

riwa

Samenwerkende Rijn- en Maas-
waterleidingbedrijven

Vestigingsplaatsen van kerncentrales en de openbare watervoorziening

Een studie naar de mogelijke gevolgen
van een kernmeltingengeval voor de openbare
watervoorziening die van oppervlaktewater
als grondstof afhankelijk is

RIWA
Samenwerkende Rijn- en Maas-
waterleidingbedrijven

Werkgroep Kerncentrales
mei 1987

VESTIGINGSPLAATSEN VAN KERNCENTRALES EN DE OPENBARE WATERVOORZIENING

Een studie naar de mogelijke gevolgen van een kernsmeltingsongeval voor de openbare watervoorziening, die van oppervlaktewater als grondstof afhankelijk is.

RIWA
Postbus 8169
1005 AD Amsterdam

Tel. (020) 58 02 555
Telex 16644 wrk nl
Telefax (020) 88 16 41

I N H O U D

- 0. Samenvatting en conclusies

- 1. Inleiding

- 2. Algemene uitgangspunten
 - 2.1. Stralingsdosis en afgeleide normen voor drinkwater
 - 2.2. Het gedrag van radionucliden in water
 - 2.3. De verwijdering van radionucliden in de zuivering

- 3. Gevolgen van een kernsmeltingsongeval voor de drinkwatervoorziening
 - 3.1. De bronterm (radioactieve emissie) bij een kernsmeltingsongeval (KMM-ongeval)
 - 3.2. Berekeningsgrondslag
 - 3.3. Gevolgen voor de drinkwatervoorziening via bekkens
 - 3.4. Gevolgen voor de drinkwatervoorziening via duininfiltratie

- 4. Referenties.

0. Doelstelling rapport.

Dit rapport bevat de resultaten van een studie door de RIWA-Werkgroep Kerncentrales naar de mogelijke gevolgen van een kernsmeltingsongeval voor de openbare drinkwatervoorziening in Nederland die van oppervlaktewater als grondstof afhankelijk is. Doel van het rapport is het leveren van een bijdrage tot de "herbezinning plaatsing kerncentrales in Nederland" van de regering.

Samenvatting.

1. Bij een KMM-kernsmeltingsongeval* in Nederland of direct aangrenzend buitenland kunnen oppervlaktewateren bestemd voor de drinkwaterproductie ernstig worden besmet. De mate van besmetting is o.a. afhankelijk van de afstand, windrichting, droge dan wel natte depositie en de kenmerken van de waterwinplaats.
2. Uit de berekeningen van de besmetting van oppervlaktewater in geval van open voorraadvorming blijkt, dat de afgeleide norm van de cocktail van radionucliden gedurende een periode van weken tot vele maanden of zelfs jaren (IJsselmeer) kan worden overschreden.
3. Er is aanleiding dezelfde conclusie als in punt 2 te trekken voor voorraadvorming d.m.v. oppervlakte-infiltratie in de duinen. Een KMM-ongeval kan tot zeer ernstige contaminatie leiden. Ook hier kan worden gesteld, dat in het geval van een calamiteit in Nederland of direct aangrenzend buitenland een normoverschrijding kan optreden van weken tot jaren.

Conclusie.

Gezien de risico's die kerncentrales kunnen inhouden voor de openbare watervoorziening die van oppervlaktewater als grondstof afhankelijk is, dient uit het oogpunt van de drinkwatervoorziening ernstig bezwaar te worden gemaakt ten aanzien van de plaatsing van kerncentrales in Nederland, tenzij het optreden van kernsmeltingsongevallen volledig zou kunnen worden uitgesloten.

* Dit is een calamiteit volgens het thans als meest ernstig geldende scenario voor een 1.000 MWe centrale.

1. Inleiding.

In het kader van de PKB-procedure "Vestigingsplaatsen van kerncentrales" is door de RIWA in 1985 onderzoek verricht naar de mogelijke gevolgen van de vestiging van kerncentrales voor de openbare watervoorziening. Het rapport van de ad-hoc Werkgroep Kerncentrales, dat in december 1985 verscheen, beperkte zich in hoofdzaak tot de vestigingsplaatsen Noordoostpolderdijk (IJsselmeer) en Moerdijk (Hollandsch Diep), gezien hun ligging in de nabijheid van belangrijke wateronttrekkingspunten aan het IJsselmeer en het Haringvliet en van de spaarbekkens in de Brabantse Biesbosch.

De conclusies van het rapport luidden kort samengevat:

1. De reguliere lozingen van een 1.000 MWe kerncentrale aan het IJsselmeer of het Hollandsch Diep dragen niet noemenswaardig bij aan de stralingsbelasting van de bevolking via het drinkwater.
2. In geval van een kernsmeltingsongeval (KMM-ongeval) met een kerncentrale aan het IJsselmeer, kan dit water gedurende een periode van ca. 3 jaar ongeschikt worden voor de drinkwatervoorziening.
3. Een KMM-ongeval met een kerncentrale aan het Hollandsch Diep kan het Haringvlietwater gedurende een periode van maximaal 8 maanden ongeschikt maken terwijl de Biesbosch bekkens ca. 3 maanden uitgeschakeld kunnen worden voor de drinkwatervoorziening.

Op grond van deze conclusies wezen RIWA en VEWIN de vestigingsplaatsen Noordoostpolderdijk en Moerdijk af en spraken zich uit voor "een locatie zoveel mogelijk stroomafwaarts en buiten stilstaand water doch dicht bij de kust".

In het advies van de Raad voor de Ruimtelijke Ordening aan de regering scoorde Moerdijk zeer slecht en werd in principe als ongeschikt van de hand gewezen. De locatie Noordoostpolderdijk scoorde in vele opzichten goed, echter met de aantekening, dat het drinkwateraspect volstrekt onvoldoende was gewaardeerd. De regering gaf hierop begin 1986 het groene licht voor de vestigingsplaats Borssele en kondigde nadere studies aan voor Moerdijk en IJsselmeer alvorens in voorjaar 1987 definitief te beslissen. De RIWA besloot de ad-hoc werkgroep te continueren als perma-

nente Werkgroep Kerncentrales met deelname van alle lidbedrijven, die via open of gesloten winning gebruik maken van oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterproduktie. Voor deze continuering was ook aanleiding, omdat uit RIWA-berekeningen inmiddels gebleken was, dat ernstige besmetting ook kon optreden buiten de in navolging van de rijksoverheid gehanteerde straal van 20 km rondom een kerncentrale.

Dit groeiende inzicht werd op dramatische wijze bevestigd door de gevolgen van het reactorongeluk van Tsjernobyl op 26 april 1986. In de daarop volgende weken werden grote delen van Europa meer of minder ernstig besmet (vooral afhankelijk van de klimatologische omstandigheden), waarbij bv. het niveau van de radioactiviteit in Rijn en Maas gedurende enkele weken sterk werd verhoogd (tot max. een factor 100 boven het normale niveau). De regering besloot de besluitvorming over de vestiging van kerncentrales op te schorten, zodat een herbezinning kon plaatsvinden over de toepassing van kernenergie, daarbij gebruikmakend van de lering, die uit het Tsjernobyl ongeluk kan worden getrokken.

Ook de RIWA en VEWIN hebben zich willen herbezinnen over hun eerder ingenomen standpunt, dat vestiging van kerncentrales zou moeten plaatsvinden aan de kust. Het resultaat van deze heroverweging is neergelegd in deze nota. Hierbij is niet alleen gekeken naar de actuele en potentiële vestigingsplaatsen in Nederland, maar ook naar de kerncentrale in het vlak over de grens met België gelegen Doel.

De mogelijke gevolgen van een kernsmeltingsongeval op deze plaatsen zijn expliciet nagegaan voor de bedrijven samenwerkend in de RIWA, die via open of gesloten winning gebruik maken van oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterproduktie (zie blz. 17). Daarnaast zijn er ook waterleidingbedrijven in Nederland die oppervlaktewater gebruiken, maar niet deel uitmaken van het RIWA-samenwerkingsverband, zoals bv. het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen, dat water aan de Drentsche Aa onttrekt en op relatief korte afstand van de potentiële vestigingsplaats Eems gelegen is. De belangen van laatstbedoelde categorie bedrijven worden eveneens gedekt door de op blz. 3 vermelde conclusie van dit rapport.

2. Algemene uitgangspunten.

2.1. Stralingsdosis en afgeleide normen voor drinkwater.

De SI-eenheid voor de stralingsdosis is de Sievert (Sv), die de oude eenheid rem heeft vervangen ($1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$). Regels voor aanvaardbare belasting worden in internationaal verband opgesteld door de International Commission on Radiological Protection (ICRP) [1]. Voor individuele personen van de bevolking geldt thans (bij globale blootstelling) een limietdosis van 5 mSv/a (500 mrem/a). Dit beginsel is door de EG overgenomen en uitgewerkt in de richtlijnen 80/836/Euratom [2] en 84/467/Euratom [3]. Na advies door de Gezondheidsraad in 1984 [4] wordt dit uitgangspunt ook gehanteerd in het Indicatief Meerjaren Programma Straling 1985 - 1989 [5].

Bij gelijke activiteit (in Becquerel) bestaat er een groot verschil in schadelijke werking voor de verschillende radionucliden en derhalve ook in de daaruit voortvloeiende stralingsbelasting. Dit hangt samen met o.a. de soort straling (met name α - of β -straling) en de energie van de uitgezonden straling. Voor elk radionuclide is vastgesteld welke activiteit (in Bq) leidt tot een stralingsbelasting die gelijk is aan de limietdosis van 5 mSv/a. Deze limieten van jaarlijkse opname - hetzij door inademing, hetzij door ingestie - zijn opgenomen in de reeds genoemde EG-richtlijn 84/467/Euratom [3].

Het is bij de normstelling voor toxische bestanddelen in drinkwater gebruikelijk om 10% van de toelaatbare belasting (Acceptable Daily Intake) toe te rekenen aan opname via het drinkwater (WHO Guidelines 1984) [6]. Dit is ook de opvatting van de Commissie Gezondheidsaspecten Chemicaliën en Materialen Drinkwatervoorziening (CGCMD). Dezelfde benadering is door de RIWA gekozen voor de "drinkwaternorm" van de individuele radionucliden. Deze is dan gebaseerd op een opname via het drinkwater van 10% van de jaarlijkse dosislimiet (5 mSv/a), zoals aangegeven in de EG-richtlijn 84/467/Euratom [3].

In formule: "drinkwaternorm" voor een radionuclide =

$$= \frac{0,1 \times \text{de limiet van jaarlijkse opname door ingestie (Bq/a)}}{\text{drinkwatergebruik (l/a)}}$$

$$\text{Als voorbeeld jood-131: } \frac{0,1 \times 10^5}{365 \times 2} = 13,7 \text{ Bq/l.}$$

Daar de dosislimieten gegeven zijn op jaarbasis, is de afgeleide "norm" geldig voor een permanent niveau. Indien bij een calamiteit in een kernreactor eenmalig een grote hoeveelheid radioactiviteit vrijkomt is het juister om uit te gaan van een over het jaar geïntegreerde dosis, waarin het radioactief verval gedurende het jaar verdisconteerd wordt. Dit principe wordt geïllustreerd in fig. 1. Vooral voor de kortlevende nucliden geeft dit een aanzienlijk verschil met de permanente norm. Uitgaande van een éénmalige besmetting wordt de "momentane norm":

$$\text{"momentane norm"} = \text{"permanente norm"} \times \frac{365 \times \lambda}{1 - e^{-365 \times \lambda}}$$

Met λ = vervalconstante van het nuclide (dag^{-1}).

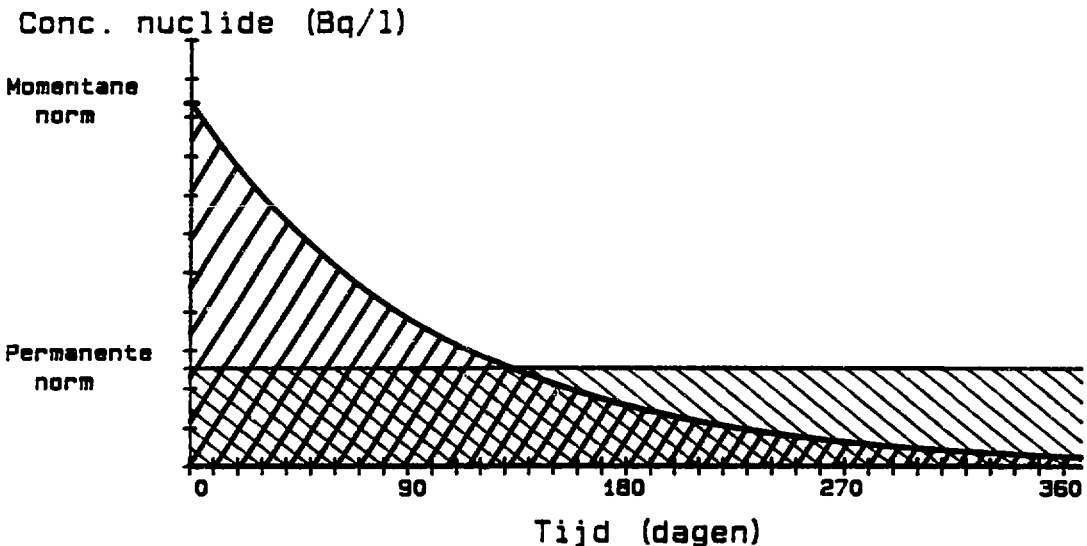


Fig. 1: Belasting bij een permanente en een eenmalige situatie, zodat de totale opname via drinkwater 10 % van de toegestane dosislimiet bedraagt. (De oppervlakten onder de curven zijn gelijk !)

Voor jood-131 met een vervalconstante van $8,61 \times 10^{-2} \text{ dag}^{-1}$ wordt de "momentane norm" 431 Bq/l i.p.v. de 13,7 Bq/l bij de "permanente norm". Voor langlevende nucliden zoals strontium-90 ($\lambda = 6,73 \times 10^{-5}$) en cesium-137 ($\lambda = 6,3 \times 10^{-5}$) is er praktisch geen verschil tussen de permanente en momentane norm.

Aangezien er bij een kernsmeltingsongeval een groot aantal radionucliden wordt uitgestoten, moet ook deze "cocktail" genormeerd worden. Als de normoverschrijding van de individuele radionucliden wordt uitgedrukt als quotiënt van activiteit en normwaarde, kan de cocktail bepaald worden uit de sommering van deze quotiënten.

De cocktail voldoet aan de norm indien:

$$\sum_{i=1}^n \frac{\text{concentratie nuclide}_i}{\text{norm nuclide}_i} \leq 1$$

2.2. Het gedrag van radionucliden in water.

Het gedrag van radionucliden in water wordt uiteraard bepaald door hun chemische eigenschappen (samenhangend met hun plaats in het periodiek systeem van de elementen), maar is daarnaast eveneens afhankelijk van de concentratie van aanwezige natuurlijke niet-radioactieve isotopen. Dit is vooral van belang in verband met het voorkomen in al of niet opgeloste toestand, hetgeen van invloed kan zijn op contaminatie van het sediment of de mate van verwijdering tijdens de zuivering.

Voor elk nuclide wordt een distributiefactor K_D gedefiniëerd, die de affiniteit van het nuclide t.o.v. zwevende stof (= slib) weergeeft:

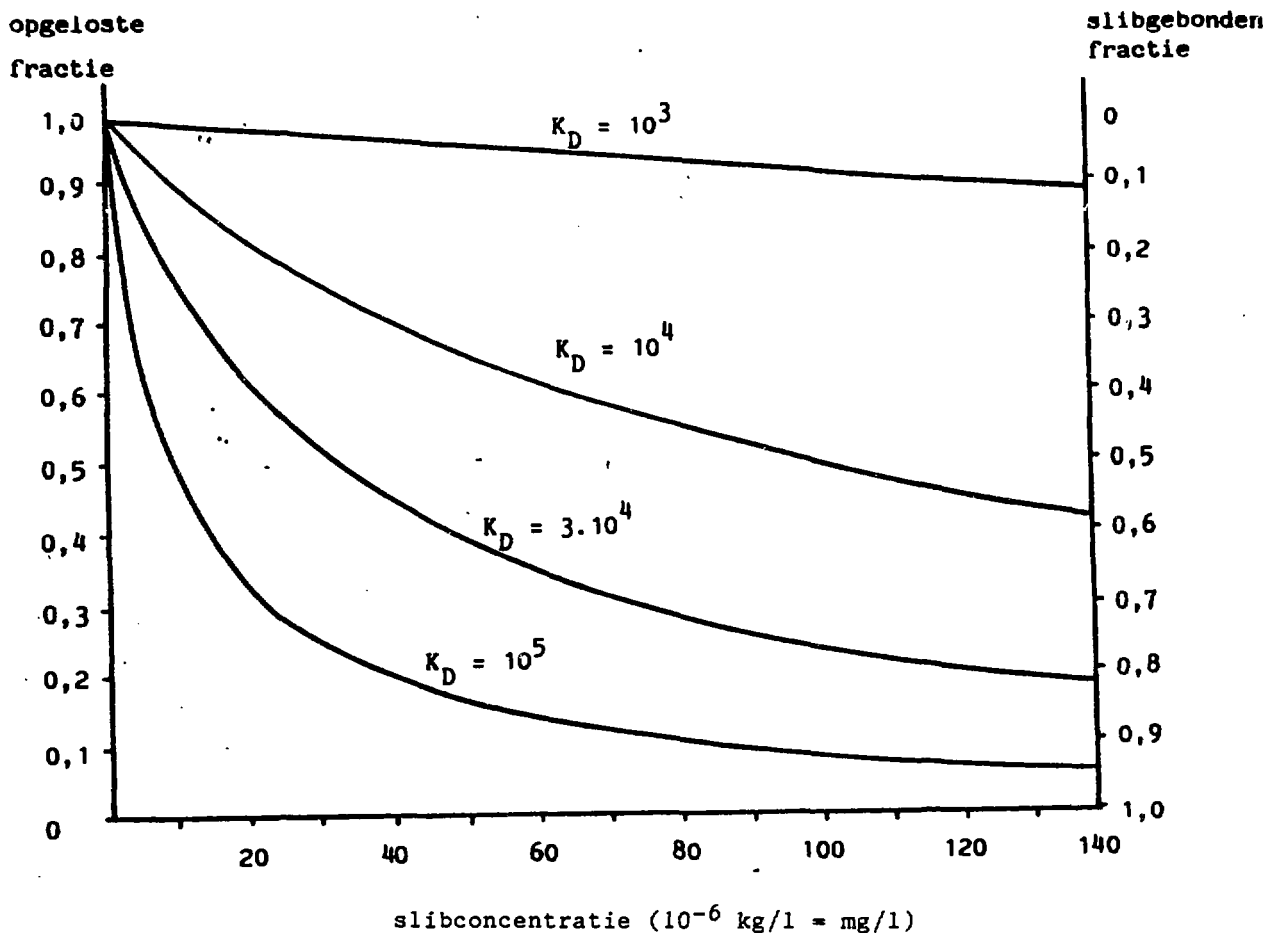
$$K_D = \frac{\text{conc. nuclide in slib (mg/kg)}}{\text{conc. nuclide in water (mg/l)}} \quad (= 1/\text{kg})$$

Daarnaast is uiteraard de concentratie X van de zwevende stof van belang (dimensie kg/l). Afgeleid kan nu worden:

$$\text{Opgeloste fractie} = \frac{C_{\text{opg}}}{C_{\text{tot}}} = \frac{1}{1 + X \times K_D}$$

$$\text{Slibgebonden fractie} = 1 - \frac{1}{1 + X \times K_D} = \frac{X \times K_D}{1 + X \times K_D}$$

Voor verschillende waarden van de verdelingsfactor K_D en de slibconcentratie X is dit verband weergegeven in figuur 2.



Figuur 2. Opgeloste en slibgebonden fractie als functie van distributiefactor K_D en slibconcentratie X .

Alleen voor zeer hoge waarden van K_D en hoge(re) slibconcentraties is er sprake van overheersende slibbinding. De K_D -waarden zullen van locatie tot locatie sterk kunnen variëren afhankelijk van de slib- en de watersamenstelling.

De International Atomic Energy Agency (IAEA) heeft voor een groot aantal nucliden de K_D -waarden geïnventariseerd [7]. Een uittreksel voor relevante radionucliden wordt gegeven in tabel 2.1.

Tabel 2.1. Slib/water distributiefactoren.

Element	K_D in zoet water	
	laag	hoog
Strontium	2×10^3	
Jood	200	
Tellurium	30	
Ruthenium		4×10^4
Cesium		3×10^4
Cerium		3×10^4

Het langlevende strontium-90 en de kortlevende nucliden jood-131 en tellurium-132 hebben een lage K_D -waarde en zullen derhalve weinig neiging hebben aan de zwevende stof te adsorberen. Dit zou wel het geval kunnen zijn voor de isotopen ruthenium-106, cesium-134 en -137 en cerium-144. In hoeverre hun binding aan het slib overheersend zal zijn, is echter niet te voorspellen, gezien de vrij lage slibgehalten in het gewoonlijk via stagnante situaties gewonnen oppervlaktewater (grootte-orde 10 à 20 mg/l). Bestudering van het gedrag van de natuurlijke, niet-radioactieve nucliden zou hierover informatie kunnen verschaffen.

2.3. De verwijdering van radionucliden in de zuivering.

Praktijkgegevens over verwijderingspercentages van radionucliden in RIWA-lidbedrijven waren vóór de kernramp in Tsjernobyl nauwelijks voorhanden, omdat de concentraties in het oppervlaktewater normaal dicht bij de onderste analysegrens liggen.

Uit onderzoek van de Antwerpse Waterwerken (AWW) blijkt het verwijderingsrendement in het productiecentrum Notmeir-Walem (coagulatie met Al, snelle en langzame zandfiltratie) over de periode 1970 - 1980 voor α -stralers gemiddeld 76% te zijn geweest en voor β -stralers (inclusief K-40) 36%.

Tijdens een speciaal hiertoe opgezet experiment in het AWW-Productiecentrum Oelegem (bekken, coagulatie met Al, snelle en langzame zandfiltratie), werd over de periode 7 - 16 september 1977 een gemiddelde balans opgemaakt voor een aantal radionucliden die in meetbare hoeveel-

heid voorkwamen. Uit de resultaten valt af te leiden dat de verwijderingspercentages niet zeer hoog waren. Radium-226 scoorde met 50% het hoogst, strontium daarentegen bleek niet te worden geëlimineerd, evenmin als tritium, dat in de vorm van getritieerd water (HTO) voorkomt. Verwijdering geschiedt grotendeels tijdens de coagulatie-flocculatiestap.

Metingen van de Brusselse Intercommunale Waterleiding Maatschappij (B.I.W.M.) te Tailfer (ca. 45 km stroomafwaarts van de kerncentrale Chooz) tonen aan, dat onder normale omstandigheden van de globale β - en γ -activiteit gemiddeld slechts ca. 50% verwijderd wordt.

Naar aanleiding van het ongeval te Tsjernobyl werden door of voor de RIWA-lidbedrijven en de BIWM een groot aantal metingen verricht, teneinde de situatie op de voet te volgen. Voor zover deze metingen betrekking hebben op het water vóór en na de zuivering, is het mogelijk enkele conclusies te trekken.

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de verwijderingsrendementen zoals die uit de meetresultaten voor β -activiteit worden afgeleid. De cijfers lopen nogal uiteen en bij een nadere beschouwing blijkt, dat niet alle gegevens met elkaar vergeleken mogen worden. In principe dienen de rendementen immers bepaald te worden door vergelijking van meetwaarden onmiddellijk vóór en na de zuivering. Deze waarden zijn niet steeds beschikbaar: zo werd voor WRK-III en PWN-Andijk het inlaatbekken meegenomen (verblijftijd resp. ± 8 en ± 5 weken) waardoor te hoge rendementen berekend worden vergeleken met de eigenlijke zuivering (zie Andijk). Voor de beoordeling is ook van belang of de behandelingsinstallaties overdekt dan wel open zijn. De langzame zandfilters van AWW zijn niet overdekt, wat in de gegeven omstandigheden (fall-out) te lage rendementen oplevert.

Gezien de dominante rol van de coagulatie-flocculatie, die met uitzondering van Leiduin bij alle bedrijven aanwezig is, mag men verwachten dat de zuiveringsrendementen, rekening houdend met bovenstaande opmerkingen, vergelijkbaar zijn. In werkelijkheid treft men vier cijfers aan van rond de 50% (BIWM, PWN, DWL Rotterdam) en daarnaast drie van ca. 80% (WRK,

GWA). Vermoedelijk spelen hierbij factoren als aandeel van neerslag in het ruwe water en de radionuclidensamenstelling een rol. Wel is duidelijk dat overdekking van de installatie voordelen biedt in geval de radionucliden door fall-out worden aangevoerd.

Tabel 2.2. Overzicht verwijderingsrendementen van de β -activiteit van de RIWA-lidbedrijven na "Tsjernobyl".

Bedrijf	Kenmerken behandeling	Periode	Rendement
WRK I-II	Coagulatie (ijzer), filtratie (overdekt). ruw-aankomst Leiduin:	04/13-05	84%
WRK III	Inlaatbekken, coagulatie (ijzer), filtratie (overdekt). inlaat IJsselmeer-filtraat:	04/13-05	72%
PWN (Andijk)	Inlaatbekken, coagulatie (ijzer), snelfiltratie (overdekt), koelfiltratie (overdekt) a. inlaat IJsselmeer-rein: b. ruw - rein:	04/13-05	73%
		10/13-05	50%
AWW (Notmeir-Walem)	Coagulatie (aluminium), snelfiltratie (overdekt), langzame filtratie (open). ruw - rein:	07/26-05	34%
GWA (Leiduin)	Beluchting (uitvlokking Fe), kool, snel- filtratie (overdekt), langzame filtratie (overdekt). ruw - rein	04/23-05	82%
BIWM (Tailfer)	Coagulatie (kool, aluminium), filtratie (overdekt), ozon. inlaat Maas - rein:	05/16-05	45%*
DWL Rotterdam (Kralingen)	Coagulatie (ijzer), ozon, filtratie (overdekt), koelfiltratie (overdekt). ruw - rein:	06/27-05	54%*
DWL Rotterdam (Berenplaat)	Coagulatie (kool, ijzer), filtratie (overdekt). ruw - rein:	06/27-05	50%*

* Restradioactiviteit zonder K-40.

Door de B.I.W.M. zijn tijdens de Tsjernobyl periode ook verwijderingsrendementen bepaald voor verschillende radionucliden. De verwijderingspercentages staan vermeld in tabel 2.3.

Tabel 2.3. Verwijderingspercentage in de zuivering van BIWM

Nucliden	Rendement: %
globale γ -activiteit	27 \pm 12
totale β -activiteit	45 \pm 12
molybdeen-99	10
ruthenium-103	69 \pm 9
tellurium-132	32 \pm 15
jood-131	33 \pm 7
cesium-134	57 \pm 18
cesium-137	54 \pm 24
lanthaan-140	10

Samenvattend kan worden gesteld, dat de metingen van de RIWA-lidbedrijven gedurende de Tsjernobyl-periode (mei 1986) hebben aangetoond, dat het zuiveringsrendement voor de radioactieve besmetting, gemeten als β -radioactiviteit, varieerde van 30 tot 80% met een gemiddelde van ongeveer 50%. Dit wijkt niet veel af van de schaarse gegevens van vòòr Tsjernobyl. De metingen van B.I.W.M. aan individuele radionucliden tonen eveneens aan, dat een waterleidingtechnisch geavanceerde, maar uit oogpunt van nuclidenverwijdering conventionele zuivering een rendement heeft waarvan de grootte-orde 50 \pm 20% bedraagt. Dit is laag t.o.v. de zuiveringsrendementen van conventionele verontreinigingen (90 à 99%).

3. Gevolgen van een kernsmeltingsongeval voor de drinkwatervoorziening.

3.1. De radioactieve emissie (bronterm) bij een kernsmeltingsongeval (KMM-ongeval).

Bij een ernstig ongeval in een kerncentrale kan een deel van de radioactieve stoffen in de reactorkern in de atmosfeer komen. Deze lozing vormt een radioactieve wolk bestaande uit gassen (vnl. edelgassen) en aerosolen. De gassen verspreiden zich in de atmosfeer en spelen derhalve voor de drinkwatervoorziening geen rol, maar de aerosolen zullen door droge of natte depositie land en water besmetten. De grootte van de emissie die aan de RIWA-berekeningen ten grondslag ligt, is ontleend aan het Advies van de Gezondheidsraad 1984 inzake de bronterm van kerncentrales [8], gebaseerd op het rapport van de Commissie Reactorveiligheid 1982 [9]. Er wordt uitgegaan van een KMM-ongeval, d.w.z. een calamiteit volgens het thans als het meest ernstige geldende scenario voor een 1.000 MWe centrale.

Tabel 3.1. geeft een overzicht van de 48 belangrijkste nucliden voor wat betreft de inhoud van de kern en het uitworppcentage, aangevuld met gegevens over hun verval (halveringstijd resp. vervalconstante), de opnamelimit overeenkomend met een stralingsdosis van 5 mSv/a en de daaruit afgeleide "permanente en momentane normen" voor drinkwater (drinkwaterverbruik 2 l per persoon per dag; 10% van de dosis via drinkwater).

De hier gegeven "momentane normen" van de individuele radionucliden leiden elk afzonderlijk tot de toegestane belasting via drinkwater (10% van de jaardosis). Bij aanwezigheid van meerdere radionucliden mogen de getallen zelf niet als norm worden gehanteerd. Zij dienen vooral om vast te stellen in hoeverre de "cocktail" van radionucliden de "norm" overschrijdt (zie p. 8).

tabel 3.1. Algemene gegevens van radionucliden.

Nuclide	Verval-		Opname- limiet [Bq/a]	"Normering"		Kern- inhoud [Bq]	Uitworp	
	constante [1/dag]	T _{1/2} [dag]		permanent	momentaan [Bq/1]		[%]	[Bq]
Co-58	9,76x10 ⁻³	71	5x10 ⁶	685	2512	2,89x10 ¹⁶	2	6x10 ¹⁴
Co-60	3,61x10 ⁻⁴	1920	7x10 ⁵	96	102	1,07x10 ¹⁶	2	2x10 ¹⁴
Rb-86	3,71x10 ⁻²	18,7	2x10 ⁶	274	3707	9,62x10 ¹⁴	10	1x10 ¹⁴
Sr-89	1,33x10 ⁻²	52,1	2x10 ⁶	274	1341	3,48x10 ¹⁸	1	3x10 ¹⁶
Sr-90	6,73x10 ⁻⁵	10300	1x10 ⁵	14	14	1,37x10 ¹⁷	1	1x10 ¹⁵
Sr-91	1,73	0,4	6x10 ⁶	822	519860	4,07x10 ¹⁸	1	3x10 ¹⁶
Y-90	2,60x10 ⁻¹	2,67	2x10 ⁶	274	25961	1,44x10 ¹⁷	0,3	4x10 ¹⁴
Y-91	1,17x10 ⁻²	59	2x10 ⁶	274	1191	4,44x10 ¹⁸	0,3	1x10 ¹⁶
Zr-95	1,06x10 ⁻²	65,2	5x10 ⁶	685	2714	5,55x10 ¹⁸	0,3	2x10 ¹⁶
Zr-97	9,76x10 ⁻¹	0,71	2x10 ⁶	274	97626	5,55x10 ¹⁸	0,3	1x10 ¹⁶
Nb-95	1,98x10 ⁻²	35	8x10 ⁶	1096	7927	5,55x10 ¹⁸	0,3	2x10 ¹⁶
Mo-99	2,48x10 ⁻¹	2,8	4x10 ⁶	548	49511	5,92x10 ¹⁸	2	1x10 ¹⁷
Tc-99m	2,77	0,25	3x10 ⁸	41096	41588831	5,18x10 ¹⁸	2	5x10 ¹⁶
Ru-103	1,75x10 ⁻²	39,5	7x10 ⁶	959	6152	4,07x10 ¹⁸	2	8x10 ¹⁶
Ru-105	3,65	0,19	2x10 ⁷	2740	3648143	2,66x10 ¹⁸	2	2x10 ¹⁶
Ru-106	1,89x10 ⁻³	366	7x10 ⁵	96	133	9,25x10 ¹⁷	2	2x10 ¹⁶
Rh-105	4,62x10 ⁻¹	1,5	1x10 ⁷	1370	231049	1,81x10 ¹⁸	2	3x10 ¹⁶
Te-127	1,78	0,39	3x10 ⁷	4110	2665951	2,18x10 ¹⁷	30	4x10 ¹⁶
Te-127m	6,36x10 ⁻³	109	2x10 ⁶	274	705	4,07x10 ¹⁶	30	1x10 ¹⁶
Te-129	13,9	0,05	1x10 ⁸	13699	69314718	1,15x10 ¹⁸	30	1x10 ¹⁶
Te-129m	2,06x10 ⁻²	33,6	2x10 ⁶	274	2064	1,96x10 ¹⁷	30	6x10 ¹⁶
Te-131m	5,55x10 ⁻¹	1,25	1x10 ⁶	137	27726	4,81x10 ¹⁷	30	1x10 ¹⁷
Te-132	2,13x10 ⁻¹	3,25	8x10 ⁵	110	8531	4,44x10 ¹⁸	30	1x10 ¹⁸
Sb-127	1,79x10 ⁻¹	3,88	3x10 ⁶	411	26797	2,26x10 ¹⁷	30	6x10 ¹⁶
Sb-129	3,85	0,18	1x10 ⁷	1370	1925409	1,22x10 ¹⁸	30	1x10 ¹⁷
I-131	8,61x10 ⁻²	8,05	1x10 ⁵	14	431	3,15x10 ¹⁸	10	3x10 ¹⁷
I-132	6,93	0,1	1x10 ⁷	1370	3465736	4,44x10 ¹⁸	10	8x10 ¹⁶
I-133	7,88x10 ⁻¹	0,88	5x10 ⁵	68	19692	6,29x10 ¹⁸	10	5x10 ¹⁷
I-134	17,3	0,04	8x10 ⁷	10959	69314718	7,03x10 ¹⁸	10	1x10 ¹⁶
I-135	2,48	0,28	3x10 ⁶	411	371329	5,55x10 ¹⁸	10	3x10 ¹⁷
Cs-134	9,24x10 ⁻⁴	750	3x10 ⁵	41	48	2,78x10 ¹⁷	10	3x10 ¹⁶
Cs-136	5,33x10 ⁻²	13	2x10 ⁶	274	5332	1,11x10 ¹⁷	10	1x10 ¹⁶
Cs-137	6,30x10 ⁻⁵	11000	4x10 ⁵	55	55	1,74x10 ¹⁷	10	2x10 ¹⁶
Ba-140	5,42x10 ⁻²	12,8	2x10 ⁶	274	5415	5,92x10 ¹⁸	1	6x10 ¹⁶
La-140	4,15x10 ⁻¹	1,67	2x10 ⁶	274	41506	5,92x10 ¹⁸	0,3	2x10 ¹⁶
Ce-141	2,15x10 ⁻²	32,3	6x10 ⁶	822	6440	5,55x10 ¹⁸	0,3	2x10 ¹⁶
Ce-143	5,02x10 ⁻¹	1,38	4x10 ⁶	548	100456	4,81x10 ¹⁸	0,3	1x10 ¹⁶
Ce-144	2,44x10 ⁻³	284	8x10 ⁵	110	166	3,15x10 ¹⁸	0,3	9x10 ¹⁵
Pr-143	5,06x10 ⁻²	13,7	3x10 ⁶	411	7589	4,81x10 ¹⁸	0,3	1x10 ¹⁶
Nd-147	6,24x10 ⁻²	11,1	4x10 ⁶	548	12489	2,22x10 ¹⁸	0,3	7x10 ¹⁵
Np-239	2,95x10 ⁻¹	2,35	6x10 ⁶	822	88487	6,07x10 ¹⁹	0,3	2x10 ¹⁷
Pu-238	2,13x10 ⁻⁵	32500	3x10 ⁴	4	4	2,11x10 ¹⁵	0,3	6x10 ¹²
Pu-239	7,79x10 ⁻⁸	8,9x10 ⁶	2x10 ⁴	3	3	7,77x10 ¹⁴	0,3	2x10 ¹²
Pu-240	2,89x10 ⁻⁷	2,4x10 ⁶	2x10 ⁴	3	3	7,77x10 ¹⁴	0,3	2x10 ¹²
Pu-241	1,30x10 ⁻⁴	5350	1x10 ⁶	137	140	1,26x10 ¹⁷	0,3	4x10 ¹⁴
Am-241	4,62x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁵	5x10 ³	1	1	6,28x10 ¹³	0,3	2x10 ¹¹
Cm-242	4,25x10 ⁻³	163	2x10 ⁵	27	54	1,85x10 ¹⁶	0,3	6x10 ¹³
Cm-244	1,05x10 ⁻⁴	6630	9x10 ³	1	1	8,51x10 ¹⁴	0,3	3x10 ¹²
cock- tail				n	conc. nuclide _i			
				Σ	-----			
				i=1	norm nuclide _i			

Het is interessant de KMM-bronterm te vergelijken met de geschatte uitworp van radionucliden van de Tsjernobyl reactor [10] die eveneens een vermogen van 1.000 MWe had. Tabel 3.2. geeft een overzicht voor die nucliden, waarvan uit voorgaande berekeningen gebleken is dat ze het meest relevant zijn.

Tabel 3.2. Bronterm KMM-ongeval en Tsjernobyl [10].

Radio-nucliden	KMM			Tsjernobyl			Verhouding tussen Tsjernobyl en KMM
	Kerninhoud Bqx10 ¹⁷	Uitstoot %	Bronterm Bqx10 ¹⁶	Kerninhoud Bqx10 ¹⁷	Uitstoot %	Bronterm Bqx10 ¹⁶	
<u>Vluchtig</u>							
I-131	31,5	10	31,5	13	20	26	0,83
Te-132	44	30	132	3,2	15	5	0,04
Cs-134	2,8	10	2,8	1,9	10	1,9	0,68
Cs-137	1,7	10	1,7	2,9	13	3,7	2,18
<u>Niet-vluchtig</u>							
Sr-90	1,4	1	0,14	2,0	4	0,8	5,7
Ru-106	9,3	2	1,86	20	3	6	3,2
Ce-144	32	0,3	0,96	32	3	9,6	10

Uit deze vergelijking blijkt, dat de KMM-bronterm de uitworp van de vluchtige nucliden jood-131 en tellurium-132 overschat. Gezien de korte halveringstijd van tellurium-132 ($T_{1/2} = 3,25$ d) heeft de grote overschatting op langere termijn geen invloed. Voor de cesiumisotopen-134 en -137 is het beeld gemengd, terwijl voor de niet vluchtige radionucliden het Tsjernobyl-ongeval tot hogere uitkomsten leidt. Dit is wellicht niet verwonderlijk in de wetenschap, dat het dak van de reactor in elk geval gedeeltelijk er af is geblazen en dat de temperatuur in de reactor als uitzonderlijk hoog is gerapporteerd [11].

3.2. Berekeningsgrondslag.

Bij de berekeningen is uitgegaan van de depositie, die door het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), voor het KMM-scenario is bepaald voor






 Lokaties	 Opp.vl.waterinname t.b.v. drinkw. productie	 Duininfiltratie winningen
1 Borssele	1 Biesbosch	1 Den Haag
2 Maasvlakte	2 Haringvliet	2 Leiden
3 Eems	3 Braakman	3 Haamstede
4 West. NOP-dijk	4 Berenplaat	4 Ouddorp
5 Moerdijk	5 Kralingen	5 Leiduin
6 Doel	6 Dordrecht	6 Castricum/Wijk aan Zee
	7 IJsselmeer	
	8 Wrange	
	9 Loen derveenseplas	
	10 Broechem	
	11 Lier - Duffel	
	12 Andetse Maas	

Fig. 3. Locaties kerncentrales en waterwinplaatsen.

48 radionucliden. Deze depositie vindt plaats in ringsegmenten, die tot een afstand van 50 km van de kerncentrale zijn berekend. Voor afstanden groter dan 50 km is door extrapolatie van de ECN-gegevens een depositiefactor bepaald. Met deze depositie zijn door de RIWA aanvullende berekeningen gemaakt om voor alle actuele en potentiële locaties voor kerncentrales de gevolgen van een kernsmeltingsongeval voor de drinkwatervoorziening te bepalen. Dit is uitgevoerd zowel voor open (bekkens) als gesloten winningen (infiltratie) (zie fig. 3).

Als bepalende factoren voor de concentratie van de radionucliden in het water kunnen de volgende drie processen onderscheiden worden (waarbij opgemerkt dient te worden dat het totale effect wordt verkregen door deze processen te superponeren):

a. radioactief verval:

Door het radioactief verval neemt de concentratie van elke nuclide af in de tijd. De vervalconstante (λ) is voor elk radionuclide bekend, zodat de concentratie op tijdstip t (C_t) berekend kan worden als functie van de beginconcentratie (C_0):

$$C_t = C_0 \times e^{-\lambda t}$$

b. verdringing:

Door doorspoeling en verdringing van het verontreinigde water met relatief schoon water kan het gehalte aan radionucliden verder verlaagd worden. Het effect van dit proces is afhankelijk van de concentratie van het instromende water (C_{in}) en de gemiddelde verblijftijd ($T = V/Q$).

Bij volledig gemengde bekkens kan dit proces beschreven worden door:

$$C_t = C_0 \times e^{-t/T} + C_{in} \times (1 - e^{-t/T})$$

Terwijl bij volkomen propstroombekkens geldt:

$$C_t = C_0 \quad \text{als } t < T$$

$$C_t = C_{in} \quad \text{als } t \geq T$$

c. verwijdering:

Radionucliden kunnen uit de waterfase verwijderd worden door zuiveringsprocessen, adsorptie aan zwevende stof of sediment of bij de passage van een bodempakket. Zoals in par. 2.3 is gesteld ligt het totale effect van de conventionele zuivering in de orde van grootte

van 50%. In dit zuiveringsrendement is tevens verdisconteerd, dat een deel van de radionucliden (ruthenium, cesium en cerium) gedeeltelijk aan het slib wordt gebonden. Derhalve kan het totale effect van deze verwijdering worden geschematiseerd tot:

$$C_t = \frac{1}{2} \times C_0$$

Op grond van bovenstaande processen kan het gehalte van elk nuclide in de tijd bepaald worden. Door normering met de permanente of momentane norm (zie par. 2.1) kan vervolgens de "totale concentratie" (de cocktail) bepaald worden. In de beginfase wordt het belangrijkste deel van de normoverschrijding bij de permanente norm bepaald door de kortlevende nucliden (zoals I-131). Door de grote vervalconstante van deze nucliden neemt de overschrijding echter snel af. Hierdoor worden de nucliden met een kleine vervalconstante (Sr-90, Ru-106, Cs-137 etc) belangrijker en neemt de normoverschrijding nog maar langzaam af (vooral t.g.v. doorspoeling en verdringing).

De normoverschrijding bij de momentane norm is weliswaar lager, maar hierin is het radioactief verval reeds verwerkt, zodat de overschrijding slechts langzaam afneemt. Derhalve zal de normoverschrijding bij de momentane en permanente normering alleen gedurende de beginfase essentieel verschillen, terwijl de eindresultaten voor de beide normeringen nagenoeg gelijk zijn (zie fig. 4). Daarom zal alleen de momentane normering bekeken worden. In de volgende twee paragrafen zal dit verder uitgewerkt worden voor bekkens en duininfiltratie.

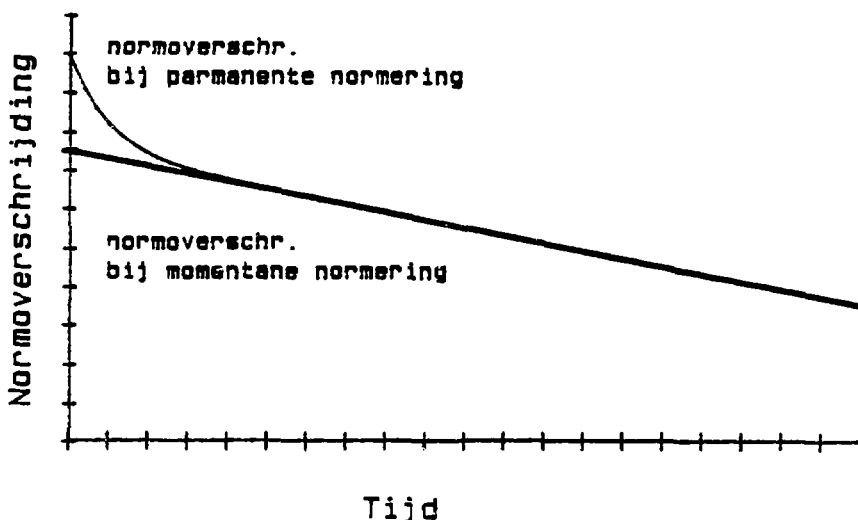


Fig. 4: Normoverschrijding gedurende de tijd bij permanente en momentane normering.

3.3. Gevolgen voor de drinkwatervoorziening via bekkens.

Bij de winningen via open bekkens is vooral de depositie op het wateroppervlak van belang. Deze depositie is afhankelijk van de afstand tussen de winning en de reactor. Als voorbeeld wordt de winning aan het IJsselmeer vergeleken met de (mogelijke) locatie Noordoostpolderdijk aan de rand van het IJsselmeer en de mogelijke locatie Moerdijk op 120 km afstand. Aangenomen wordt, dat de gedeponeerde activiteit geheel over het volume wordt gemengd. Dit leidt dan tot een beginconcentratie van 330 x de momentane norm bij de locatie NOP-dijk en van 10 x de momentane norm bij de locatie Moerdijk.

Bij de berekeningen is aangenomen, dat eventuele radioactieve besmetting van het toegevoerde water (in dit geval Rijnwater via de IJssel) verhoudingsgewijs gering en kortdurend zal zijn, zodat nieuwe instroom van radionucliden verwaarloosd kan worden ($C_{in} = 0$). Als voorts wordt aangenomen, dat de verblijftijd in het IJsselmeer $3/4$ jaar bedraagt en dat in de zuivering een verwijdering van 50% optreedt, dan duurt het nog bijna 3 jaar bij de locatie NOP-dijk en 8 maanden bij de locatie Moerdijk, voordat het water van het IJsselmeer weer geschikt is voor de drinkwaterproduktie. In tabel 3.3 worden voor alle mogelijke combinaties van winningen en locaties van een kerncentrale de berekende perioden van overschrijding van de momentane norm gegeven.

Tabel 3.3. Aantal weken, dat het water de "momentane norm" overschrijdt, in geval van een KMM-bronterm.

Locaties	(mogelijke) kerncentrales					
	Borssele	Doel	Eems	Maas- vlakte	Moerdijk	NOP-dijk
Andelse Maas	4	5	0	5	6	4
Berenplaat	5	5	0	5	5	5
Biesbosch	6	6	0	8	14	1
Braakman	23	19	0	8	8	0
Broechem	13	23	0	10	17	0
Grote Rug	33	48	0	52	78	13
Haringvliet	24	26	0	28	29	1
IJsselmeer	0	1	37	32	32	152
Kralingen	3	3	0	3	3	3
Lier-Duffel	8	8	0	8	8	0
Loenderveense plas	5	7	0	12	13	11
Wrange	24	20	0	13	13	0

Ter vergelijking geeft tabel 3.4 het resultaat van dezelfde berekening voor de Biesbosch bekkens en het IJsselmeer, uitgaande van de geschatte bronterm van het Tsjernobyl ongeval. Tengevolge van de grotere uitstoot van niet-vluchtige langlevende nucliden (zie tabel 3.2) worden de normoverschrijdingsperioden verlengd met 2 tot 3 weken voor de Biesbosch bekkens en 3 tot 6 maanden voor het IJsselmeer.

Tabel 3.4. Aantal weken, dat het water de "momentane norm" overschrijdt, in geval van de Tsjernobyl-bronterm.

Locaties	(mogelijke) kerncentrales					
	Borssele	Doel	Eems	Maas- vlakte	Moerdijk	NOP-dijk
Biesbosch	8	9	0	10	17	3
IJsselmeer	15	16	62	57	57	180

3.4. Gevolgen voor de drinkwatervoorziening via duininfiltratie.

Bij de duininfiltratie is vooral de depositie op de infiltratiemiddelen en het oppervlak en de percolatie van radioactief besmet water van belang. Vooral door percolatie van besmette neerslag kunnen de radionucliden snel migreren naar het freatisch water. Door de grote verblijftijdspreiding bij gesloten winning kan de eventuele besmetting van het freatisch water langdurig aanhouden.

Als voorbeeld zal het duininfiltratiegebied bij Den Haag nader worden beschouwd. Dit gebied ligt slechts 50 km van de mogelijke locatie Moerdijk en ruim 100 km van de NOP-dijk. Bij een kernsmeltingsongeval zal de depositie op dit gebied zeer hoog kunnen zijn. Wordt aangenomen, dat de depositie plaatsvindt in 10 mm neerslag, dan is de besmetting van het percolatiewater ca. 100.000 x de momentane norm bij een ongeval op de locatie Moerdijk en ca. 10.000 x de momentane norm indien het ongeval plaats vindt bij de NOP-dijk.

Zelfs indien na de bodempassage 99,99% van de totale activiteit door verval, dispersie in en adsorptie aan het bodempakket zou worden verwijderd, dan overschrijdt het water dat in Den Haag uit de duinen gewonnen wordt nog 10 x de momentane norm (Moerdijk), resp. evenaart de momentane norm (NOP-dijk). Ook hier wordt aangenomen, dat nieuwe instroom van radionucliden kan worden verwaarloosd, bv. door tijdelijke stopzetting van de infiltratie tot de Maas (of de Rijn) is schoongespoeld (ca. 2 weken). In tabel 3.5 wordt voor de mogelijke combinaties van winningen en kerncentrale-locaties de normoverschrijding van het gewonnen water gegeven.

Tabel 3.5. Factor, waarmee uit gesloten winning gewonnen water de "momentane norm" overschrijdt indien een verwijdering optreedt van 99,99% (KMM-ongeval).

	Borssele	Doel	Eems	Maas- vlakte	Moerdijk	NOP-dijk
Den Haag	2	2	0,02	20	10	1
Leiden	2	2	0,03	20	10	1
Haamstede	20	25	0,005	15	5	0,1
Ouddorp	10	20	0,01	50	10	0,2
Leiduin/Castricum	1	5	0,06	10	4	3
Wijk aan Zee	1	4	0,09	3	2	4

Hoewel de gegevens slechts summier zijn, tonen metingen na Tsjernobyl aan, dat met lagere verwijderingspercentages dan 99,99% rekening moet worden gehouden. Dit hangt sterk af van de samenstelling van het bodempakket. Is in de ondergrond veel veen of klei aanwezig, dan zal de verwijdering door adsorptie (ionenwisseling) aanzienlijk kunnen zijn. Zand daarentegen verwijdert weinig opgeloste activiteit. Het is derhalve mogelijk, dat 99,99% reductie van de totale activiteit bij de duinpassage te optimistisch is ingeschat. Zou er slechts 99% verwijdering optreden, dan nemen de in tabel 3.5 vermelde normoverschrijdingen toe met een factor 100.

Daar bij duininfiltratie in de regel geen versnelde doorspoeling mogelijk is, betekent de uiteindelijke overschrijding, dat het water gedurende maanden tot jaren ongeschikt is voor de produktie van drinkwater afhankelijk van het verspreidingsgedrag en de adsorptiecapaciteit in de ondergrond.

4. Referenties.

1. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication No. 26, 1977.
2. EG-Richtlijn 80/836/Euratom, Richtlijn van de Raad van 15 juli 1980 houdende wijziging van de richtlijnen tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren, 1980.
3. EG-Richtlijn 84/467/Euratom, Richtlijn van de Raad van 3 september 1984 tot wijziging van Richtlijn 80/836/Euratom met betrekking tot de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren, 1984.
4. Gezondheidsraad, Advies inzake stralingsbescherming in Nederland, de ICRP-aanbevelingen in de praktijk, Nota no. 1984/20, 1984.
5. Indicatief Meerjaren Programma Straling 1985 - 1989.
6. World Health Organization, Guidelines for Drinking Water Quality, Vol. 1. Recommendations, 1984.
7. Safety Series No. 57 "Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases", IAEA, Vienna 1982.
8. Gezondheidsraad, Advies inzake de bronterm van kerncentrales en de volksgezondheid (BKEV), Nota no. 1984/21, 1984.
9. Commissie Reactorveiligheid, Advies over de gewijzigde inzichten inzake de consequenties van ernstige reactorongevallen, 1982.

10. J.L Matteman, "Tsjernobyl, enkele oorzaken en gevolgen", De Ingenieur, 54 - 61, januari 1987.
11. L. Devell et al., "Initial Observations of Fallout from the Reactor Accident at Chernobyl", Nature, 321, 192 - 193, 1986.