de ramp bij laagwater en rustig weer vertonen alle weekdieren, gemiddeld zo'n 300 per m², in een strook van 200 meter breed dwars over de hele Dollard, na een half tot een heel jaar stralingsschade. Zij zullen daardoor niet goed meer kunnen functioneren. In de loop van het volgende jaar begint een deel van deze dieren, in de orde van een tiental procenten, wegens stralingsschade af te sterven.

Als de ramp zich in mei of juni voordoet, is er kans dat een aanzienlijk deel van de pelagische larven van de Strandgaper van dat jaar worden aangetast. De stralingsdoses in het water van de Dollard leiden in alle onderzochte scenario's tot stralingsdoses, die voor pelagische larven van weekdieren lethaal geacht kunnen worden.

Als de ramp zich bij hoogwater voordoet, lopen alle volwassen strandkrabben binnen zes maanden levensbedreigende stralingsschade op. Deze krabben maken 98% van alle krabben in de Dollard uit. Na een jaar sterft ongeveer 30% van de krabben aan stralingsschade.

In alle onderzochte scenario's sterft 30% van de zeer jonge krabbetjes. In de meest besmette strook van 200 meter breedte die na de ramp bij laagwater en rustig weer dwars over de Dollard ligt, is 50% van de kleine krabbetjes al na drie maanden

den dood als gevolg van stralingsschade. De rest volgt in de tijd daarna.

Het slijkgarnaaltje zal ongeveer hetzelfde patroon van stralingsschade vertonen als de krabben. Dit heeft echter niet dezelfde konsekventies. Het slijkgarnaaltje leeft 1 jaar en plant zich vergeleken met de strandkrab vaak en snel voort. Strandkrabben worden 5 jaar oud en hebben een veel beperkter aantal nakomelingen. De populatie van het slijkgarnaaltje zal zich dus veel sneller kunnen herstellen dan die van de strandkrabben.

Van de vissen zullen vooral de standvissen van de Dollard, vissen die hun hele leven in het estuarium doorbrengen, zeer veel schade als gevolg van de ramp oplopen.

De botervis, een estuarine bodemvis die maar een half jaar leeft, loopt na drie maanden al levensbedreigende schade op. Het is maar de vraag of hij zich dan nog kan voortplanten. Als de ramp zich op een voor deze estuarine standvis ongelukkig tijdstip voordoet en zijn larven ook ernstig worden beschadigd, zal de hele populatie in de Dollard worden uitgeroeid. Hoe snel er dan nieuwe botervissen van elders hun intrek nemen is niet te zeggen, te meer daar het ecosysteem van de Dollard wel enige jaren ontwricht zal zijn door de gevolgen van de ramp.

Ook de puitaal, de zeedonderpad en het harnasmannetje, allen bodemvissen en standvissen die 3-5 jaar in de Dollard leven, lopen in drie maanden levensbedreigende schade op. De totaal-dosis na 2 jaar betekent 50% sterfte van alle exemplaren en de gezondheid van de rest van deze vissen zal dan sterk aangetast zijn. De larven van de zeedonderpad en het harnasmannetje zullen vrij zeker na de ramp worden aangetast. Een en ander betekent dat de populatie van deze vissen voor enige tijd grotendeels zal worden uitgeroeid.

Ook de botten in de Dollard brengen zoveel tijd in de Dollard door, dat de gezondheid van de daar levende exemplaren danig zal worden aangetast, mogelijk sterft een deel van de aanwezige populatie. Aangezien de bot echter op de Noordzee paait en de jonge vis zelfstandig naar de Dollard komt, hoeft herpopulatie in theorie niet lang op zich laten wachten.

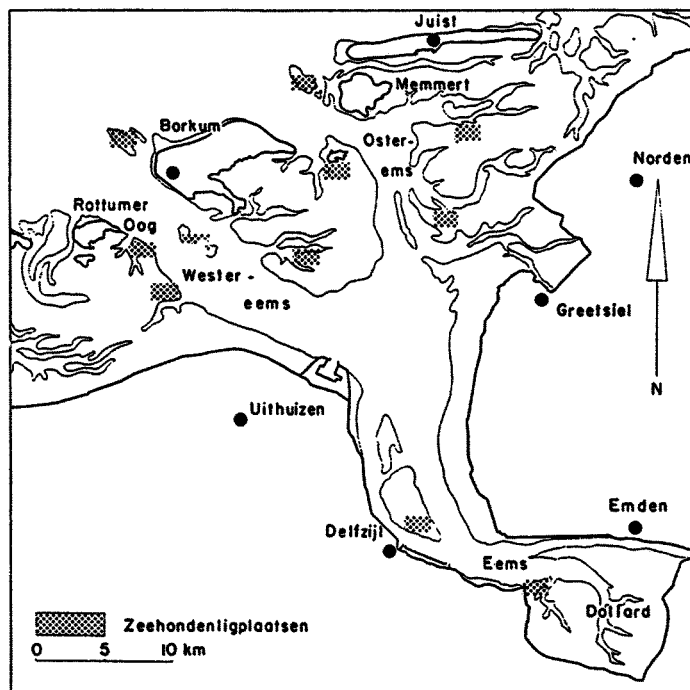
De kleine zeenaald zal het er van de hier besproken vissen het beste vanaf brengen. Hij blijft maar een half jaar per jaar in de Dollard. In die periode kan zijn gezondheid en die van zijn nakomelingen wel danig aangetast worden. De nakomelingen worden levend geboren en zijn dus minder kwetsbaar voor straling als vissenlarven. In hoeverre dit alles uiteindelijk ook de populatie aantast zal ten dele afhangen van de mate van schade die de jonge dieren tijdens hun verblijf oplopen.

Dit brengt ons tot de volgende konklusie:

- Aquatische dieren kunnen vrij hoge stralingsdoses tolereren. Na de KM-ramp met een kerncentrale in de Eemshaven zal er in het water alleen sprake zijn van akute sterfte onder de larven van weekdieren, wormen en vissen die in de waterkolom zwemmen. Deze generatie gaat dus vrijwel volledig verloren.
- Na een paar maanden beginnen de gevolgen van de ramp zich duidelijker te tonen. De kleine krabbetjes in de meest besmette zone beginnen massaal te sterven. Zo ook de andere kreeftachtigen in de meest besmette zone.
- Na een half jaar beginnen de weekdieren in de meest besmette zone niet goed meer te functioneren en na een jaar beginnen tientallen procenten weekdieren in deze zone af te sterven. Ook de volwassen krabben kunnen dan met tientallen procenten sterven en de hele jonge krabbetjes zijn intussen allemaal dood.
- Van vier soorten estuarine vis, vissen die op het estuarium zijn aangewezen voor hun voortbestaan, is de populatie na twee jaar gehalveerd of uitgeroeid.

Na een KM-ramp bij noordwestenwind gaan er in een verschillend tempo en in percentages van enige tientallen tot honderd procent in de loop van twee jaar een verschillende soorten dieren dood, variërend van algemeen voorkomende wormen in de bodem tot diverse soorten vissen. De meesten van deze diersoorten zijn niet zeldzaam, en als men maar lang genoeg wacht, zal er misschien wel weer een tijd komen dat de Dollard zich heeft hersteld van de ramp. Tot die tijd zal de Dollard als ecosysteem jaren lang totaal ontwricht zijn.

Dit heeft vergaande konsekwenties, omdat de Dollard van doorslaggevende betekenis is voor de voedselvoorziening van vele vogels, die in aantallen die vele malen de internationale RAMSAR-norm overschrijden in de Dollard fourageren.



Figuur 7.1 Zeehondenligplaatsen in het Eems-Dollard estuarium
(Bron: Reijnders, 1978)

Hoofdstuk 7. Zeehonden in de Waddenzee.

In de voorafgaande hoofdstukken hebben we aandacht besteed aan de aquatische dieren in de Dollard. Daarbij hebben we de zeehond om een aantal redenen buiten beschouwing gelaten.

Ten eerste is de zeehond een zoogdier en warmbloedig, in tegenstelling tot de koudbloedige bodemdieren, kreeftachtigen en vissen. Ten tweede staat de zeehond aan het eind van de voedselketen. Om iets te kunnen zeggen over de hoeveelheid radioactief voedsel dat hij na een ramp met een kerncentrale binnen kan krijgen, moet men eerst weten wat er met dat voedsel, vooral vis en garnalen, gebeurt. Ten derde leeft de zeehond niet permanent in het water en dat heeft consequenties voor de stralingsbelasting van het dier.

In dit hoofdstuk bespreken we de mogelijke effecten van de KM-ramp met een kerncentrale voor alle zeehonden in het oostelijke Waddengebied. In de vorige hoofdstukken gingen we ervan uit dat de kernramp zich bij noordwestenwind voltrok. In dit hoofdstuk behandelen we wat er gebeurt als de radioactieve wolk over één van de zeehondenrustplaatsen in de oostelijke Waddenzee trekt. Daarbij komt elke windrichting in de richting van de Waddenzee aan de orde, van zuidoostenwind via zuiden- en westenwinden tot noordwestenwind.

We bespreken in paragraaf 7.1 eerst waar de zeehonden in het oostelijke deel van de Waddenzee zich bevinden. Op basis daarvan maken we in paragraaf 7.2 een schatting van de stralingsdoses voor de zeehonden in dit gebied. In paragraaf 7.3 komen de stralingsgevoeligheid en de relatie tussen stralingsdosis en effect voor de zeehond aan de orde. In paragraaf 7.4 combineren we de informatie uit de voorafgaande paragrafen tot een evaluatie van de mogelijke gevolgen van de ramp voor de zeehonden in de Waddenzee.

7.1 De zeehonden in het oostelijke deel van de Waddenzee.

Zeehonden hebben de gewoonte om bij eb op een zandplaat te liggen. Zij hebben duidelijke voorkeuren voor bepaalde plaatsen. Daarbij speelt een rol dat zeehonden niet op te slijkige grond willen liggen, niet gestoord willen worden als ze uitrusten, paren of hun jongen verzorgen en graag op de rand van een diepe geul zitten, zodat ze bij onraad direkt het water in kunnen vluchten. De plaatsen die vanuit het oogpunt van een zeehond het beste scoren worden het eerste in beslag genomen en gehouden.

Figuur 7.1 geeft een overzicht van zeehondenligplaatsen, dat in 1978 gepubliceerd werd (Reijders, 1978). Bijlage 1 bij dit hoofdstuk is een kaart met zeehondenligplaatsen en de aantallen zeehonden op die ligplaatsen, gebaseerd op tellingen in juni 1996 (Staatsbosbeheer, 1996). Als we figuur 1 met deze kaart vergelijken is duidelijk dat de zeehonden twintig jaar

Ligplaats nr. kaart*	Aantal zeehonden		Afstand tot kerncentrale	Wind- richting
	Volwassen	Jong		
1	90	35	23 km	NW
2	75	2	5 km	NW
3	20	6	5 km	ZW
4	12	4	7 km	Z
5	120	30	9 km	ZZO
6	80	24	15 km	ZZO
7	150	0	24 km	ZO
8	80	30	17 km	OZO
9	40	10	22 km	OZO
10	200	40	23 km	OZO
11	60	30	24 km	OOZO
12	30	15	21 km	OOZO
13	15	2	13 km	OZO

* Zie bijlage 1 bij hoofdstuk 7.

Tabel 7.1 Ligplaatsen van zeehonden, aantallen zeehonden en de afstand tot de kerncentrale in de Eemshaven.

later nog steeds op precies dezelfde plaatsen te vinden, en op nog een paar meer.

Tabel 7.1 geeft een overzicht van de aantallen zeehonden die in juni 1996 werden geteld en de afstand van hun rustplaats tot de plaats van de kerncentrale in de Eemshaven.

De zeehonden brengen maar een deel van het jaar door in de Waddenzee. Ze arriveren in april en formeren groepen die een bepaalde zandplaat min of meer in beslag nemen voor dat jaar. Uit onderzoek is gebleken dat de samenstelling van de groepen naar leeftijdsklasse en aantal op de verschillende ligplaatsen in één seizoen vrijwel konstant is. Migratie is binnen één seizoen niet van betekenis (Reijders, 1978).

Zeehonden worden gemiddeld 20-25 en maximaal 30-40 jaar oud. Een vrouwtjes-zeehond kan vanaf het derde jaar aan de paring meedoen. De paartijd begint eind juli en duurt tot begin september. Het duurt echter drie maanden tot de bevruchte eicel zich innestelt en zich begint te ontwikkelen (van Leeuwen-Seelt en Reijders, 1981).

Als de zeehonden in april de Waddenzee binnentrekken zijn de vrouwtjes effectief ruim vier maanden zwanger. De jongen worden eind juni en in de eerste week van juli geboren. Ze worden 4-6 weken gezoogd tot eind augustus. Dan is de paartijd ook weer begonnen.

De zeehonden vertrekken tussen oktober en december naar de Noordzee. Ze brengen dus ongeveer een half jaar door in de Waddenzee.

7.2 De stralingsbelasting van zeehonden na de ramp.

In paragraaf 2.3 hebben we een overzicht gegeven van de verschillende onderdelen waaruit de stralingsdosis na een kernramp kan worden opgebouwd:

- a. externe bestraling, die tijdens het overtrekken direct vanuit de radioactieve wolk wordt afgegeven.
- b. inhalatiedosis, als gevolg van de straling die wordt afgegeven door radioactieve stoffen uit de wolk die bij het overtrekken van de wolk zijn ingeademd.
- c. dosis door verblijf op besmette bodem.
- d. dosis door de consumptie van radioactief voedsel.

Al deze onderdelen zijn ook van toepassing voor de zeehond. De resultaten van de komputerberekening van de onder a, b en c genoemde doses, op verschillende afstanden van de plaats van de ramp, tijdens "gewoon" droog Nederlandse weer, zijn vermeld in bijlage 2 bij dit hoofdstuk (zie paragraaf 2.2). Deze doses zijn zonder afschermingsfactoren berekend. In de hierna volgende paragrafen komt aan de orde welke afschermingsfactoren voor de zeehond van toepassing kunnen zijn.

We zullen de verschillende doses afzonderlijk bespreken. Evenals in het geval van de Dollard maken we daarbij een onderscheid tussen de situatie waarbij de ramp zich bij laagwater voltrekt en de situatie na een ramp bij hoogwater.

7.2.1 Externe straling uit de wolk.

Zeehonden liggen bij laagwater op droogvallende platen. Midden in de zomer zijn ze er wat langer dan als het koud begint te worden. Als gemiddelde kunnen we ervan uitgaan dat ze zes uur per eb- en vloedperiode boven water op hun plaat zitten.

Wanneer de ramp zich bij laagwater voordoet en de wind in de richting van een zeehondenrustplaats waait, zullen de zeehonden zonder enige afscherming aan de straling van de wolk blootstaan. Deze varieert van 22 rem op 4,5 km afstand van de centrale tot 5 rem op 25 km van de centrale ("alleen wolk" in bijlage 2).

Als de ramp zich bij hoogwater voordoet en de zeehonden zich voornamelijk onder water bevinden zijn ze enigszins tot helemaal afgeschermd voor de straling van de wolk. Voor de berekening van de totaaldosis van de zeehonden na een ramp bij hoogwater laten we de wolkdosis buiten beschouwing.

7.2.2 Inhalatiedosis.

De inhalatiedosis ontstaat door het inademen van radioactieve stoffen uit de lucht op het moment dat de radioactieve wolk overdrijft. De radioactieve stoffen die in het lichaam achterblijven, gaan door met straling af te geven tot ze vervallen zijn of tot ze door de gewone lichaamsprocessen uit het lichaam verwijderd zijn. Dit wordt middels een fysische en een biologische vervaltijd in de berekeningen verdiskonteerd. De totale hoeveelheid straling die op deze wijze wordt afgegeven wordt gesommeerd.

De inhalatiedosis hangt af van het soort dier, de longkapaciteit en de activiteit van het dier. Hoe meer activiteit, des te meer zuurstof wordt er verbruikt en des te dieper wordt de ademhaling. Een volwassen zeehond weegt 70-100 kilo, dus ongeveer zoveel als een mens. Zijn energiekonsumptie, 5 kilo vis per dag, komt overeen met die van een mens die zware arbeid verricht.

De zuurstofopname van een zeehond is vergeleken met die van mensen uitzonderlijk efficiënt. Zeehonden hebben twee keer zoveel bloed als mensen en kunnen ook veel efficiënter zuurstof in hun bloed opslaan. Voordat een zeehond onder water duikt ademt hij een paar keer snel in en uit, waarbij hij zijn bloed vol zuurstof pompt. Gewoonlijk blijft een zeehond 5 à 6 minuten onder water en komt dan weer boven om opnieuw adem te halen (van Leeuwen-Seelt en Reijders, 1981).

Op basis hiervan kunnen we er vanuit gaan dat een zeehond zowel op het droge als wanneer hij in zee zwemt een met mensen vergelijkbare ademhaling heeft. Er is geen sprake van afscherming. De zeehonden die zich op het pad van de radioactieve wolk bevinden, krijgen dus de volledige inhalatiedosis. Deze bedraagt op 4,5 km afstand van de centrale 235 rem en op 25 km afstand 50 rem ("alleen inhalatie" bijlage 2).

7.2.3 Bodemdosis.

Zeehonden hebben gedurende een half jaar een vaste rustplaats. Daarna gaan ze een half jaar naar de Noordzee. Ze staan dus na de ramp maximaal een half jaar aan de straling in de Waddenzee bloot, maar dat kan ook korter zijn. Daarna zes maanden niet (of alleen op de Noordzee), daarna weer zes maanden wel, enzovoorts.

Niet alle dieren zullen na hun half jaar afwezigheid naar dezelfde plaat terugkeren. Een jong mannetje dat vorig jaar op plaat (1) met veel jongen geboren werd kan het volgende jaar mogelijk op de vrijgezellenplaat (7) te vinden zijn. Daarentegen kan een sterk mannetje wel weer dezelfde rustplaat als het vorige jaar in beslag nemen. Het lijkt niet zo zinvol om naar zulke situaties te differentieren.

Om een idee te krijgen van de mogelijke stralingsbelasting hebben we in de berekening de eerste twee jaar in vier helften verdeeld. In de navolgende paragrafen wordt aangegeven hoe deze stralingsbelasting wordt berekend zonder allerlei details over de tussenuitkomsten te vermelden. De toepassing van de berekening op de verschillende zeehondenrustplaatsen in twee scenario's wordt aan het eind gepresenteerd.

7.2.3.1 Bodemdosis op de platen, laagwaterscenario.

Zeehonden verblijven in twee omgevingen. Bij laagwater liggen ze op een zandplaat, bij hoogwater zwemmen ze door de geulen.

We gaan ervan uit dat zeehonden gemiddeld zes uur per eb- en vloedperiode op hun plaat zitten (zie paragraaf 7.2.1). Als de ramp zich bij laagwater voordoet, worden de platen besmet op dezelfde wijze als beschreven in het "zomer"scenario voor de Dollard (paragraaf 4.3.1).

De zandplaten waar zeehonden de voorkeur aan geven bevatten veel zand en relatief weinig klei. Wij schatten dat het kleigehalte van 0,1-6% echter groot genoeg is om de fall-out vast te houden (de Jonge, 1992, p.14). Er zijn op de platen - vergeleken met de slikken - ook minder bodemdieren actief om de fall-out in de bodem vast te leggen. Maar dat zijn toch nog altijd aanzienlijke aantallen.

Bij een onderzoek van de zandplaat Hond-Paap werden in 1988 op de punt waar de zeehonden graag zitten (nr. 2 op de kaart in bijlage 2 bij dit hoofdstuk) per vierkante meter de volgende aantallen wormen aangetroffen (Kleef, 1991):

<i>Arenicola marina</i>	13 -	79	(wadpier)
<i>Nereis diversicolor</i>	0 -	73	(zeeduizendpoot)
<i>Nephtys hombergii</i>	13 -	66	
<i>Scoloplos armiger</i>	40 -	1179	
<i>Heteromastus filiformis</i>	52 -	810	

Daar vond men ook nog eens 500-600 nonnetjes per vierkante meter. Behalve dit legertje wormen en schelpdieren helpen de zeehonden op de plaat zelf ook mee om de fall-out vast te leggen. Elke keer dat een van de dieren zich omdraait wrijft het de fall-out stevig in de bodem.

We gaan er daarom vanuit dat na een ramp bij laagwater zeehonden tijdens hun verblijf op de platen de volledige bodemdosis uit de fall-out krijgen. Aangezien ze maar de helft van de tijd op de platen zijn, moeten de cijfers in bijlage 2 voor "alleen bodem" gehalveerd worden (afschermingsfaktor 0,5).

De stralingsdoses als gevolg van de bodemstraling zijn berekend voor een strook met een zekere breedte. In bijlage 2 is voor elke afstand de halve breedte van deze strook opgegeven als "afstand tot middenpad". De berekende dosis door bodemstraling op een afstand van 4,5 km van de centrale geldt bijvoorbeeld voor een strook met een (volledige) breedte van 400 meter, de dosis op 30 km is berekend voor een strook van 2,2 km breed.

De zeehondenligplaatsen zijn gewoonlijk hoogstens een paar honderd meter breed. We hebben in paragraaf 4.3.3 opgemerkt dat binnen zo'n strook besmet gebied lokaal nog veel hogere (3-10 x) concentraties bodembesmetting kunnen voorkomen. Zeehonden zijn nogal honkvast wat betreft hun platen, maar op de plaat kunnen ze makkelijk van plaats veranderen. Daarom houden we verder geen rekening met hogere concentraties.

7.2.3.2 Bodemdosis in het water, laagwaterscenario.

Als de zeehonden in de geulen zwemmen en de bodem van de geulen is ook radioactief besmet, krijgen ze daar ook een stralingsdosis. Deze zou even groot kunnen zijn als de externe dosis voor pelagische vis c.q. dieren die in de geulen blijven, zoals die voor de Dollard is berekend (tabel 4.3 en 4.9 in bijlage 2 en 4 van hoofdstuk 4). Deze dosis is berekend voor een gemiddelde afstand van 25 km van de centrale en nadat de fall-out rekenkundig met het hele watervolume bij hoogwater in de Dollard was verdund.

Omdat zeehonden maar de helft van de tijd in het water zwemmen moet deze dosis voor hen in elk geval gehalveerd worden. Dat is voor de zeehonden in de Dollard (plaatsnummer 1 in tabel 7.1 en de kaart in bijlage 1) voldoende omdat ze hoofdzakelijk in de Dollard fourageren.

Voor de zeehonden in het buitengebied lijkt het reeel om de dosis voor pelagische vis in het hoogwaterscenario voor de Dollard als uitgangspunt te nemen, omdat een grote aanvoer van extra radioactiviteit na laagwater, zoals uit het middengebied naar de Dollard voor het buitengebied niet voor de hand ligt.

Ten tweede bevat de kom van de Dollard bij gemiddeld hoogwater een zesde van het hoogwatervolume in de kom van het buitengebied (zie tabel 3.2). Er is dus in het buitengebied zes keer

zoveel water voor de verspreiding van de fall-out. Maar in de Dollard komt zeker de helft minder fall-out neer.

De zeehonden zijn aangewezen op diepe geulen, waar de radio-actieve fall-out niet noodzakelijk het meest efficiënt in de bodem terecht komt. Het duurt in de oostelijke Waddenzee minimaal een aantal dagen tot het watervolume in de Waddenzee volledig vervangen is door water uit de Noordzee. Er is dus in het buitengebied wel ruim tijd om de fall-out in het sediment vast te leggen. Maar vermoedelijk wordt een deel daarvan gere-suspendeerd en elders in het wad weer afgezet.

Om te corrigeren voor het verschil tussen de Dollard en het buitengebied nemen we voor de zeehonden in het buitengebied als dosis ten gevolge van verblijf in het water eentiende van de gehalveerde externe dosis voor pelagische vis in de Dollard. Daarbij wordt verder evenals bij de vissen verwaarloosd dat de dieren in de geulen van twee kanten tegelijk straling kunnen ontvangen.

7.2.3.3 Bodemdosis op platen, hoogwaterscenario.

In de vorige twee paragrafen bespraken we de situatie na de ramp bij laagwater, waarbij de fall-out direkt goed in de bodem van de droogvallende platen wordt opgenomen. Als de ramp zich bij hoogwater voordoet, verandert het beeld.

We hebben in paragraaf 4.2.1 al overwogen dat bij een ramp tijdens hoogwater tenminste een deel of alle fall-out niet direkt in het sediment zal worden vastgelegd. Het duurt minstens tot het volgende hoogwater tot dit wel gebeurt. In de tussentijd wordt de fall-out, reeds vastgehecht aan slibdeeltjes, door de eb- en vloedstroom "verdund" en herverdeeld.

Het hoogwaterscenario voor de Dollard, waar een relatief beperkt watervolume staat en het water een betrekkelijk lange verblijfstijd heeft, is in paragraaf 4.2.3 aan de orde geweest. Daar werd voorgerekend dat de gemiddelde concentratie cesium-137 in de Dollard na de ramp bij hoogwater $7,5 \times 10^{-4}$ Ci/m² zou bedragen. Voor de andere isotopen kan op dezelfde manier een bodemconcentratie worden berekend.

We gingen er voor de Dollard steeds vanuit dat 80% van het jodium in het sediment terecht komt en 90% van de andere isotopen. Bij wijze van conservatieve schatting gaan we ervan uit dat van alle isotopen 80% van de gemiddelde concentratie op de platen terecht komt.

Op basis hiervan kan een bodemdosis voor de Dollard berekend worden. Deze komt overeen met 85% van de dosis vermeld voor een afstand van 20 km in bijlage 2 van dit hoofdstuk. Van deze dosis trekken we de bodemdosis in de eerste zes uur af, want in die tijd zwemmen de zeehonden nog in het water.

In het buitengebied wordt de fall-out, die binnen een sigaar-vormige gebied neergekomen is, over een groter volumewater en een groter oppervlak verdeeld als in de Dollard. In de vorige

paragraaf is al gememoreerd dat het hoogwatervolume in het buitengebied zes keer zo groot is als dat van de Dollard.

Bij wijze van benadering gaan we ervan uit dat door de verspreiding van de fall-out over een zes keer grotere watermassa, de concentratie radioactieve stoffen op de platen tot eentiende van de oorspronkelijke in het sigaarvormige gebied gereduceerd wordt. Derhalve stellen we ook de bodemdosis voor het verblijf van zeehonden op het droge na de ramp bij hoogwater ook op eentiende van de bodemdosis na de ramp bij laagwater.

7.2.3.4. Bodemdosis in het water, hoogwaterscenario.

Wat in paragraaf 7.3.2 over de dosis voor zeehonden in het water van de Dollard is gezegd kan hier herhaald worden. Voor de berekening van de dosis bij verblijf in het water hoeft voor de zeehonden in de Dollard alleen de dosis voor pelagische vis in het hoogwaterscenario van de Dollard gehalveerd te worden.

Voor de dieren in het buitengebied geldt dat er geen essentieel verschil is tussen de bodemdosis voor verblijf in het water in het hoogwater- dan wel het laagwaterscenario. Er is immers ook in het laagwaterscenario rekening gehouden met het feit dat vissen en zeehonden onder water alleen een "gemiddelde" bodembesmetting meemaken.

7.2.4 Dosis als gevolg van radioactief voedsel.

Een volwassen zeehond eet 5 kilo vis per dag. Het grootste deel daarvan is bodemvis: platvis als bot, schol en schar, puitaal en paling, en zandspiering. Verder eten zeehonden vaak garnalen. De prooi wordt in zijn geheel opgegeten en vrijwel alles wordt verteerd, ook de graten van de vis. Jonge zeehonden drinken melk tot ze 4 tot 6 weken oud zijn. Daarna eten ze bij voorkeur jonge dus kleine vis en veel garnalen. Tegen de tijd dat ze twee jaar oud zijn krijgen ze een volwassen dieet.

Wij hebben geen gegevens kunnen vinden over de opname van radioactieve stoffen in zeehonden. Wat er wel bekend is over de opname door andere dieren die van waterorganismen leven wijst erop dat de concentratiefactor voor de meeste isotopen die in dit verband van belang zijn waarschijnlijk in de buurt van 1 ligt, ten opzichte van het voedsel. Anders geformuleerd: de concentratie van radioisotopen in de predator wordt na een tijd dezelfde als die van de radioisotopen in de prooi.

Dit geldt alleen voor de lichaamsdosis als geheel, want sommige isotopen gaan wel bij voorkeur op een bepaalde plaats zitten. Zo kan de concentratiefactor voor strontium in het skelet een factor 200 zijn, terwijl de concentratiefactor voor de rest van het lichaam 1 is (Polikarpov, 1966b, p. 94 en 97).

Jodium wordt met extreem hoge efficiëntie opgeslagen in de schildklier. We besteden hier echter geen speciale aandacht aan.

We hebben bij de aquatische niet-zoogdieren al gezien dat het een tijdje duurt voordat zij een evenwicht opbouwen ten opzichte van een radioactief besmette omgeving (zie paragraaf 4.2.2). Dat is bij zoogdieren niet anders.

Als eerste benadering gaan we ervan uit dat een dier ongeveer zijn lichaamsgewicht aan voedsel moet hebben gekonsumeerd om tot een zeker evenwicht met niet-accumulerende concentraties stoffen te komen. Dat duurt voor een 70 kilo wegende zeehond, die 5 kilo vis per dag eet, 14 dagen. De vis zelf doet er voor de meeste isotopen een week of wat meer over om in balans met het radioactief geworden omgeving te komen.

Bij wijze van benadering tellen we voor de schatting van de interne dosis wegens het eten van radioactief voedsel de eerste maand niet mee. Daarna gaat de interne dosis van de zeehond uit voedsel gelijk op met de gemiddelde interne dosis van bodemvis (zie tabel 4.2 en 4.8 in bijlage 2 en 4 van hoofdstuk 4).

De interne dosis van kreeftachtigen (garnalen) is ongeveer 50% hoger, maar dat verwaarlozen we verder. Voor volwassen zeehonden zijn garnalen geen hoofdbestanddeel van het dieet. De extra dosis voor de jonge dieren wordt verdisconteerd in hun grotere stralingsgevoeligheid.

Naarmate de tijd verstrijkt zal er een reductie van de gemiddelde besmetting van het voedsel van de zeehonden optreden. Het water van de Waddenzee wordt regelmatig verschoond met minder radioactief water uit de Noordzee. In schoner water geven bodemdieren een deel van hun uit besmet water opgenomen radionucliden weer af.

Nieuwe sliblagen zullen de oude enigszins afdekken en minder toegankelijk maken voor konsumptie door bodemdieren. Resuspensie en hersedimentatie van slib doet de plaatselijke contaminatie afnemen. Het hoofdvoedsel van volwassen zeehonden bestaat uit vissen die in de Noordzee paaien. Deze vissen helpen door hun tochten van en naar de Noordzee ook om de radioactiviteit verder te verspreiden.

Daar staat tegenover dat in het voor bodemvissen en garnalen meest voedselrijke deel van het wad, de slikken, een permanent proces van herbesmetting zal plaats vinden. Afgestorven planten en dieren bevatten veel hogere concentraties radioactieve stoffen dan het omringende water en hun overblijfselen worden in de wadbodem afgebroken en weer opgenomen. Het is met name van mosselen bekend dat de byssusdraden zo radioactief worden dat ze een soort "hete deeltjes" gaan vormen wanneer de mossel dood gaat.

Om met deze afname van de stralingsdosis via het voedsel rekening te houden wordt de berekening voor de Dollard na twee jaar afgekap. In het buitengebied is er meer uitwisseling met het water van de Noordzee en er zal minder dan in de Dollard sprake zijn van herbesmetting. Daarom halveren we voor de

afstand tot centrale	nr lig- plaats	1e hlfjr	2e hlfjr	3e hlfjr	4e hlfjr
5 km	2	942	330	225	150
5 km	3	827	275	150	100
7 km	4	595	195	100	70
9 km	5	460	155	70	50
13 km	13	379	135	55	40
15 km	6	336	125	50	35
17 km	8	311	115	45	30
21-24 km	9-12	242	100	33	22
23 km	1	478	232	187	122

Tabel 7.2 Totale stralingsdoses per halfjaar voor zeehonden in de oostelijke Waddenzee na de ramp bij laagwater. Alle doses in rem.

afstand tot centrale	nr lig- plaats	1e hlfjr	2e hlfjr	3e hlfjr	4e hlfjr
5 km	2	470	145	75	50
5 km	3	355	75	15	10
7 km	4	265	69	10	7
9 km	5	196	65	7	5
13 km	13	190	63	6	4
15 km	6	166	62	5	4
17 km	8	160	61	5	3
21-24 km	9-12	134	60	3	2
23 km	1	410	202	157	103

Tabel 7.3 Totale stralingsdoses per halfjaar voor zeehonden in de oostelijke Waddenzee na de ramp bij hoogwater. Alle doses in rem.

zeehonden in het buitengebied de interne dosis via het voedsel en kappen de berekening af na 1 jaar.

7.2.5 Totaaldoses voor zeehonden na de ramp.

In tabel 7.2 en 7.3 zijn de resultaten van de berekeningen conform de voorafgaande paragrafen samengevat. Ze betreffen de verschillende soorten doses waar zeehonden in de oostelijke Waddenzee aan blootstaan na de ramp bij respectievelijk laagwater en hoogwater. Daarbij is een onderscheid gemaakt tussen zeehonden in de Dollard en zeehonden in de rest van het gebied, grotendeels het buitengebied van het Eems-Dollard estuarium. Voor de zeehonden in het middengebied zijn voor zover relevant (water en voedsel) waarden vermeld die tussen die liggen tussen die van de Dollard en het buitengebied.

7.3 De gevolgen van straling voor zeehonden.

Voor zover na te gaan bestaan er geen specifieke gegevens over de stralingsgevoeligheid van zeehonden. Er is echter in algemene zin zoveel bekend over de effecten van straling op zoogdieren en over zeehonden in de Waddenzee, dat het heel goed mogelijk is om een zinnige schatting te maken van de mogelijke effecten van straling op zeehonden.

Voor allerlei soorten zoogdieren geeft tabel 7.4 een overzicht van de LD50/30, de dosis voor ernstige aantasting van het beenmerg waardoor 50% van de dieren doodgaat, (zie ook paragraaf 5.1). In figuur 7.2 is deze LD50, uitgezet tegen het lichaamsgewicht van diverse dieren.

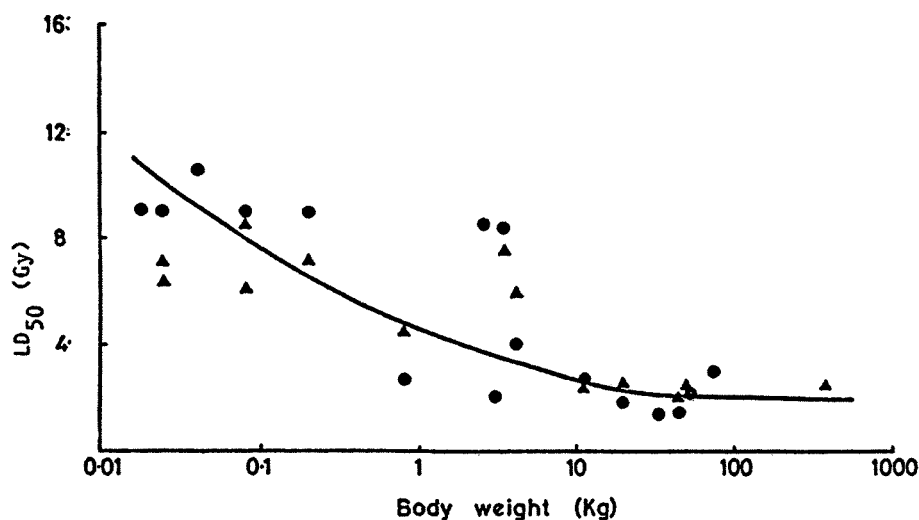
Als we naar het verloop van de cijfers kijken, dan varieert de LD50/30 voor zoogdieren met een lichaamsgewicht tussen de 45 en 200 kilo tussen 160 en 300 rad (1,6 en 3 Gray, afgekort Gy). Het hoogste cijfer van 300 rad is dat voor de mens. Dat is in wezen een "ziekenhuis"cijfer, zulks in tegenstelling tot de cijfers voor de andere dieren.

Als men mensen goed verzorgt, hen eten voert of een infuus geeft, met medicijnen de opkomende infecties de kop indrukt en indien nodig een bloedtransfusie geeft, zijn ze beter bestand tegen de vroege en meest direkt lethale effecten van de ramp dan mensen waarvoor dat allemaal niet beschikbaar is.

Voor minder goed verzorgde mensen en zieke mensen ligt de LD50 beduidend lager. Rotblat schatte de LD50 voor straling van een kernwapen op basis van de gegevens over overlevenden na de bom op Hiroshima en Nagasaki op 150 rem (Rotblat, 1986). Deze overlevenden hadden vaak brandwonden, kregen slecht te eten en geen medische verzorging. Jones, een onderzoeker die op het Oak Ridge National Laboratory - een van de grootste kernlaboratoria in de V.S. - veel onderzoek naar de effecten van straling op het beenmerg heeft gedaan schatte dat de LD50 voor de inwoners van Hiroshima en Nagasaki, zonder het effect van de brandwonden, op 220 rad (Jones, 1981, 1984).

Species	Approximate weight (gm)	LD ₅₀ ^{a/} (Gy)	LD ₅₀ ^{b/} (Gy)
Mouse	25	9.0	6.4,7.1
Desert mouse	30	15.2	
Gerbil	40	10.5	
Hamster	80	9.0	6.1,8.6
Rat	200	9.0	7.1
Guinea pig	800	2.6	4.5
Marmoset	3000	2.0	
Rabbit	3500	8.4	7.5
Monkey	4000	4.0	6.0
Dog	12000	2.7	2.5
Sheep	45000	1.6	2.1
Goat	50000	2.3	2.4
Man	70000	3.0 ^{c/}	3.0 ^{d/}
Swine	200000	2.0 ^{c/}	2.5 ^{d/}
Burro	400000		2.5

Tabel 7.4 De LD50/30 voor ernstige aantasting van het beenmerg voor verschillende diersoorten. (Bron: UNSCEAR, 1982, p. 629; a,b,c,d zijn verschillende onderzoekers). 1Gy = 1 Gray = 100 rad.



Figuur 7.2 De LD50 voor aantasting van het beenmerg als functie van het lichaamsgewicht van verschillende dieren (Bron: UNSCEAR, 1982, p. 591). 1Gy = 1 Gray = 100 rad.

Iets dergelijks geldt, zij het in mindere mate, voor de LD50 waarden voor andere zoogdieren in tabel 7.4 en figuur 7.2. Deze worden meestal vastgesteld voor dieren in gevangenschap die gevoerd worden en meestal ook in vrij hygienische omstandigheden verkeren. Ook dat geldt niet voor een zeehond in de Waddenzee.

Ten eerste moet een zeehond in de Waddenzee zijn eigen voedsel zoeken. Om vis te vangen maakt hij makkelijk snelheden van 10-20 km/uur. Een zeehond die zich niet goed voelt of misselijk is van beginnende stralingsziekte (50-100 rem), verzwakt vervolgens omdat hij niet voldoende eet. Dat bevordert het genezingsproces niet.

Ten tweede is van de zeehonden in de Waddenzee bekend dat ze een matig funktionerend afweersysteem hebben. Tijdens de epidemie die een aantal jaren geleden veel slachtoffers onder de zeehonden maakte, stierven er in het Nederlandse Waddengebied relatief veel dieren. Dat wees al in de richting van immuundeficiëntie. Er zijn intussen duidelijke bewijzen dat met name de PCB's en aanverwante organochloorverbindingen in de Waddenzee het immuunsysteem van de zeehonden aantast en al aangetast hebben (de Swart, 1995, Ross, 1995).

Tenslotte heeft een zeehond een paar kenmerken die doen vermoeden dat hij in vergelijking met een mens meer schade van een hoge dosis ondervindt.

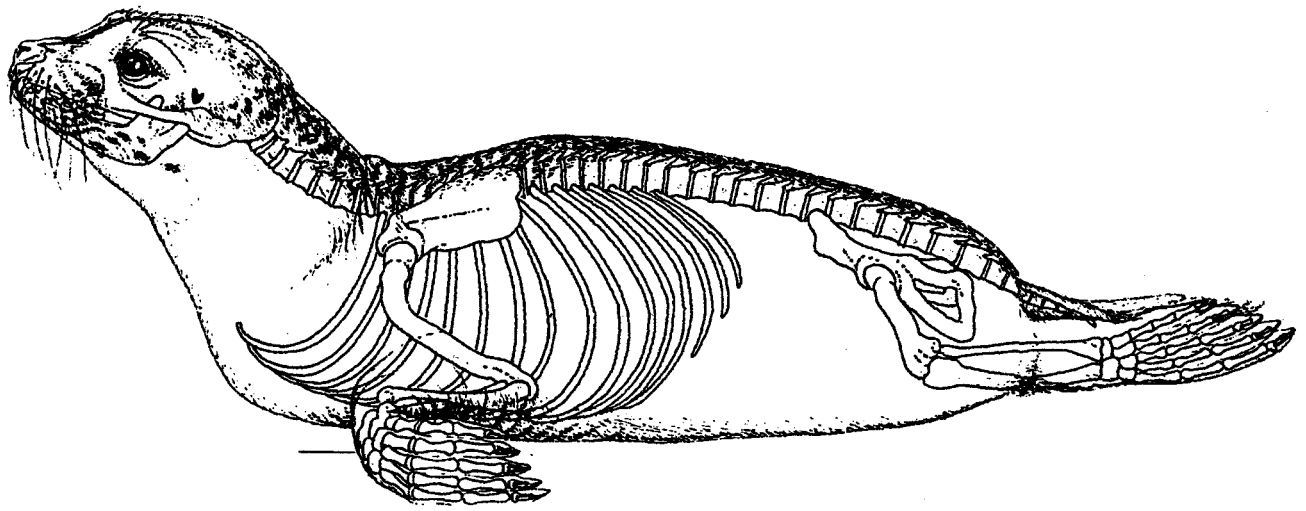
We hebben in paragraaf 7.2.2 al opgemerkt dat zeehonden twee keer zoveel bloed als mensen hebben. Het skelet van de zeehond maakt echter niet de indruk dat er zo vreselijk veel meer beenmerg is (zie figuur 7.3). Dat betekent dat een zeehond een uitzonderlijk efficiëntie en/of hoge produktie van bloedcellen moet hebben en dat maakt een dier extra gevoelig voor straling.

Verder heeft een zeehond een vacht, die van groot belang is om te kunnen overleven. Bij mensen is haaruitval een van de nevenverschijnselen bij doses in de orde van de LD50. Dat is voor mensen niet erg en als de patient overleeft groeit dat wel weer aan. Hoe snel bij dieren haaruitval begint is ons onbekend. Als neveneffekt van een hoge dosis straling zou het verlies van een aanzienlijk deel van zijn vacht voor een zeehond vrijwel zeker lethaal aflopen.

Op basis van deze overwegingen nemen wij aan dat de LD50 voor aantasting van het beenmerg c.q. de LD50/30 voor zeehonden in de Waddenzee 150-200 rem zal bedragen.

Bij een acute dosis van 25 rem wordt het bloedbeeld aangetast, maar het dier vertoont dan nog geen uiterlijke tekenen van ziekte. Een acute dosis van 100 rem betekent dat het dier na een week of wat ziek wordt, met een kans op sterfte van 1-10%. Een acute dosis van 150-200 betekent 50% kans op sterfte en een tweemaal zo hoge dosis leidt voor vrijwel alle dieren tot de dood na enige termijn.

Een akute dosis betekent in dit geval een stralingsdosis die in een paar uur of enige dagen wordt opgedaan. Over het algemeen gaat men ervan uit dat een spreiding van een dosis in de loop van de tijd tot minder sterke effecten leidt.



Figuur 7.3 Het skelet van een zeehond (Bron: van Leeuwen-
Seelt en Reijnders, 1981).

Voor de gevolgen van de radioactieve besmetting van jonge zeehonden gaan we ook uit van de situatie bij de zoogdier mens. Een kind van een jaar oud is ongeveer tien keer zo gevoelig voor interne radioactieve besmetting als een volwassen mens (Heijn e.a., 1993). Er is geen reden om te veronderstellen dat dit bij zeehonden anders is. De inhalatiedosis en de voedseldosis weegt voor jonge zeehonden tot een jaar oud dus tien maal zo zwaar als voor volwassenen.

7.4 Gevolgen van de ramp voor zeehonden.

Op basis van de informatie uit de voorafgaande paragrafen kunnen wij een globale schatting maken van de mogelijke gevolgen van de KM-ramp in de Eemshaven voor de zeehonden in het oostelijke deel van het Waddengebied.

Er is bij de ramp eigenlijk geen windrichting (in de richting van het Waddengebied) die niet de gezondheid van een deel van de zeehondenpopulatie zal aantasten. Er werden in de zomer van 1996 967 volwassen zeehonden en 228 jongen in het betreffende deel van het Waddengebied geteld. In de meeste gevallen zal enige maanden na de ramp een aanzienlijk deel van deze zeehondenpopulatie vreselijk ziek worden en een deel daarvan sterft.

De totale stralingsdoses voor het eerste halfjaar nadat de radioactieve wolk over een zeehondenrustplaats is getrokken varieert van 140 tot 1000 rem.

Dat betekent in het meest gunstige geval (140 rem) dat 50% van de volwassen zeehonden op de getroffen plaat binnen een halfjaar dood is. Het is niet waarschijnlijk dat de jongen die dan nog geboren moeten worden de ziekte van hun moeder en hun eigen stralingsdosis voor en na de geboorte overleven. Het minimum aantal dieren op de platen met dit dosisniveau (nrs. 9-12) is 30 volwassen dieren met 15 jongen (nr. 12), het maximum is 200 volwassen dieren met 40 jongen (nr. 10).

In de meest ongunstige gevallen (eenderde van het totaal) varieert de dosis in de eerste zes maanden van ongeveer 350 rem tot bijna 1000 rem. Hier zijn alle dieren na een paar maanden dood. Dit betreft zeven van de dertien platen na een ramp bij laagwater (nrs. 1-6 & 13) en de twee lokaties in het middengebied van het estuarium en de Dollard na een ramp met hoogwater. Het aantal zeehonden op deze platen varieert van 16 (nr. 4) tot 150 (nr. 5).

Wat zich echter eerst nog laat aanzien als een mogelijk relatief gunstig geval blijkt dat zelden te zijn. Tussen kerncentrale en de platen (9-12) waar de zeehonden, als de wind in die richting staat, de laagste dosis in de eerste zes maanden ontvangen, liggen namelijk andere zeehondenrustplaatsen die in dat geval ook getroffen worden.

Afhankelijk van de windrichting en soms van een beetje variatie in die windrichting tijdens de ramp worden de volgende platen samen getroffen: 1 & 2, 5 & 6, 8 & 10, 9 & 13 of 10 & 13 en 11 & 12. Dit betekent dat, wanneer de ramp zich aan het begin van het seizoen voordoet, het bijna niet is te vermijden dat 5-30% van de zeehonden in dit deel van het Waddengebied binnen een half jaar sterft, ongeveer evenveel zeehonden zijn ziek, kunnen zich niet meer voortplanten e.d.

Door de verspreiding van de radioaktiviteit in het water zal de gezondheid van bijna alle zeehonden structureel schade toegebracht worden. In combinatie met de doses in het volgende seizoen, dat een jaar later begint, kan het volgende jaar nog eens 1-50% procent van de populatie sterven, rechtstreeks aan stralingsziekte of indirect door een verzwakte weerstand.

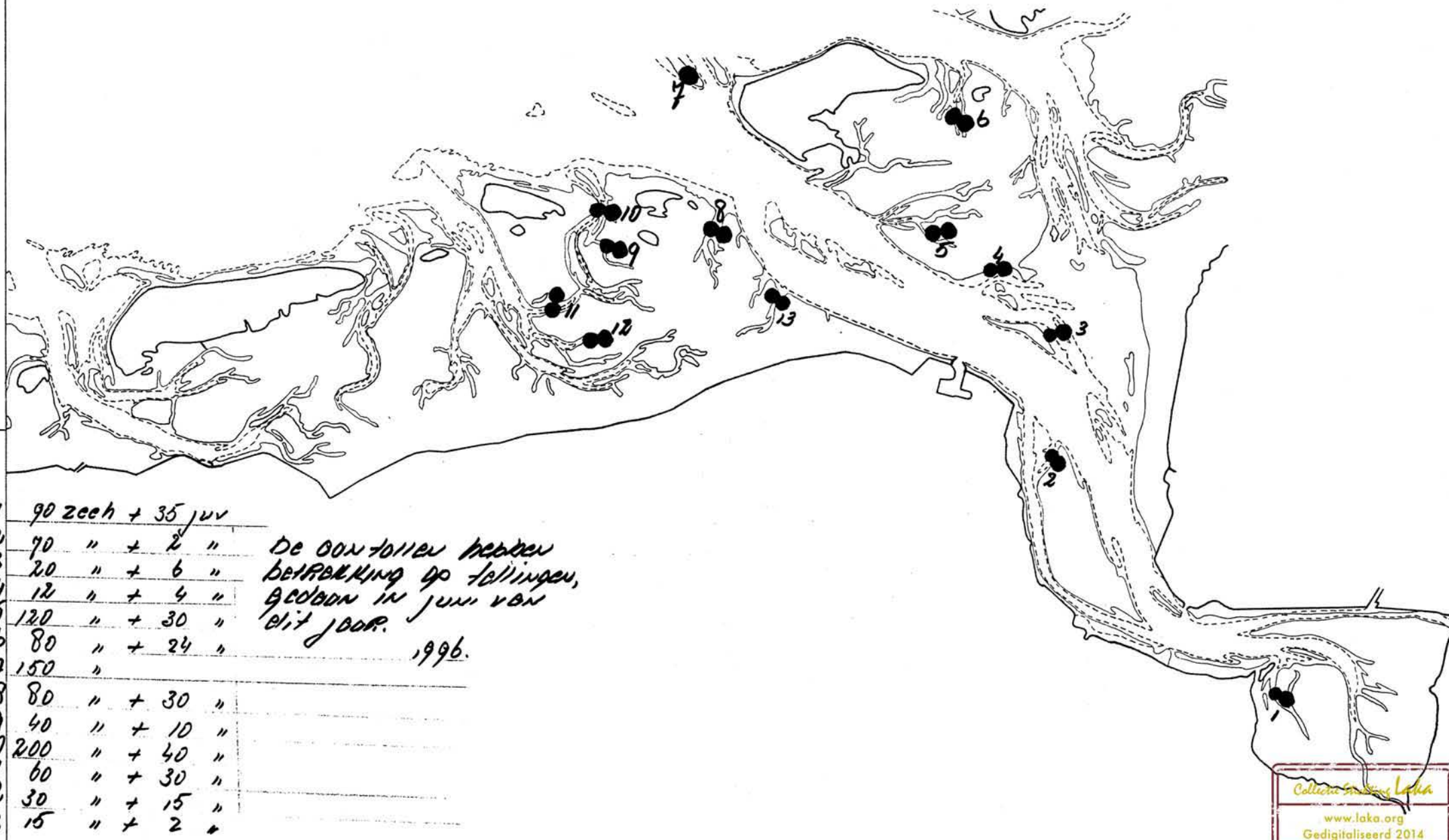
Als de ramp zich later in het seizoen voordoet als er al jongen zijn geboren, zijn de acute doses op de getroffen platen zo hoog dat in elk geval geen van de jongen dit overleven zal. Op de platen in het middengebied van het estuarium (nr. 2) en in de Dollard (nr. 1) zijn onder alle omstandigheden de stralingsdoses zo hoog dat de zeehonden op deze platen bij een ongeval met noordwestenwind geen kans op overleven hebben.

Als de ramp zich voordoet terwijl de zeehonden op de Noordzee de winter doorbrengen is de stralingsdosis in het seizoen dat daarop volgt nog zo hoog, dat alle jongen op de getroffen platen zeker niet overleven. De volwassen dieren op die platen hebben (gemiddeld over alle platen) 25%-50% kans om de stralingsdosis die zij in dat seizoen opdoen te overleven.

Hoofdstuk 7. Bijlage 2.

Stralingsdoses na KM-ramp voor permanent verblijf zonder afscherming op verschillende afstanden van de kerncentrale.
Alle doses in rem.

Afstand:	4,5 km	6,7 km	10 km	14 km	20 km	30 km
Afstand tot middenpad:	0,20 km	0,29 km	0,41 km	0,55 km	0,76 km	1,1 km
	som	som	som	som	som	som
alleen wolk	22	16	11	8	6	4
alleen inhalatie	235 257	164 180	113 124	82 90	57 63	37 41
alleen bodem na						
0-5 uur	34	24	17	12	8	5
5-24 uur	55 89	38 62	26 43	19 31	14 22	9 14
2e dag	42 131	29 91	20 63	15 46	10 32	7 21
3e dag	32 163	23 114	15 78	11 57	8 40	5 26
4e-7e dag	87 250	60 174	42 120	30 87	21 61	14 40
2e week	93 343	65 238	44 164	32 119	23 84	15 55
3e+4e week	121 464	84 322	58 222	42 161	30 113	19 74
2e maand	181 645	126 448	87 309	63 224	44 157	29 103
3e maand	130 775	91 539	62 371	45 269	32 189	21 124
4e-6e maand	306 1081	213 752	147 518	106 375	75 264	49 173
7e-12e maand	410 1491	286 1038	197 715	143 518	100 364	65 238
2e jaar	499 1990	347 1385	240 955	174 692	122 486	80 318
3e jaar	314 2204	218 1603	151 1106	109 801	77 563	50 368
4e jaar	228 2432	159 1762	109 1215	79 880	56 619	37 405
5e jaar	178 2510	124 1886	86 1301	62 942	43 662	28 433



Collectie Grond- en Bosbeheer Loka
www.loka.org
Gedigitaliseerd 2014

LANDINRICHTING GROND- en BOSBEHEER			
Staatsbosbeheer		Groningen	
Naam		WADDENZEE	
Ondertitel			
Basis		Top kaart	
SCHAAL 1:200 000	Get. (Groningen)	Gew. (Groningen)	Blad (Bladnr)

Referenties.

Almenas, K. and Lee, R., 1992. Nuclear Engineering. An Introduction. Berlin, etc. Springer Verlag.

As, D. van, and Fourie, H.O., 1973. Accumulation of certain trace elements in marine organisme from the sea around the Cape of Good Hope. In: IAEA, Radioactive Contamination of the Marine Environment. Symposium Seattle, July 1972. Vienna, IEAE, p. 615-623.

Bath, I.S., Patel, S. Patel, B. and Kamath, P.R., 1981. Cycling of radionuclides and impact of operational releases in the near-shore ecosystem off the west coast of India. In: IAEA, Impacts of radionuclide release into the marine environment. Proceedings of an international conference by IAEA and OECD/NEA, Vienna, October 1980. Vienna, IAEA. p. 431-448.

Bekkum, D.W. van, Barendsen, G.W., Broerse, J.J., Hermens, A.F. en Kal, H.B., 1986. Straling en radioaktiviteit. Tsjernobyl 1986. Drachten, Friese Pers Boekerij.

Blaauboer, R.O., Eenink, R.G., Eggink, G.J., Heling, R., Lembrechts, J. en Uijt de Haag, P.A.M., 1992. Lozingen van radionucliden in het milieu: inventarisatie van belastingpaden en verspreidingsmodellen in het kader van het project MORIS. Rapport nr. 749201001. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene.

BOEDE-groep, 1983. Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium. Texel, BOEDE publicaties en verslagen 1983, nr. 1.

Chamberlain, A.C., 1991. Radioactive aerosols. Cambridge etc, Cambridge University Press.

Clark, M.J. and Webb, G.A.M., 1981. A model to assess exposure from releases of radioactivity into the seas of northern Europe. In: IAEA, Impacts of radionuclide release into the marine environment. Proceedings of an international conference by IAEA and OECD/NEA, Vienna, October 1980. Vienna, IAEA, p. 628-648.

Desmet, G. and Sinnaeve, J. (eds), 1992. Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the food chain. Post-Chernobyl action. Report EUR 12550. Brussels, Commission European Communities, DG. Science, Research and Development.

Duursma E.K. and Gross, M.G., 1971. Marine Sediments and Radioactivity. In: Committee on Oceanography, National Research Council. Radioactivity in the Marine Environment. Washington, National Academy of Sciences. p. 147-160.

Duursma, E.K., 1973. Theoretical, experimental and field studies concerning reactions of radioisotopes with sediments and suspended particles of the sea. Part C: Application to field studies. (IAEA, Radioactivity in the Sea, Publication No. 32). Netherlands Journal of Sea Research, 6(3), p. 265-324.

ECN, 1988. Ernstige reactorongevallen opnieuw bezien. De bronterm. ECN-PB-87-13, december 1987. Project Herbezinning Kernenergie, rapport nr. SPH-03-01. 's Gravenhage, Distributiecentrum voor Overheidspublicaties.

Eisma, D. and Irion, G., 1988. Suspended Matter and Sediment Transport. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K. en Förstner, U. (eds). Pollution of the North Sea. An Assessment. Berlin, etc. Springer-Verlag. p. 20-35.

Essink, K, Visser, W en Begeman, D. (1987). Inventarisatie van de makroskopische bodemfauna van de Dollard, juni-juli 1985. Rapport nr. GWAO-87.155. Groningen, Dienst Getijdewateren.

Gezondheidsraad, 1984. Advies inzake de Bronterm van Kerncentrales en de Volksgezondheid (BKEV). Rapport no. 1984/21. 's Gravenhage, Gezondheidsraad.

Heijn, J., Smit, J. en Zijp, W.L. (red.), 1993. Het ABC van kernenergie. Petten, Energieonderzoek Centrum Nederland.

Helder, W. and Ruardij, P., 1982. A one-dimensional mixing and flushing model of the Ems-Dollard estuary: calculation of time scales at different river discharges. Netherlands Journal of Sea Research, 15(3/4), p. 293-312.

Hetherington, J.A. and Jefferies, D.F., 1974. The distribution of some fission product radionuclides in sea and estuarine sediments. Netherlands Journal of Sea Research, 8(4), p. 319-338.

Hienen, J.F.A. van, Roelofsen, P.M. en Poley, A.D., 1988a. Ernstige reactorongevallen opnieuw herzien. Gevolgen voor de omgeving. Project Herbezinning Kernenergie, rapport nr. SPH-08-18. 's Gravenhage, Distributiecentrum voor Overheidspublicaties.

Hienen, J.F.A. van, Roelofsen, P.M. en Poley, A.D., 1988b. Ernstige reactorongevallen opnieuw herzien. Gevolgen voor de omgeving. Bijlagen. Project Herbezinning Kernenergie, rapport nr. SPH-08-19. 's Gravenhage, Distributiecentrum voor Overheidspublicaties.

Holden, N.E., 1994. Tabel of Isotopes (revised 1991). Chapter 11. In: Lide, D.R. (ed), Handbook of Chemistry and Physics, 75th Edition, Boca Raton, Fl, CRC Press, 1994.

Huiskes, A.H.L. and Rozema, J., 1988. The Impact of Anthropogenic Activities on the Coastal Wetlands of the North Sea. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K. en Förstner, U. (eds). Pollution of the North Sea. An Assessment. Berlin, etc. Springer-Verlag. p. 469.

IACP (International Advisory Committee Technical Project), 1991. The Radiological Consequences in the USSR of the Chernobyl Accident: Assessment of Health and Environmental Effects and Evaluation of Protective Measures. International Conference on the International Chernobyl Project. Vienna, 21-24 May 1991. Vol. I. Table C3, Part C, pag. 8.

IAEA, International Nuclear Safety Advisory Group, 1986. Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Safety Series No. 75-INSAG-1. Vienna, IAEA.

Jackson, D., 1985. Research requirements for modelling of radionuclides in estuarine systems. In: Commission of European Communities. Seminar on the behaviour of radionuclides in estuaries. Renesse, september 1984. Luxembourg, CEC, p. 335-356.

Jager, Z., 1992. Een onderzoek naar de vissterfte ten gevolge van koelwaterinname uit het Eems-estuarium door de Eemscentrale in 1981/82. Rapport nr. DGW-92.026. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Diest Getijdewateren.

Jones, T.D., 1981. Haematologic syndrome in man modeled from mammalian lethality. Health Physics 41, 83-103.

Jones, T.D., 1984. A unifying concept for carcinogenic risk assessments: comparison with radiation induced leukemia in mice and men. Health Physics 47, 533-558.

Jonge, V.N. de, 1992. Physical Processes and Dynamics of Microphytobenthos in the Ems Estuary (The Netherlands). Proefschrift. Groningen, Rijksuniversiteit Groningen.

Kleef, H.L., 1991. Het macrozoöbenthos van de Hond-Paap in het Eems-Dollard estuarium. Rapport nr. GWA0-91.061. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren.

Leeuwen-Seelt, N. van, en Reijders, P., 1981. De Waddenzeehond. Harlingen, Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee.

Lowman, F.G., Rice, T.R. and Richards, F.A., 1971. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. Chapter 7. In: Committee on Oceanography, National Research Council. Radioactivity in the Marine Environment. Washington, National Academy of Sciences, p. 161-199.

Ministerie van Economische Zaken, etc., 1985. PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales, deel a, beleidsvoornemen. Tweede Kamer, vergaderjaar 1984-1985, 18830, nrs 1-4.

Ministerie van Economische Zaken, 1986. PKB Vestigingsplaatsen voor kerncentrales, deel d, de regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 18830, nrs 46-47.

NEA/OECD, 1995. Chernobyl. Ten Years On. Radiological and Health Impact. An appraisal by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health. Paris, Nuclear Energy Agency/OECD, November 1995.

Polikarpov, G.G., 1966a. Certain Biological Aspects of Radioactive Contamination of the Sea and Oceans. In: Baranov, V.I. en Khitrov, L.M. (eds), 1966. Radioactive Contamination of the Sea. Oceanographic Commission, Academy of Sciences of the USSR, Moskou 1964. Translated from Russian. Jerusalem, Israel Program for Scientific Translations. p. 78-104.

Polikarpov, G.G., 1966b. Radioecology of Aquatic Organisms. Amsterdam, North-Holland Publishing Company.

Reijnders, P. (1978). Zeehonden. Hoofdstuk 9. In: Eemsmond Grenzenloos. Groningen, Stichting Werkgroep Eemsmond. p. 55-59.

Ross, P.S., 1995. Seals, pollution and disease: environmental contaminant-induced immunosuppression. Proefschrift, Universiteit Utrecht.

Rotblat, J., 1986. Acute mortality in nuclear war. In: F. Solomon and R.Q. Marston (eds). The medical implications of nuclear war. Washington D.C., Institute of Medicine, National Academy of Sciences.

Rijdsdijk, B. (1995). Lange-termijn ontwikkeling van de bodemfauna in de Dollard (1977-1994). Werkdocument RIKZ/OS-95.611x. Haren, Rijksinstituut voor Kust en Zee.

Savchenko, V.K., 1995. The Ecology of the Chernobyl Catastrophe. Man and Biosphere series. Volume 16. Paris, UNESCO and New York, Parthenon Publishing Group.

Schröder, H.G.J., Es, F.B. van, Knol, W.H., Kop, A.J. en Visser, G.F., 1976. Microbiologische inventarisatie van het Eems-Dollard estuarium. Biologisch Onderzoek Veenkoloniaal Afvalwater, Eems Dollard Project, Publicaties en verslagen 1976/4.

Sibley, T.H. and Clayton, J.R., 1985. Effect of organic ligands on adsorption of radionuclides to sediments from the Hudson River estuary. In: Commission of European Communities. Seminar on the behaviour of radionuclides in estuaries. Renesse, september 1984. Luxembourg, CEC. p. 143-156.

Smit, W.A. en AVIV, 1985. Kerncentrale Ongevallen. De Brontermdiscussie. Boerderijcahier 8501. Enschede, Technische Hogeschool Twente.

Smit, W.A., Geerts, R. en Tiemessen, G., 1983. Ahaus, Lingen en Kalkar. Westduitse nucleaire installaties en de gevolgen voor Nederland. Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid, Rapport V31, 1983. 's Gravenhage, Staatsuitgeverij.

Stam, A., 1984. De vissen, krabben en garnalen van het Eems-Dollard estuarium: III. Kwantitatieve inventarisatie van de platvissen. Rapport Nr. 2-1984, Publicaties en Verslagen Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium (BOEDE).

Stam, A., 1988. De vissen, krabben en garnalen van het Eems-Dollard estuarium: IV. Kwantitatieve inventarisatie van de krabben. NIOZ-rapport 1988-12. Texel, Den Burg, NIOZ.

Stam, A., 1989. De vissen, krabben en garnalen van het Eems-Dollard estuarium: V. Rondvissen. Publicaties en Verslagen Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium (BOEDE).

Stanners, D.A. and Aston, S.R., 1981. Factors controlling the interactions of ^{137}Cs with suspended and deposited sediments in estuarine and coastal environments. In: IAEA, Impacts of radionuclide release into the marine environment. Proceedings of an international conference by IAEA and OECD/NEA, Vienna, October 1980. Vienna, IAEA. p. 131-141.

Swart, R.L. de, 1995. Impaired immunity in seals exposed to bioaccumulated environmental contaminants. Proefschrift, Erasmus Universiteit Rotterdam.

Templeton, W.L., 1962. The Transfer of Radionuclides from the Environment through Aquatic Food Products to Man. In: Seminar on the Agricyltural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations. Organized by FAO, WHO and IAEA. Scheveningen, The Netherlands, 11-15 December 1961. Rome, Food and Agriculture Organisation of the United States. p. 49-71.

Templeton, W.L., Nakatani, R.E. and Held, E.E., 1971. Radiation effects. In: Committee on Oceanography, National Research Council. Radioactivity in the Marine Environment. Washington, National Academy of Sciences. p. 223-239.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 1982. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. 1982 Report to the General Assembly, with annexes. New York, United Nations.

Veenstra, H., 1978. Geologisch overzicht. Hoofdstuk 2. In: Eemsmond Grenzenloos. Groningen, Stichting Werkgroep Eemsmond. p. 17-24.

Voytsekhovich, G.V., Borzilov, V.A., and Konoplev, V.A., 1991. Hydrological Aspects of Radionuclide Migration in Water Bodies Following the Chernobyl Accident. In: Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, October 1990. Report EUR 13574. Luxembourg, Commission of the European Communities, Volume 1, p. 527-548.

Woodhead, D.S., 1973. Levels of radioactivity in the marine environment and the dose commitment to marine organisms. In: In: IAEA, Radioactive Contamination of the Marine Environment. Symposium Seattle, July 1972. Vienna, IEAE, p. 499-524.

