

Radioactiviteit in de Nederlandse binnenwateren na Tsjernobyl

**RADIOACTIVITEIT
IN DE NEDERLANDSE BINNENWATEREN
NA TSJERNOBYL**

Nota nr. 89.008

Lelystad, december 1988

Auteurs: J. Kroesbergen, L. van Ballegooijen en E.J.B. Uunk

Dienst Binnenwateren/RIZA
Hoofdafdeling Algemeen Onderzoek
Onderafdeling Hydro- en Geochemie

INHOUDSOPGAVE

	pagina
Samenvatting	5
1. Inleiding	6
2. Methoden	7
2.1 Meetprogramma	7
2.2 Meetmethoden	9
3. Besmetting Nederlandse Binnenwateren	11
3.1 Besmetting oppervlaktewater	11
3.2 Besmetting zwevend slib	22
3.3 Besmetting waterbodern	27
3.4 Aquatische biota	57
3.5 Zuiveringsslib	59
4. Besmettingsbalans Nederlandse Binnenwateren	61
5. Gedrag van Radioactief Cesium in Aquatische Systemen	65
5.1 Inleiding	65
5.2 137Cs/134Cs verhouding in de depositie, t.g.v. Tsjernobyl	65
5.3 137Cs depositie t.g.v. kernwapenproeven	66
5.4 Relatie tussen verspreiding van 137Cs en verspreiding van microverontreinigingen	67
5.5 Relatie tussen 137Cs activiteit en samenstelling sediment	68
6. Discussie	83
6.1 Besmetting aquatisch milieu	73
6.2 Inspanningen Rijkswaterstaat na de kernramp	75
6.3 Procesonderzoek	77
6.4 Algemene aandachtspunten	78
7. Conclusies en Aanbevelingen	73
Literatuur	87
Aanhangsels:	
1. Radioactiviteit in zuiveringsslib ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval (H2O-artikel)	
2. Relatie tussen 137Cs activiteit en samenstelling sediment. Gebruikte formules.	

Lijst van tabellen

- 3.1.1 Overzicht van rest- β activiteiten in ongefiltreerd oppervlaktewater.
- 3.1.2 Gemiddelde maandelijkse afvoeren en zwevend stof gehalten in de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden van mei 1986 tot december 1987.
- 3.2.1 Overzicht van 137Cs activiteiten in zwevend stof.
- 3.2.2 137Cs en 134Cs activiteiten in zwevend slib in de Maas bij Eijsden.
- 3.3.1 Overzicht van de 137Cs activiteit in de bovenste centimeters van de waterbodern.
- 3.4.1 Verloop van activiteiten van 137Cs en 134Cs in driehoeksmosselen.
- 3.4.2 Verloop van activiteiten van 137Cs en 134Cs in het vlees van zwanemosselen en schildersmosselen.
- 3.4.3 Verloop van activiteit van 137Cs en 134Cs in vis uit het IJsselmeer.
- 3.4.4 137Cs en 134Cs activiteiten in het spierweefsel van toppereenden, gevangen in het IJsselmeergebied.
- 4.1 Berekening in- en uitvoer van 137Cs in de Nederlandse binnenwateren van mei 1986 tot december 1987.
- 4.2 Bijdrage van Rijn en Maas aan de belasting van de Nederlandse binnenwateren met 137Cs.
- 4.3 137Cs besmettingsbalans Nederland over de periode mei 1986 tot december 1987.
- 4.4 137Cs besmetting van de Nederlandse Binnenwateren.

- 5.2.1 $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding in de depositie ten gevolge van Tsjernobyl.
- 5.3.1 ^{137}Cs activiteiten in zwevend stof en bodem ten gevolge van fall-out.
- 5.4.1 Correlatie tussen de ^{137}Cs activiteit en de gehalten aan microverontreinigingen in het sediment in het Ketelmeer.
- 5.4.2 Massabalans voor ^{137}Cs in het Ketelmeer in 1987.
- 5.4.3 ^{137}Cs activiteiten in zwevend stof en sediment na correctie voor de fractie $< 16 \mu\text{m}$.
- 5.5.1 Verband tussen de ^{137}Cs activiteit en de samenstelling van de bovenste laag van het sediment, zoals berekend met multiple regressie. Overzicht van de gehele Nederlandse waterbodem.
- 5.5.2 Verband tussen de ^{137}Cs activiteit en de samenstelling van het sediment, zoals berekend met multiple regressie. Resultaten voor het IJsselmeergebied en het Noordelijk Deltabekken.
- 5.5.3 Gemiddelde samenstelling van de bovenste laag van het sediment, uitgedrukt in kg/m^3 nat sediment.
- 5.5.4 Bijdrage van de verschillende variabelen aan de lineaire regressie vergelijking.

Lijst van figuren

- 1 Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Rijn bij Lobith
- 2 Afvoeren van de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden in 1986 en 1987.
- 3 Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Maas bij Eijsden.
- 4 Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Westerschelde, de Maas bij Keizersveer, het Haringvliet en de Dommel.
- 5 Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater op verschillende plaatsen in het IJsselmeergebied.
- 6 Verspreiding van rest- β activiteit in oppervlaktewater in mei 1986, juni 1986, september 1986 en juni 1987.
- 7 Verloop van de totaal- β activiteit in zwevend rivierslib bij Lobith en Eijsden.
- 8 Verloop van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in de Rijn bij Lobith.
- 9 Verloop van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivier- slib in de Maas bij Eijsden en Keizersveer.
- 10 Verspreiding van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in juni 1986, voorjaar 1987 en zomer 1987.
- 11 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de bovenste laag van het sediment in de Lek bij Hagestein, de Nieuwe Maas en de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel.
- 12 Verloop van ^{137}Cs activiteit in bovenste centimeters van de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer.
- 13 ^{137}Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. Diepteprofielen.
- 14 Ruimtelijke verdeling van de ^{137}Cs activiteit in de bovenste centimeters van het sediment over het Ketelmeer in februari 1987.
- 15 Relatie tussen ^{137}Cs activiteit en het gehalte aan deeltjes $< 16 \mu\text{m}$ in de bovenste centimeters van Ketelmeersediment in februari 1987.
- 16 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het IJsselmeer.
- 17 ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in het IJsselmeer (IJ23). Diepteprofielen.
- 18 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in het Markermeer en de Oostvaardersplassen.
- 19 ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in de Oostvaardersplassen. Diepteprofielen.
- 20 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de bovenste laag van het sediment in de Amer en de Nieuwe Merwede.
- 21 ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in de Amer. Diepteprofielen.
- 22 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Hollands Diep.
- 23 ^{137}Cs in de waterbodem in het Hollands Diep. Diepteprofielen.
- 24 Tijdprofielen van ^{137}Cs in het bodemsediment in het Haringvliet.
- 25 ^{137}Cs activiteit in het sediment bij de Haringvlietstuizen. Diepteprofielen.
- 26 ^{137}Cs activiteit in de bovenste 2 cm van het sediment op een aantal lokaties in het Noordelijk Deltabekken in augustus 1986.
- 27 Bodemprofielen van een aantal bemonsterde lokaties in het Noordelijk Deltabekken.
- 28 Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem van het Amsterdam-Rijnkanaal, Noordzeekanaal en Dommel.
- 29 Verspreiding van de ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in september 1986 en zomer 1987.

Insteekkaarten

- 1 Monsterlokaties ten behoeve van radioactiviteitsonderzoek
- 2 Monsterlokaties in het Noordelijk Deltabekken
- 3 ^{137}Cs activiteit in de laag 0 - 2 cm van het sediment in het Noordelijk Deltabekken in augustus 1986.

Samenvatting

Op 26 april 1986 vond een ongeval plaats in een Russische kerncentrale in Tsjernobyl, waarbij een grote hoeveelheid radioactieve stoffen in de atmosfeer terecht kwam. Begin mei bereikte deze wolk Nederland, waarbij vooral door regenval een aanzienlijke hoeveelheid radionucliden het aardoppervlak bereikte. In deze nota wordt een overzicht gegeven van de effecten, die deze ramp op het aquatisch milieu in Nederland gehad heeft. Resultaten worden gegeven van metingen, welke in de Nederlandse binnenwateren zijn verricht in de periode mei 1986 tot en met december 1987. Tevens wordt aandacht besteed aan onderzoek naar het gedrag van ^{137}Cs in het aquatisch milieu.

In het oppervlaktewater werden begin mei 1986 maximale rest- β activiteiten gemeten van 5 - 15 kBq/m³. Dit was een verhoging met meer dan een factor 200. In enkele wateren, onder andere de Dommel en de Oostvaardersplassen werden activiteiten tot 150 kBq/m³ gemeten. Na mei namen de activiteiten snel af en begin 1987 lagen vrijwel overal de waarden weer op het peil van voor de kernramp. Alleen in het IJsselmeer was de activiteit eind 1987 nog met een factor 2 verhoogd vanwege nalevering vanuit het Ketelmeer. De maximale ^{137}Cs activiteiten bedroegen ca. 1 Bq/l.

In zwevend slib werden in Rijn en Maas maximale ^{137}Cs activiteiten gemeten van 7 - 10 kBq/kg, een verhoging met een factor 500 - 1000. Ook in andere wateren werden sterk verhoogde waarden gemeten. Na een aanvankelijke snelle daling verliep de daling in de activiteit in 1987 nog slechts langzaam. Eind 1987 waren de waarden nog steeds met een factor 10 - 20 verhoogd. Verwacht mag worden dat de activiteiten nog geruime tijd verhoogd zullen blijven.

In de nazomer van 1986 werden in de waterbodem ^{137}Cs activiteiten gemeten van 15 - 900 Bq/kg. Voor mei 1986 bedroegen deze waarden 1 - 20 Bq/kg. De hoogste activiteiten werden gevonden in het oostelijk deel van het Noordelijk Deltabekken en in de Dommel. De belading van de bodem werd bepaald door de directe depositie en door de aanvoer van besmet slib via de grote rivieren. Medio 1987 werden op de meeste lokaties nog steeds significant verhoogde activiteiten gemeten. De hoogste activiteiten werden nu gevonden in het Haringvliet, het Ketelmeer en de Oostvaardersplassen. Evenals in zwevend stof zullen de activiteiten in de bodem nog geruime tijd verhoogd blijven.

Een besmettingsbalans van de Nederlandse binnenwateren werd opgesteld voor ^{137}Cs . De aanvoer via de Rijn was ongeveer gelijk aan de directe depositie. Het transport via de

grote rivieren vond in belangrijke mate plaats in de 'opgeloste' fase.

De depositie in de waterbodem bedroeg gemiddeld 2000 Bq/m². Deze is hoger dan de terrestrische besmetting vanwege afspoeling van het land en aanvoer via de grote rivieren. Eind 1987 bedroeg de resterende belasting in de bovenste 5 cm nog 1200 Bq/m². Deze daling werd veroorzaakt door herverdeling en begraving van besmet slib en door afvoer naar de Noordzee.

In mosselen, vissen en eenden trad een geringe stijging op in de ^{137}Cs activiteit tot 100 Bq/kg. In vissen was de accumulatie groter dan in mosselen en eenden. Het moment, waarop de maximale activiteiten aangetroffen werden, varieerde van mei 1986 voor driehoeksmosselen tot medio 1987 voor baars. Eind 1987, was in de mosselen en vissen een daling in de activiteiten duidelijk ingezet. De belasting van de meeste biota lijkt relatief gering te zijn geweest. Echter enkele soorten met een specifiek voedingspatroon, zoals de aalscholver, kunnen wel een aanzienlijke stralingsbelasting hebben opgelopen.

De inspanningen van DBW/RIZA en Rijkswaterstaat na de ramp worden geëvalueerd. In het algemeen is, gezien de algemene afbouw van radioactiviteitsmetingen in de jaren tachtig, adequaat gereageerd op de kernramp. Wel waren er een aantal knelpunten. Bij het uitvoeren van de metingen deed zich het gebrek aan parate deskundigheid en meetapparatuur gelden. In 1987 is bij DBW/RIZA een γ -spectrometer geïnstalleerd. Bij Rijkswaterstaat deed zich vooral het gebrek aan een calamiteitenprogramma gelden, waarin aandacht besteed werd aan de regionale problematiek. Het ontbreken van interventieniveaus in water, metingen van de afzonderlijke nucliden en het gebrek aan inzicht in het gedrag van nucliden in het aquatisch milieu maakten het voeren van een slagvaardig beleid erg moeilijk.

Enkele resultaten van onderzoek naar het gedrag van ^{137}Cs in het aquatisch milieu worden besproken. De $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhoudingen van de deposities in bodem en zwevend stof bedroegen resp. 1,95 en 2,08. Dit verschil was significant. Het gedrag van ^{137}Cs in het Ketelmeer is vergeleken met het gedrag van andere microverontreinigingen. I.t.t. andere metalen trad er medio 1987 geen netto-accumulatie in het meer op. Alleen een herverdeling van cesium over de zwevend stof en water fase was zichtbaar. Een aanzet wordt gegeven voor een model, dat het gedrag van cesium beschrijft. Een relatie is gelegd tussen de ^{137}Cs accumulatie en de samenstelling van bodemmateriaal. Significante correlaties werden gevonden met de minerale fractie < 16 μm en met de organische stof fractie van het sediment.

1: INLEIDING

Op 26 april 1986 gebeurde er in een Russische kernreactor in Tsjernobyl een ernstig ongeval. Hierdoor kwam tussen 26 april en 6 mei een grote hoeveelheid radioactieve stoffen vrij in de atmosfeer die door de wind over grote delen van Europa verspreid werd. De eerste berichten over de kernramp kwamen uit Finland en Zweden, waar op 28 april verhoogde activiteiten in de lucht werden gemeten.

Op 2 mei bereikte de radioactieve wolk vanuit het zuid-oosten Nederland. Tussen de avond van 2 mei en de ochtend van 4 mei trok een groot aantal buien over Nederland, waarvan sommige vergezeld gingen van zware onweersbuien. Hierdoor vielen van plaats tot plaats zeer uiteenlopende hoeveelheden regen, waarbij aanzienlijke hoeveelheden radionucliden op het aardoppervlak terecht kwamen. De belangrijkste kortlevende* nucliden in de depositie waren ^{131}I , ^{132}Te en ^{103}Ru . Van de langlevende nucliden waren ^{137}Cs en ^{134}Cs de meest voorkomende.

Op 1 mei werd door DBW/RIZA begonnen met het dagelijks bemonsteren van het oppervlaktewater van de grote rivieren. Snel daarna werd het aantal monsterpunten uitgebreid en werd ook zwevend rivierslib bemonsterd. Hierbij was de aandacht vooral gericht op de kortlevende nucliden, omdat deze in de hoogste concentraties in de depositie aanwezig waren. Nadat de activiteiten in het oppervlaktewater sterk gedaald waren, werd in juni 1986 de nadruk gelegd op het meten van effecten op langere termijn. Onderzoeken werden uitgevoerd naar de besmetting van de waterbodem, regelmatig overstroomde oevers, biota en zuiveringsslib. Hierbij werd veel aandacht besteed aan de langlevende nucliden en wel in het bijzonder cesium-137 en cesium-134. Tenslotte werd een langlopend wetenschappelijk onderzoek opgestart naar het gedrag van cesium in het aquatisch milieu.

Doelstellingen van het uitgevoerde onderzoek waren:

- bepaling van de belasting van de Nederlandse binnenwateren met radioactieve stoffen in relatie tot de directe depositie en de aanvoer van Rijn en Maas;
- inzicht verkrijgen in de horizontale verspreiding van radioactieve stoffen in de waterbodem, in het bijzonder in de sedimentatiegebieden;
- bepaling van de verticale verspreiding in de waterbodem;
- meting van de accumulatie van radioactieve stoffen in aquatisch biologisch materiaal;
- bestudering van de mogelijkheid om met behulp van radioactieve stoffen processen als sedimentatie, resuspensie, bodemmenging en sedimenttransport te volgen.

Gedeelten van het door DBW/RIZA uitgevoerde onderzoek zijn reeds eerder gepubliceerd. Zo zijn de eerste metingen van de radioactiviteit in het oppervlaktewater al beschreven

(Ve86). Ook het effect van de kernramp op het zuiveringsslib is gepubliceerd (Ba87). Tenslotte zijn in 1987 de eerste resultaten van het langlopende wetenschappelijke onderzoek gepubliceerd (He87a). Tevens zijn de gegevens gebruikt bij het opstellen van de CCRX-rapportages over de gevolgen van Tsjernobyl (CCR86, CCR88).

Het doel van deze nota is om een totaal-overzicht te geven van de effecten, welke de kernramp in Tsjernobyl gehad heeft op de Nederlandse wateren. Hierbij worden de metingen, welke in de diverse compartimenten (water, zwevend stof, bodem, biota) uitgevoerd zijn, in hun samenhang gepresenteerd. Omdat het onderzoek nog steeds loopt, is gekozen voor de periode mei 1986 tot en met december 1987. Deze periode is lang genoeg om ook een indruk te krijgen van de effecten, welke op lange termijn nog op zullen treden. Het onderzoek naar de besmetting van de regelmatig overstroomde oevers wordt niet in deze nota besproken. Hiervoor wordt verwezen naar de beide CCRX-rapportages (CCR86, CCR88).

In hoofdstuk 2 zal een beschrijving gegeven worden van het uitgevoerde meetprogramma en de gehanteerde analysemethoden. In hoofdstuk 3 komen de activiteitsmetingen in het water, het zwevend stof en de bodem aan de orde. Tevens zal in dit hoofdstuk de besmetting van biologisch materiaal en zuiveringsslib besproken worden. Hoofdstuk 4 geeft een overzicht van de hoeveelheid radionucliden, welke als gevolg van Tsjernobyl zijn geaccumuleerd in de Nederlandse wateren. Het procesonderzoek komt ter sprake in hoofdstuk 5. Omdat het wetenschappelijk onderzoek naar het gedrag van radionucliden in het aquatisch milieu nog gaande is, zullen hier slechts enkele aspecten behandeld worden.

Een meer uitgebreide beschrijving van de resultaten van het procesonderzoek zal separaat worden gepubliceerd. Hoofdstuk 6 geeft een algemene discussie van de resultaten. Tevens wordt in dit hoofdstuk een verwachting gegeven ten aanzien van de toekomstige ontwikkeling van de besmetting van het aquatisch milieu. Tenslotte worden in hoofdstuk 7 de belangrijkste conclusies samengevat. Tevens worden ook enkele aanbevelingen gedaan met betrekking tot te nemen toekomstige maatregelen. De documentatie van alle meetresultaten, welke door DBW/RIZA verzameld zijn naar aanleiding van Tsjernobyl, worden niet gepresenteerd in deze nota, maar zijn te vinden in een afzonderlijke nota (Meetgegevens Radioactiviteit in de Nederlandse Binnenwateren na Tsjernobyl, DBW/RIZA nr.89.009). Hierin worden ook de meetresultaten voor de oevers en uiterwaarden weergegeven.

* De radionucliden kunnen worden ingedeeld aan de hand van hun halfwaardetijd. Onder kortlevend wordt verstaan nucliden met een halfwaardetijd kleiner dan een maand. Langlevende nucliden hebben een halfwaardetijd van meer dan een jaar.

2. METHODEN

2.1 Meetprogramma

2.1.1 Inleiding

Eerst wordt een globaal overzicht gegeven van de activiteiten, welke door DBW/RIZA ontplooid zijn na de kernramp in Tsjernobyl. Daarna zullen de meetprogramma's voor de verschillende onderdelen in detail besproken worden.

Voor mei 1986 bestond er alleen een beperkt meetprogramma voor radioactiviteit in oppervlaktewater. Op een twaalfstal plaatsen werden monsters genomen, waarin de totaal- α^* , totaal- β^{***} , rest- β^{***} , 3H en 40K activiteiten bepaald werden. Tevens werd op enkele plaatsen de activiteit van andere afzonderlijke nucliden (oa. 90Sr en 226Ra) gemeten. Deze metingen vonden plaats in het kader van het Nationaal Meetprogramma van de CCRX (CCR86) en het DBW/RIZA meetnet.

Kort na de ramp in Tsjernobyl werd een uitgebreid, voortdurend aangepast monitoringsonderzoek opgezet. De aanvankelijke hoofdtak was het verkrijgen van gegevens omtrent een landelijk beeld van de besmetting ter ondersteuning van het te voeren waterhuishoudkundige beleid. Begin mei werd de nadruk dan ook gelegd op het meten van het verloop van de radioactiviteit in het oppervlaktewater. Hiertoe werd het aantal meetpunten alsmede de frequentie van bemonstering sterk uitgebreid. Ook werden metingen verricht aan zwevend rivierslib. De verschillende monsterlokalities zijn vermeld in de overzichtskaart van Nederland (insteekkaart 1)

Eind mei werden de meetingspanningen verlegd naar objecten, waarvan verwacht kon worden dat de effecten van de kernramp er met een zekere vertraging in zouden optreden. Een onderzoek werd verricht aan het slib van rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Ook werd een onderzoek gestart naar de accumulatie van radioactiviteit in aquatisch biologisch materiaal.

In juni 1986 werden de activiteiten met betrekking tot de monitoring van oppervlaktewater afgebouwd. De nadruk kwam nu te liggen op lange termijn effecten op de waterkwaliteit van de Nederlandse binnenwateren. Daartoe werd een meetprogramma opgezet om de accumulatie van radioactiviteit in de waterbodem te onderzoeken: Aandachtsgebieden hierbij waren de belangrijkste sedimentatiegebieden van de Rijn en de Maas, namelijk het IJsselmeergebied en het Noordelijk Deltabekken.

Ook werd onderzoek verricht naar de besmetting van regelmatig overstroomde oevers en uiterwaarden via de afzetting van radioactief slib. Verder is een onderzoek gestart naar het transport van radionucliden naar het grondwater. Hiertoe zijn monsters van de terrestrische bodem genomen in de door Rijkswaterstaat beheerde hydrologische proefgebieden in

Hupsel en Sleen. In een later stadium is echter afgezien van het voortzetten van dit onderzoek door DBW/RIZA en is dit onderzoek overgedragen aan het RIVM.

Tenslotte is in 1987 ook een meer algemeen onderzoek gestart naar het gedrag van de langlevende isotopen ^{134}Cs en ^{137}Cs in het aquatisch milieu. Het betreft een langlopend wetenschappelijk onderzoek naar de verspreiding en verdeling van deze isotopen over de compartimenten water, waterbodem, zwevend slib en biologisch materiaal. Naast veldonderzoek, met name in het IJsselmeergebied en Noordelijk Deltabekken, omvat het onderzoek ook laboratoriumexperimenten. Doel is verkrijgen van inzicht in de processen, welke ten grondslag liggen aan de accumulatie van radioactief materiaal in het aquatisch milieu en het beschrijven van deze processen door middel van een modelmatige aanpak. Met een dergelijk model kunnen ondermeer voorspellingen gedaan worden ten aanzien van de gevolgen voor het aquatisch milieu van mogelijke kernrampen. Ook kan het model worden gebruikt bij de planning van nieuwe kerncentrales.

2.1.2 Oppervlaktewater

Sinds 1985 wordt voor de Nederlandse binnenwateren het volgende meetprogramma gehanteerd. Het water van de Rijn, Maas en Westerschelde wordt elke veertien dagen bemonsterd bij resp. Lobith, Eijsden en Schaar van Ouden Doel. Daarnaast worden maandelijks monsters genomen in het IJsselmeer, het Noordzeekanaal, de Nieuw Waterweg, het Haringvliet, de Westerschelde bij Vlissingen, de Roer bij Vlodrop en de Buurser Beek. Op deze plaatsen worden steek-, resp. verzamelmonsters genomen, waarin de totaal- α , totaal- β , rest- β en 3H activiteiten bepaald worden.

In de eerste week van mei 1986 is Rijkswaterstaat begonnen met een dagelijkse bemonstering bij Lobith en Eijsden. Verder werden ter bescherming van de drinkwatervoorziening dagelijks de innamepunten van oppervlaktewater bij Andijk en Keizersveer bemonsterd. Reeds na enkele dagen werden de 3H metingen in de monsters achterwege gelaten, omdat de gehalten ervan een normaal beeld vertoonden. Na berichten over sterk verhoogde activiteiten in regenwater werd het meetnet uitgebreid tot meer dan 30 meetpunten.

Verspreid over Nederland werden monsters genomen in een aantal rivieren en meren. De belangrijkste lokaties waren: Amer, Hollands Diep, Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Noordzeekanaal, Amsterdam-Rijnkanaal, Lek, IJsselmeer, Wolderwijd, Markermeer, Oostvaardersplassen, Waddenzee, Tjeukemeer, Twentekanaal, Zuid-Willemsvaart en Dommel.

* Totaal- α activiteit: De als groep bepaalde activiteit van alle alpha-stralers in een monster.

** Totaal- β activiteit: De als groep bepaalde activiteit van alle bèta-stralers (exclusief 3H) in monster, uitgedrukt in equivalenten 40K.

*** Rest- β activiteit: De als groep bepaalde activiteit van alle bèta-stralers (exclusief 3H) in een monster, nadat de bijdrage van kalium, dat van nature 0,012 % van het radioactieve isotoop 40K bevat, ervan is afgetrokken.

Ook werden enkele sloten en regenwaterbassins bemonsterd. Er werden representatieve steekmonsters genomen, waarin de totaal- α , totaal- β en rest- β activiteiten bepaald werden. Om de aard van de besmetting te bepalen werden tevens enkele monsters onderzocht op de aanwezigheid van afzonderlijke kortlevende γ -emitters* als ^{131}I ($t_{1/2} = 8$ dagen)** en ^{103}Ru ($t_{1/2} = 39$ dagen)***. Aangezien de radioactiviteit in het oppervlaktewater snel daalde, werd in de tweede helft van mei het meetprogramma geleidelijk afgebouwd. Vanaf 1 juli 1986 wordt weer bemonsterd volgens het regime van voor mei 1986.

* γ -emitters: radionucliden, welke elektromagnetische straling met een zeer korte golflengte (0,0005 - 1 nm) uitzenden. Gamma-straling heeft een groot doordringingsvermogen. ^{137}Cs en ^{134}Cs zijn belangrijke langlevende γ -emitters.

** Halfwaardetijd $t_{1/2}$: De tijd, waarin de helft van de betreffende nucliden verdwenen is door radioactief verval.

*** Zie CCRX86 voor een overzicht van alle nucliden, welke bij het Tsjernobyl ongeval vrijgekomen zijn.

2.1.3 Zwevend stof

In mei 1986 zijn vrijwel dagelijks monsters genomen van het zwevend rivierslib in Rijn en Maas bij resp. Lobith en Eijsden. In juni is de bemonsteringsfrequentie teruggebracht naar éénmaal in de twee weken, terwijl vanaf begin 1987 een frequentie van éénmaal per maand gehanteerd werd. Vanaf juni 1986 is het zwevend rivierslib ook maandelijks bemonsterd in de Westerschelde, het Haringvliet, de Maas bij Keizersveer, het IJsselmeer, het Markermeer en de Nieuwe Waterweg. Deze plaatsen zijn in 1987 nog twee tot vier keer bemonsterd. Tenslotte zijn ten behoeve van het procesonderzoek nog monsters genomen op een aantal verschillende plaatsen in het IJsselmeergebied.

Alle monsters werden genomen met behulp van een doorstroomcentrifuge. In de monsters zijn naast de totaal- α en totaal- β activiteiten ook in een aantal gevallen onder meer de afzonderlijke nucliden ^{103}Ru , ^{131}I , $^{132}(\text{m})\text{I}^*$, ^{134}Cs en ^{137}Cs bepaald.

Ook is in een aantal monsters de korrelgrootte verdeling van het slib en het organisch en anorganisch koolstofgehalte gemeten.

$^{132}(\text{m})\text{I}$ ($t_{1/2} = 83$ minuten) ontstaat bij het radioactief verval van ^{132}Te ($t_{1/2} = 3$ dagen).

2.1.4 Waterbodem

Vanaf juni 1986 zijn maandelijks bodemonsters genomen op een aantal lokaties in het Noordelijk Deltabekken (Amer, Hollands Diep en Haringvliet), het IJsselmeergebied (Ketelmeer, Wolderwijd, Markermeer, Oostvaardersplassen en IJsselmeer), de Lek, het Amsterdam-Rijnkanaal, de Waddenzee, de Westerschelde en de Dommel. De monsters zijn genomen met een Van Veen happer*. Deze monsters geven een algemeen beeld van de besmetting van de waterbodem. In de loop van 1987 is de monsternamfrequentie teruggebracht tot viermaal per jaar.

Ten behoeve van het procesonderzoek zijn verder op een vijftal lokaties in het Noordelijk Deltabekken en op een vijftal lokaties in het IJsselmeergebied box-corermonsters** van de waterbodem genomen. Hiermee worden min of meer on-

gestoorde bodemonsters verkregen tot een diepte van 35 cm. De monsters werden opgedeeld in lagen, waardoor een inzicht verkregen kan worden in de verticale verspreiding van de radioactiviteit. In 1986 en 1987 zijn deze plaatsen tienmaal bemonsterd en voor 1988 staan nog twee monsternames op het programma.

In augustus 1986 zijn in het Noordelijk Deltabekken op een aantal lokaties box-corermonsters genomen over de breedte van de verschillende watersystemen. Doel was het in kaart brengen van de horizontale verspreiding van ^{137}Cs in relatie tot het algemene sedimentatiepatroon in dit gebied.

In februari 1987 is ook een uitgebreid onderzoek uitgevoerd in het Ketelmeer. Op een dertigtal plaatsen zijn box-corermonsters gestoken om zowel de horizontale als verticale verspreiding van de radioactieve besmetting in dit sedimentatiegebied van de Rijn in kaart te brengen.

In alle monsters zijn de totaal- α , totaal- β , ^{134}Cs en ^{137}Cs activiteiten gemeten. Daarnaast is in een aantal monsters de granulaire samenstelling van het sediment en het organisch en anorganisch koolstofgehalte bepaald.

* De bemonstering met de Van Veen happer veroorzaakt enige verstoring van het sediment. De monsters betreffen een sedimentlaag van variërende dikte afhankelijk van de aard van het sediment en van de bemonsteringswijze. Gemiddeld worden verzamemonsters verkregen van de bovenste 5 centimeter.

** Box corer: Met de box corer kunnen min of meer ongestoorde sedimentmonsters genomen worden. Deze monsters kunnen, nadat zij diepgevroren zijn, worden opgedeeld in verschillende lagen.

2.1.5 Biologisch materiaal

Vanaf juni 1986 zijn monstertochten gehouden op een drietal plaatsen: het IJsselmeer, de Lek bij Culemborg en het Haringvliet. Omdat langlevende nucliden als ^{137}Cs in sterke mate gebonden worden door slibdeeltjes, is hierbij de meeste aandacht besteed aan water-filtrerende organismen zoals zoetwatermosselen. Driehoeksmosselen zijn in 1986 driemaal en in 1987 tweemaal bemonsterd. Ook zijn monsters genomen van schildersmosselen en zwanemosselen. Deze dieren hebben een langere levensduur, zodat ze opgedeeld kunnen worden in jaarklassen. De mosselen zijn gescheiden in schelpen en mosselvlees. In beide delen is de geaccumuleerde ^{134}Cs en ^{137}Cs activiteit gemeten. In 1988 zullen de driehoeksmosselen nog tweemaal bemonsterd worden. Daarnaast zijn vanaf september 1986 ook enkele vissoorten bemonsterd. Hierbij is gekozen voor visen, welke zich voeden met zoöplankton en bodemfauna (wormen, muggelarven) zoals pos en brasem. Daarnaast is ook aandacht besteed aan roofvissen (snoekbaars, volwassen blankvoorn). In mengmonsters van de totale vis zijn de ^{134}Cs en ^{137}Cs activiteiten gemeten. Voor 1988 staan nog een tweetal monstertochten op het programma.

Tenslotte is een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de accumulatie van ^{137}Cs en ^{134}Cs in het spierweefsel van toppereenden rond het IJsselmeer. Hierbij is weefsel van enkele eenden geanalyseerd, welke voor mei 1986 gevangen zijn en weefsel van eenden, welke in het najaar van 1986 gevangen zijn.

2.1.6 Zuiveringsslib

Eind mei 1986 is bij 11 rioolwaterzuiveringsinstallaties, verspreid over Nederland, het slib gecontroleerd op radioactivi-

teit. Hierbij is aandacht geschonken aan vers slib, primair slib (slib uit voorbezinktank), secundair slib (slib uit nabezinktank) en uitgegist slib. In alle monsters werden gemeten de totaal- α en totaal- β activiteit en de activiteit van enkele afzonderlijke τ -emitters. In een tweetal installaties is vervolgens het verloop van de radioactiviteit gevolgd: RWZI Eindhoven en RWZI Haarlem. De eerste installatie werd geselecteerd, omdat hier eind mei de hoogste activiteiten gemeten werden. De tweede werd gekozen, omdat de hier gemeten activiteit overeenkwam met de gemiddeld gemeten waarde.

2.2 Meetmethoden

2.2.1 Inleiding

Na het stopzetten van de bovengrondse kernproeven in de zestiger jaren is de capaciteit voor het meten van radioactiviteit bij DBW/RIZA geleidelijk ingekrompen. Toen in mei 1986 het aantal te analyseren monsters sterk toenam, bleek de meetcapaciteit snel te gering en moesten een aantal maatregelen genomen worden om toch de noodzakelijke informatie te verkrijgen. Een eerste maatregel was het aanpassen van de monsterplanning (zie ook 2.1.1). Daarnaast bleken de initiële activiteiten zo hoog, dat volstaan kon worden met geringere hoeveelheden monster en een verkorting van de telltijden. Het grote probleem bleek echter het ontbreken van faciliteiten om de afzonderlijke τ -emitters te meten. De eerste monsters werden uitbesteed aan het RIVM. Ook zijn metingen uitgevoerd door het KVI in Groningen, de KEMA en TNO. Begin 1987 werd ook bij DBW/RIZA een τ -spectrometer operationeel (Mu87), zodat het grootste deel van de monsters zelf gemeten kon worden. De overige monsters zijn uitbesteed aan het ECN.

2.2.2 Oppervlaktewater

De totaal- α , totaal- β en rest- β activiteiten worden bepaald volgens de indampmethode. Hierbij wordt een hoeveelheid ongefiltreerd water direct drooggedampt op een telschaal. Eventueel wordt de pH van het water eerst op een waarde groter dan 7 gebracht om het vervluchtigen van joodisotopen tegen te gaan. Meestal wordt uitgegaan van 2 liter water, maar in mei 1986 zijn ook veel geringere hoeveelheden (tot 100 ml) gebruikt.

Bij zout water wordt meestal de norit/ammoniummolybdatofosfaatmethode gebruikt. Hierbij wordt aan 2 liter ongefiltreerd water 400 mg van een 1:1 mengsel van ammoniummolybdatofosfaat en celite en 400 mg norit toegevoegd. Na het gedurende een nacht laten bezinken wordt afgefiltreerd, waarna het residu gemeten wordt. In mei 1986 is echter vrijwel alleen gebruik gemaakt van de indampmethode, waarbij 50 ml water gebruikt werd.

De activiteiten worden gemeten met behulp van een doorstroom proportionele telbuis. De standaard telltijd bedroeg 300 minuten, waarbij de standaarddeviatie in de totaal- α metingen $\leq 10\%$ is en die in de totaal- β metingen $\leq 5\%$. Onder deze omstandigheden ligt de detectiegrens voor totaal- α bij $\pm 0,007$ kBq/m³ en die voor totaal- β en rest- β bij $\pm 0,03$ kBq/m³. In mei 1986 zijn de telltijden gereduceerd tot 10 minuten. Dit geeft voor totaal- β een detectiegrens van 0,27 kBq/m³.

* Marinelli beker: Een telvat met een holte, waar de detector in past. Hierdoor wordt een zo optimaal mogelijke geometrie van het monster ten opzichte van de detector verkregen.

De activiteiten van de specifieke τ -emitters worden bepaald na het (gedeeltelijk) indampen van de monsters. Het residu wordt overgebracht in een telbeker, welke direct op de detector geplaatst wordt. In een aantal gevallen werd ook 1 liter ongefiltreerd water direct overgebracht in een Marinelli* beker en geplaatst op de detector.

De detectie gebeurt met een halfgeleiderdetector (Ge(Li) of P-type Ge) gekoppeld aan een meerkanaalsanalysator (Mu87). De spectra worden gedurende enkele uren opgenomen en de activiteiten van de afzonderlijke nucliden werden bepaald aan de hand van hun specifieke τ -energie (oa. 661,6 keV voor 137Cs en 604,7 keV voor 134Cs (HCP86)). De nauwkeurigheden van de telling varieerden in de beschouwde periode vrij sterk, omdat onder sterk wisselende omstandigheden gemeten werd.

Alle hier besproken metingen van de totaal- α , totaal- β en rest- β activiteiten vonden plaats bij DBW/RIZA.

De activiteiten van de afzonderlijke τ -emitters werden gemeten door het RIVM en door het KVI in Groningen.

2.2.3 Zwevend stof

De zwevende stofmonsters worden eerst gezeefd over een grove zeef om grote bestanddelen te verwijderen. Daarna worden de monsters gevriesdroogd en gehomogeniseerd door ze fijn te malen. Voor de telling van de totaal- α en totaal- β activiteiten wordt een dunne laag van het slibpoeder aangebracht op een telschaal. De telling wordt uitgevoerd met behulp van een doorstroom proportionele telbuis. Voor de telling van de afzonderlijke τ -nucliden wordt een hoeveelheid slibpoeder direct overgebracht in een Marinelli beker en gemeten m.b.v. een halfgeleider detector systeem (Mu87). De gemiddelde telltijd bedroeg in de beschouwde periode 8 uur. De meeton nauwkeurigheden in de α , β , en τ -activiteiten waren kleiner dan resp. 10, 5 en 5 %. Voor 134Cs en 137Cs komt dit neer op een detectiegrens van 1 - 3 Bq/kg droge stof.

De korrelgrootteverdeling in het zwevend slib wordt uitgevoerd met behulp van een optische methode in een Malvern deeltjesteller.

De organische en anorganische koolstofgehalten werden bepaald met behulp van een C/N analyzer (Be88).

Alle hier besproken α en β metingen werden verricht door DBW/RIZA. De bepaling van de afzonderlijke τ -nucliden werd uitgevoerd door het RIVM, TNO en ECN en door DBW/RIZA. De bepalingen van de korrelgrootteverdeling en de organisch en anorganisch koolstofgehalten werden uitgevoerd door DBW/RIZA.

2.2.4 Waterbodem

De bepaling van de totaal- α , totaal- β en τ -activiteiten in de onderwaterbodemmonsters vindt plaats analoog aan de metingen aan zwevend slib. Hetzelfde geldt voor de korrelgrootteverdeling en de organisch en anorganisch koolstofgehalten.

De bepalingen van de korrelgrootteverdeling en de organisch en anorganisch koolstofgehalten werden uitgevoerd door DBW/RIZA; de radioactiviteitsmetingen door RIVM, TNO, DBW/RIZA en ECN.

2.2.5 Biologisch Materiaal

Na de monsternamen wordt het biologisch materiaal ingevroren, zolang het niet verwerkt kan worden. Na ontdooien worden de mosselen gescheiden in schelpen en vlees. De blankvoorns worden gescheiden in een tweetal klassen: groter en kleiner dan 14 cm. Van alle monsters worden mengmonsters genomen, welke gevriesdroogd worden. Voor de analyse worden ze in een oven bij 450° C verast, waarna het residu overgebracht wordt in een telbeker.

Van de toppereenden werd het spierweefsel gevriesdroogd en gemalen. Daarna werd het gemengd met een gele-

ringsmiddel en overgebracht in een telbeker. In tegenstelling tot het overige biologische materiaal werd hier geen mengmonster genomen, maar werd de activiteit in elk individu apart gemeten.

Van alle hier besproken monsters werden de ^{134}Cs en ^{137}Cs activiteiten gemeten met behulp van een halfgeleider detector. In juni tot oktober 1986 lag de detectiegrens bij $\pm 5 \text{ Bq/kg}$ vers gewicht. Later werd deze teruggebracht tot minder dan $0,5 \text{ Bq/kg}$ vers gewicht door de telltijd sterk op te voeren. De metingen werden verricht bij het RIVM en bij DBW/RIZA.

3. BESMETTING NEDERLANDSE BINNENWATEREN

3.1 Besmetting oppervlaktewater

3.1.1 Overzicht

Het oppervlaktewater is in de eerste dagen van mei 1986 vooral door natte depositie besmet geraakt. Voor een aantal lokaties zijn de gemeten rest- β activiteiten verzameld in tabel 3.1.1. Hierin zijn uitgezet de maximale activiteiten, welke in mei 1986 gemeten werden en de activiteiten, welke begin juni 1986 nog bepaald werden.

Tabel 3.1.1: Overzicht van rest- β activiteiten in ongefiltreerd oppervlaktewater.

Alle waarden zijn uitgedrukt in kBq/m³.

Lokatie	Maximum (mei 1986)	juni 1986
Rijn, Lobith	14	1.3
Maas, Eijsden	16	1.2
„ Keizersveer	23	0.5
Westerschelde, SVOD	11	1.8
IJsselmeer, Andijk	10	1.4
„ IJ23	-	1.3
Oostvaardersplassen	63	14.2
Haringvliet, H12	4	0.7
Dommel	149	3.0

Uit dit overzicht blijkt dat in de meeste wateren maximale rest- β activiteiten zijn opgetreden van 5-20 kBq/m³, de hoge rest- β activiteit in de Oostvaardersplassen werd veroorzaakt door een hoge lokale depositie. In de Dommel speelde daarnaast nog afspoeling van verharde oppervlakten een rol. De daling in de activiteiten trad zeer snel in en begin juni werd op de meeste lokaties een waarde van < 2 kBq/m³ gevonden. De 137Cs activiteiten in het oppervlaktewater zijn niet boven de 1 Bq/l uitgekomen.

In het verdere van dit hoofdstuk zal het verloop van de activiteit voor de verschillende lokaties in detail behandeld worden.

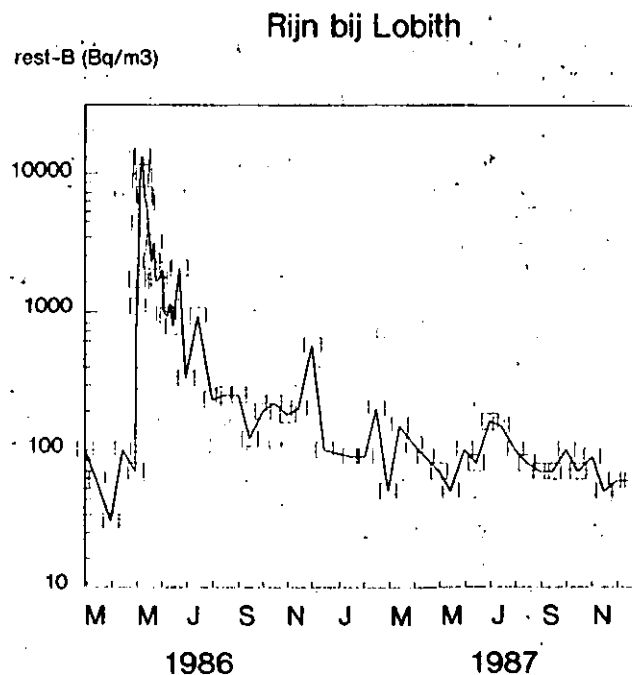
3.1.2 Rijn

Nadat al op 28 april 1986 verhoogde activiteiten in de lucht in Zweden en Finland vastgesteld waren, bracht vanaf 30 april een oostelijke en vervolgens naar het noorden draaiende luchtstroming aanzienlijke hoeveelheden radioactiviteit vanuit Tsjernobyl naar het Alpengebied en vervolgens naar West-Duitsland en Nederland. Op 3 mei kwamen in de Bondsrepubliek en Nederland grote regen- en onweersbuien voor, waarvan de intensiteit van plaats tot plaats sterk wisselde. Deze buien hielden aan tot 5 mei. Het grootste gedeelte van de in de lucht aanwezige radioactiviteit werd hierbij uitgewassen en op de bodem neergeslagen

(CCR86). Hoewel de totale (natte en droge) depositie van plaats tot plaats sterk verschilde kan toch een algemene tendens aangegeven worden. In Zwitserland en Beieren was de depositie van 137Cs vier tot vijf maal zo groot als in Nederland en in het westelijk deel van de Bondsrepubliek tweemaal zo groot (CCR86W).

Het verloop in de rest- β activiteiten in de Rijn bij Lobith is in overeenstemming met het hierboven geschetste depositiepatroon (figuur 1). In de eerste dagen van mei trad er een stijging op ten gevolge van de directe depositie en afspoeling in het westelijk deel van de Bondsrepubliek. Door de nalevering van het relatief meer besmette water uit zuid-Duitsland en Zwitserland werd de maximale waarde pas bereikt tussen 7 en 9 mei. De hoogste gemeten rest- β activiteit was 13 kBq/m³. Deze waarde is veel lager dan de waarde, welke in een aantal kleinere stromen gemeten werd. Dit wordt veroorzaakt door de grote verdunning van het besmette water met relatief onbesmet oppervlaktewater, afkomstig uit gebieden met een lagere besmettingsgraad. Na 9 mei liepen de activiteiten geleidelijk terug. Op 1 augustus 1986 was de activiteit driemaal zo hoog als gemiddeld voor Tsjernobyl (gemiddelde waarde in 1985 0,08 kBq/m³) en vanaf 1 januari 1987 werden weer normale waarden gemeten. Alleen tijdens hoogwatergolven (zie tabel 3.1.2 en figuur 2) in maart en juli 1987 was de activiteit met een factor 2 verhoogd. Dit werd veroorzaakt door de extra aanvoer van radioactief besmet slib tijdens deze hoogwatergolven.

Figuur 1: Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Rijn bij Lobith.



De totaal- α activiteiten vertoonden in geen van de onderzochte monsters significante verhogingen*. Wel traden er in

* Ook in geen van de andere wateren werden significant verhoogde waarden gevonden. De totaal- α activiteiten zullen dan ook niet verder besproken worden. Wel staan ze, voor zover gemeten, in de bijlagen vermeld.

mei 1986 grote variaties op in de gemeten waarden. Deze variaties werden echter veroorzaakt door de korte telltijden, welke toen gehanteerd werden. Hierdoor werd de onnauwkeurigheid in de telling erg groot ($\geq 20\%$)

Het ^{137}Cs gehalte is slechts enkele malen in de eerste helft van mei 1986 gemeten op 3 plaatsen: Lobith, Eijsden en Andijk. Door het RIVM werd op 4 mei in Lobith een activiteit van 5 kBq/m^3 gemeten (Ve87). Tussen 7 en 9 mei, de periode waarin de maximale rest- β activiteit gemeten werd, was het gehalte weer gedaald tot $0,8 - 1,0 \text{ kBq/m}^3$.

Deze waarden liggen veel hoger dan de waarden gemeten door het KVI (Me87) en de KEMA (Baer87). Door het KVI werd in een monster, genomen op 10 mei een activiteit gemeten van $0,1 \text{ kBq/m}^3$.

Door de KEMA werden geen monsters bij Lobith genomen, maar in het IJsselmeer. Hierin werden de eerste twee weken van mei 1986 activiteiten gemeten van $0,1 - 0,2 \text{ kBq/m}^3$. Een zelfde discrepantie bestaat er tussen de waarden, gemeten door het RIVM en het KVI voor monsters uit de Maas bij Eijsden en tussen de KEMA en het RIVM voor monsters uit het IJsselmeer.

Er zijn een aantal oorzaken mogelijk, waarmee deze verschillen verklaard kunnen worden.

- Door de grote werklast begin mei 1986 kan in enkele gevallen de monsternamen en de opslag van de monsters minder zorgvuldig dan gewoonlijk zijn uitgevoerd. Hierdoor kan niet uitgesloten worden, dat enkele minder representatieve monsters zijn genomen of dat besmetting door andere monsters heeft plaatsgevonden.
- De metingen door het RIVM zijn sneller na monsternamen uitgevoerd dan de metingen door de KEMA en het KVI. Door het RIVM werden de metingen binnen enkele dagen uitgevoerd en door de KEMA binnen enkele weken. De metingen door het KVI werden in 1987* verricht. Door het RIVM werd naast ^{137}Cs ook ^{132}I , een vervalproduct van ^{132}Te , aangetroffen. De γ -energie van ^{132}I (667 keV) ligt dicht bij die van ^{137}Cs (661 keV), zodat een gedeelte van de ^{132}I -activiteit kan zijn toegeschreven aan ^{137}Cs . Bij de metingen door het KVI en de KEMA speelde het ^{132}Te geen rol meer vanwege de korte halfwaardetijd ($t_{1/2} = 3 \text{ dagen}$).
- In mei 1986 was het aanbod van monsters erg groot, zodat relatief korte meettijden zijn toegepast met daardoor een grote onnauwkeurigheid. Tevens kan in die periode contaminatie niet worden uitgesloten, omdat in die periode de meeste geanalyseerde monsters veel hogere hoeveelheden radioactiviteit bevatten dan het oppervlaktewater.
- De waarden, gevonden door het KVI kunnen behept zijn met een systematische fout. Vanwege adsorptie van ^{137}Cs aan de wand van de container gedurende de lange periode tussen monsternamen en analyse kunnen de door hen gevonden waarden te laag zijn. Ditzelfde geldt in mindere mate voor de waarden, gevonden door de KEMA.

Concluderend moet gesteld worden dat er voor mei 1986 geen eenduidige gegevens bekend zijn met betrekking tot de maximale ^{137}Cs activiteit in oppervlaktewater. Wel is door het RIVM α -spectrometrisch onderzoek verricht aan mengmonsters van wekelijkse steekmonsters (RIVM88).

Voor de Rijn bij Lobith, de Maas bij Eijsden en de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel werden hierin in mei 1986 ^{137}Cs activiteiten gemeten van resp. $0,29$, $0,05$ en $0,05 \text{ kBq/m}^3$. Hieruit volgt dat maximale gehalten van 5 kBq/m^3 niet waarschijnlijk zijn.

Dit wordt bevestigd door gegevens uit het buitenland. In Zwitserland werden in de Rijn in de eerste week van mei 1986 maximale ^{137}Cs activiteiten gemeten van $1,5 - 2 \text{ kBq/m}^3$ (BG87). In Duitsland werd bij Koblenz een maximale activiteit van $1 - 1,5 \text{ kBq/m}^3$ (Mu86) gemeten en bij Bimmen (Kleef) $0,6 \text{ kBq/m}^3$ (Hab87a).

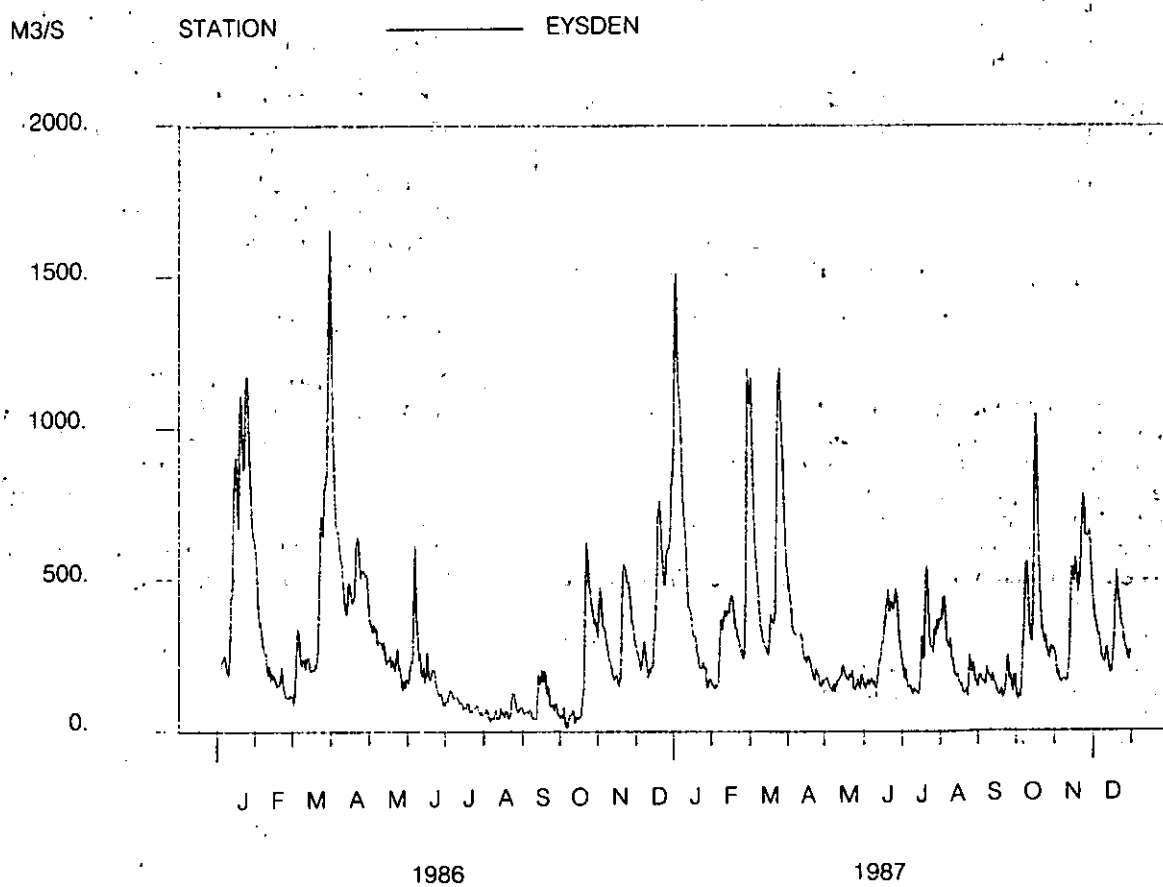
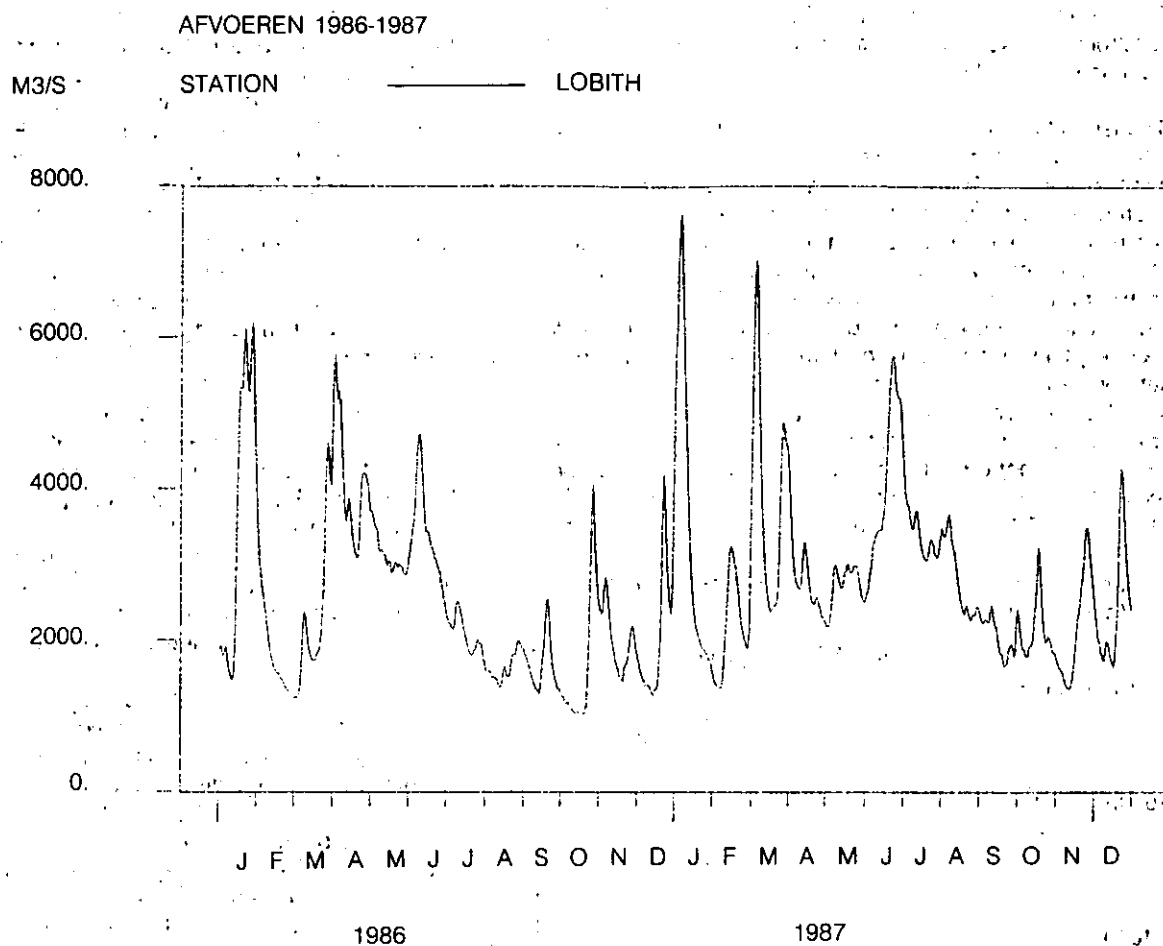
Tenslotte kunnen de ^{137}Cs gehalten in water geschat worden uit de gemeten activiteiten in zwevend slib (zie hoofdstuk 3.2.1), uitgaande van een snel optredend evenwicht tussen cesium, gebonden aan zwevend stof en cesium, opgelost in water. Met behulp van een verdelingscoëfficiënt van 14670 l/kg (Mu83a) worden uit de gemeten ^{137}Cs gehalten in zwevend slib watergehalten berekend van ca. $0,5 \text{ kBq/m}^3$.

Al met al mag gesteld worden, dat de ^{137}Cs activiteiten in het oppervlaktewater de 1 kBq/m^3 niet overschreden hebben. Na mei trad een snelle daling op in de activiteit en in augustus en december 1986 werden waarden gemeten van resp. $0,045$ en $0,025 \text{ kBq/m}^3$ (RIVM)

Tabel 3.1.2: Gemiddelde maandelijkse afvoeren en zwevend stof gehalten in de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden van mei 1986 tot december 1987.

Maand	Lobith		Eijsden	
	afvoer (m^3/s)	zw.stof (mg/l)	afvoer (m^3/s)	zw.stof (mg/l)
1986				
mei	3200	45	250	15
juni	3450	50	250	30
juli	2100	45	100	10
augustus	1600	40	50	25
september	1700	35	100	15
oktober	1650	45	250	90
november	2000	50	350	35
december	2050	25	300	35
1987				
januari	3450	50	300	15
februari	1900	35	300	30
maart	3750	50	700	95
april	3250	40	250	20
mei	2750	30	150	15
juni	2600	45	250	30
juli	3600	40	300	30
augustus	2800	40	250	30
september	2000	35	150	15
oktober	2100	40	300	35
november	2150	35	400	65
december	2500	50	400	25

* De ^{137}Cs activiteiten werden wel gecorrigeerd voor het verval in de periode tussen de monsternamen en de analyse.

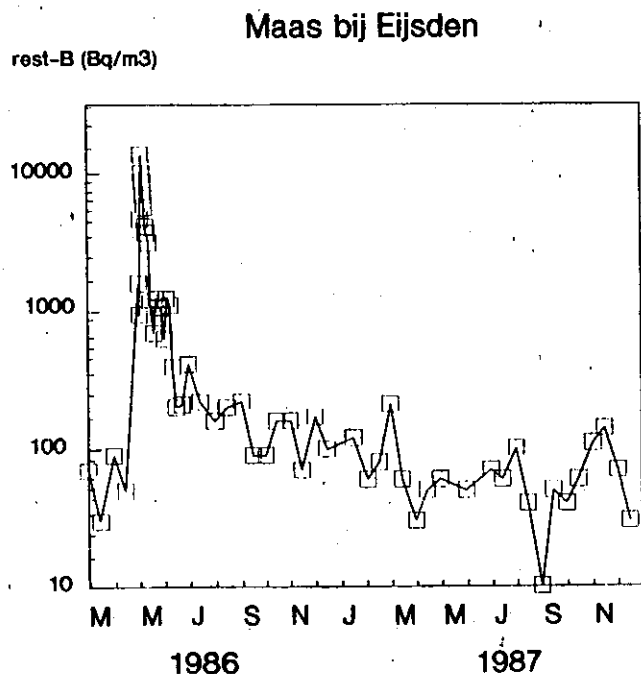
[illegible]

3.1.3 Maas

In het stroomgebied van de Maas was de totale depositie geringer dan in Duitsland. De ^{137}Cs depositie in de bovenstroomse gebieden was gelijk aan of kleiner dan die in Nederland (CCRX86).

Bij Eijsden trad een zeer snelle stijging op in de rest- β activiteiten (figuur 3). Op 5 mei 1986 werd een maximale waarde gemeten van 16 kBq/m^3 . Dit werd veroorzaakt door de directe droge en natte depositie en de afspoeling van radionucliden na de regenbuien op 2 - 4 mei. De maximale waarde is vergelijkbaar met die van de Rijn. Na 5 mei daalde de activiteit weer met een effectieve halfwaardetijd* van 4,0 dagen. Deze waarde is iets lager dan die van de Rijn (effectieve halfwaardetijd 4,6 dagen). Dit wordt veroorzaakt door de geringere omvang van het bovenstroomse gebied van de Maas, waardoor de nalevering kleiner is. Van eind mei tot begin juni kwam deze daling tijdelijk tot stilstand. Dit was toe te schrijven aan een optredende hoogwatergolf, waarbij grote hoeveelheden slib werden aangevoerd (zie tabel 3.1.2). Vanaf september 1986 lagen de gehalten weer op een normaal

Figuur 3: Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Maas bij Eijsden.



niveau (gemiddelde waarde in 1985 $0,07 \text{ kBq/m}^3$). Alleen tijdens hoogwatergolven in oktober 1986 en november 1987 trad een geringe verhoging van de radioactiviteit op. Opmerkelijk was dat tijdens de hoogwaterpieken de rest- β activiteit in de Maas geen grotere fluctuaties vertoonde dan de rest- β activiteit in de Rijn en dat de rest- β activiteiten in de Maas steeds lager waren dan in de Rijn. De Maas is een typische

* Effectieve halfwaardetijd: Tijdsduur, waarin de helft van de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid radioactiviteit verdwenen is. Dit verdwijnen vindt plaats door radioactief verval en door andere processen (verdunding, sedimentatie e.d.).

Bij het hanteren van deze grootheid wordt aangenomen dat de sommatie van alle processen een exponentieel verloop kent.

regenwaterrivier, terwijl de afvoer van de Rijn ook voor een aanzienlijk gedeelte uit smeltwater bestaat. De Rijn vertoont daardoor een geringere fluctuaties in de afvoer dan de Maas. Over de periode mei 1986 tot december 1987 werd voor de Rijn bij Lobith in de dagafvoeren een variatie gevonden van $1000 - 7000 \text{ m}^3/\text{s}$ en voor de Maas bij Eijsden van $20 - 1160 \text{ m}^3/\text{s}$ (WAKWAL). Ook de variaties in het zwevend stof gehalte zijn in de Maas veel groter dan in de Rijn (van mei 1986 tot december 1987 bij Eijsden $5 - 275 \text{ mg/l}$ en bij Lobith $20 - 130 \text{ mg/l}$) (WAKWAL). De lagere niveau's en de fluctuaties in de rest- β activiteiten in de Maas zijn beide te verklaren door geringere depositie van radioactiviteit in het bovenstroomse gebied van de Maas ten opzichte van dat van de Rijn. Hierdoor zijn ook de bodems in het stroomgebied en de onderwaterbodem van de Maas minder vervuild en kunnen deze minder naleveren.

Voor ^{137}Cs werd door het RIVM een maximale activiteit van 3 kBq/m^3 gevonden op 3 en 5 mei 1986. Door het KVI werden op 9 en 10 mei 1986 activiteiten gevonden van resp. $0,06$ en $0,07 \text{ kBq/m}^3$. Voor een verklaring van deze verschillen wordt verwezen naar 3.1.1.

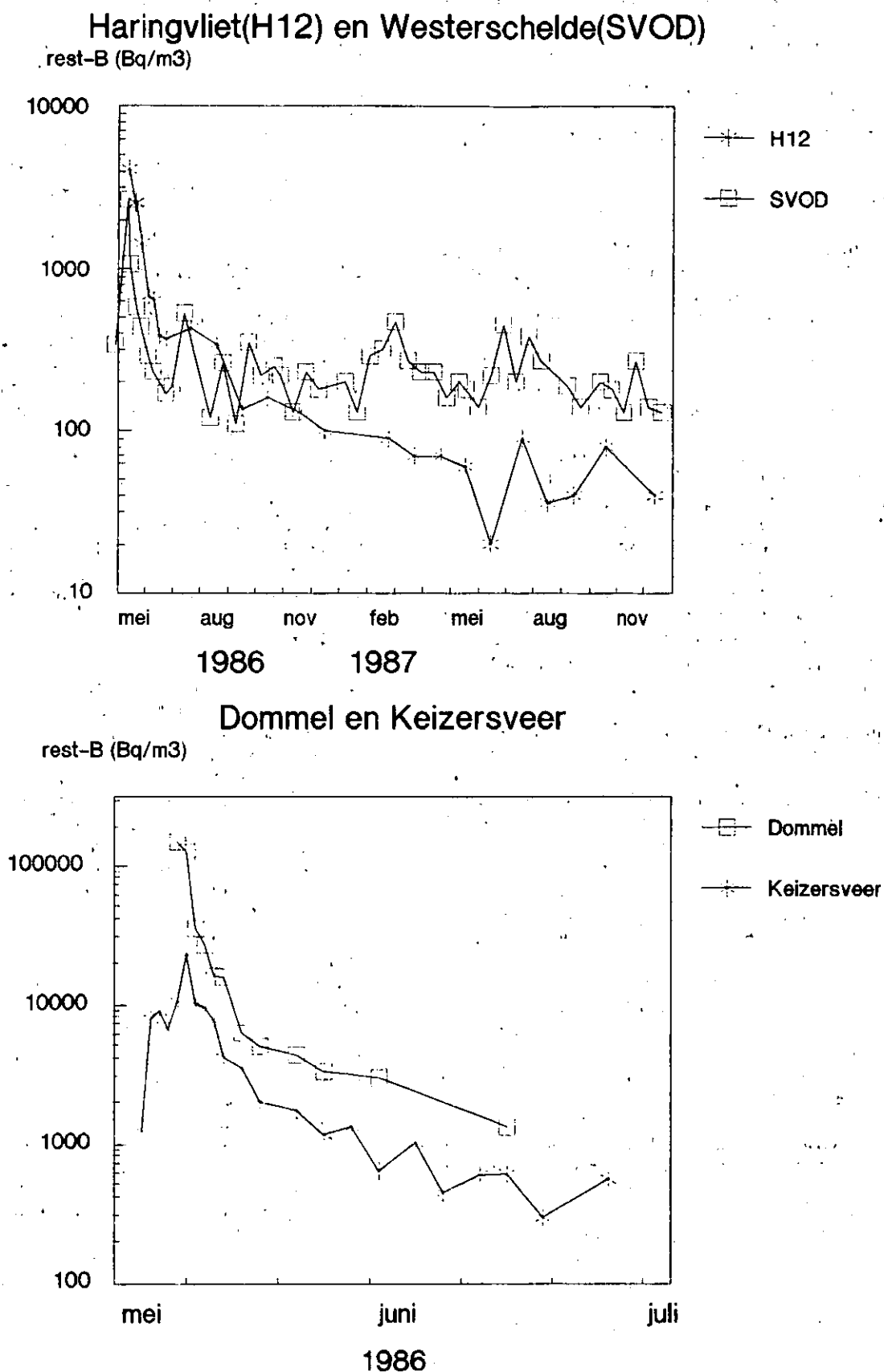
In mengmonsters van wekelijkse steekmonsters werd in mei een ^{137}Cs activiteit gemeten van $0,05 \text{ kBq/m}^3$, waarbij opgemerkt dient te worden, dat het steekmonster van de eerste week van mei niet meegenomen is (RIVM88).

Ook bij Keizersveer, gelegen nabij een inlaatpunt van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater zijn begin mei 1986 dagelijks monsters genomen (figuur 4). Op 4 en 5 mei bereikte de rest- β activiteit een eerste maximum van 9 kBq/m^3 , waarna op 8 mei een tweede maximum van 23 kBq/m^3 gevonden werd. Het eerste maximum ligt iets lager dan de activiteiten, gemeten in de Maas bij Eijsden. Deze piek wordt veroorzaakt door de directe depositie en door de aanvoer van Maaswater. Het tweede maximum wordt veroorzaakt door de natte depositie in het Nederlandse stroomgebied o.a. via de Dommel. Hierop zal in 3.1.6 nog nader worden ingegaan. Na 8 mei was er een snelle afname in de activiteiten waar te nemen. De initiële afname is wat sneller dan de afname in de Maas bij Eijsden. Dit wordt veroorzaakt door verdunding met relatief schoon water afkomstig van het Nederlandse deel van het stroomgebied. De hoogwatergolf van begin juni 1986, met de daarbij behorende verhoogde activiteit, is in Keizersveer slechts in geringe mate waar te nemen. Vanaf eind juni 1986 is het oppervlakte water niet meer bemonsterd.

3.1.4 Westerschelde

De rest- β activiteiten in de Westerschelde zijn gemeten bij Schaar van Ouden Doel (figuur 4). Er zijn echter geen gegevens bekend over de periode 2 - 11 mei 1986, zodat het eventuele maximum in de activiteit niet geregistreerd is. Bij een vergelijking van deze gegevens met die van Rijn en Maas valt op dat in de Westerschelde steeds de laagste waarden gemeten zijn. Hieruit valt af te leiden dat de depositie van radioactiviteit in het stroomgebied van de Schelde ge-

Figuur 4: Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater in de Westerschelde, de Maas bij Keizersveer, het Haringvliet en de Dommel.



ring is geweest. Dit komt overeen met de gegevens zoals gerapporteerd in het CCRX rapport (CCRX86W). Begin juni werden weer normale waarden gevonden.

Op deze lokatie is ook de ^{137}Cs gemeten in maandelijks mengmonsters (RIVM88). Tussen mei en december 1986 werden waarden gevonden van $< 0,02 - 0,06 \text{ kBq/m}^3$. Er was echter geen dalende tendens waarneembaar.

Ook zijn enkele metingen van de rest- β activiteit verricht bij Vlissingen. Door de grote mate van verdunning van het water met zeewater is hier echter geen significante verhoging van de activiteit te zien.

3.1.5 IJsselmeergebied

Het IJsselmeer is belast met radioactiviteit door directe depositie en door de aanvoer van Rijnwater via de IJssel. In mei en juni 1986 zijn op een drietal plaatsen (Ketelmeer (IJ12), IJ23 en Andijk) rest- β metingen uitgevoerd (figuur 5).

In het Ketelmeer (figuur 5) zijn monsters genomen tussen half mei en half juni. Er werden gehalten gevonden, welke ongeveer gelijk lagen aan de waarden in de Rijn.

Tussen 5 en 10 mei werden in het IJsselmeer bij het inlaatpunt voor drinkwater bij Andijk maximale waarden gevonden van $\pm 9 \text{ kBq/m}^3$ (figuur 5). Deze is in zijn geheel veroorzaakt door directe depositie, aangezien voor 5 mei het Rijnwater nog niet in grote mate besmet was en bovendien per dag minder dan 1 % van het water in het IJsselmeer ververst wordt met Rijnwater. De maximumwaarde is wat lager dan de maximale waarden, welke gevonden werden in de Rijn en Maas. Dit komt waarschijnlijk door een geringere depositie. Na 10 mei nam de activiteit geleidelijk af ten gevolge van uitwassing en verdunning.

Op het meetpunt IJ23, gelegen in het midden van het IJsselmeer, werden medio mei waarden gevonden, welke vergelijkbaar waren met die bij Andijk (figuur 5). De afname van de activiteit verliep sneller, dan op grond van de lange verblijftijd van het water (ca. 6 maanden) verwacht kon worden. Dit wordt veroorzaakt door het uitwassen* van het water met slib. Er treedt echter ook nalevering van radioactiviteit op, zoals blijkt uit het feit dat in oktober 1987 de activiteit nog steeds een factor 1,5 - 2 hoger was dan de normale waarde (gemiddelde over 1985 was $0,06 \text{ kBq/m}^3$). Deze nalevering, welke niet direct afkomstig kan zijn van de Rijn gezien de normale waarden bij Lobith, wordt veroorzaakt door resuspensie van verontreinigd slib. Dit slib is afkomstig uit de waterbodem van het IJsselmeer zelf, maar een gedeelte kan ook nageleverd zijn uit het Ketelmeer. Hier is namelijk veel radioactief slib, afkomstig uit de Rijn gesedimenteerd. Hierop zal in hoofdstuk 3.3 nader worden ingegaan.

In wateren, welke niet direct door de Rijn belast worden, zoals het Markermeer en het Wolderwijd zijn in mei en juni 1986 rest- β gehalten gemeten, welke vergelijkbaar zijn met de gehalten in het IJsselmeer. Met betrekking tot het Markermeer is door Rijkswaterstaat besloten om gedurende de maand mei geen water uit het IJsselmeer in te laten (RU86). De geringe verschillen tussen de activiteiten in Markermeer en IJsselmeer bevestigen de conclusie dat de effecten van

de directe depositie veel groter zijn geweest dan de effecten van de aanvoer van besmet Rijnwater.

De hoogste rest- β activiteit in het IJsselmeergebied is gemeten in de Oostvaardersplassen, namelijk 63 kBq/m^3 (figuur 5). De Oostvaardersplassen in Flevoland vormen een uitgestrekt plassengebied met een geringe diepte en vrijwel geen doorstroming. Hierdoor is een veel minder grote verdunning opgetreden dan in het aangrenzende Markermeer. De afname van de radioactiviteit verliep echter sneller dan in het IJsselmeer. Dit wordt veroorzaakt door het hoge zwevend stof gehalte in de plassen, waardoor het uitwassen van het water met slib veel sneller verloopt. Ook zal de nalevering van activiteit via resuspensie minder optreden, omdat door de grote dynamiek in de Oostvaardersplassen het verontreinigde slib sneller begraven wordt.

3.1.6 Noordelijk Deltabekken

In het Noordelijk Deltabekken zijn in mei 1986 weinig watermonsters genomen. Alleen bij de Haringvlietstuinen is het gespuide water bemonsterd (figuur 4). Omdat pas vanaf half mei monsters genomen zijn is hier alleen de dalende tak waar te nemen. De activiteiten lagen in het algemeen wat lager dan de gehalten in de Rijn bij Lobith en wat hoger dan de gehalten in de Maas bij Eijsden. Het uitstromende water is voor 80 % afkomstig uit de Rijn en voor 20 % uit de Maas. De daling van de radioactiviteit verliep wat sneller dan bij beide rivieren. Dit is mogelijk te wijten aan de sedimentatie van radioactief besmet slib in het Haringvliet en Hollands Diep. Begin 1987 bereikten de activiteiten weer hun normale niveau (gemiddelde waarde over 1985 was $0,06 \text{ kBq/m}^3$).

3.1.7 Overige wateren

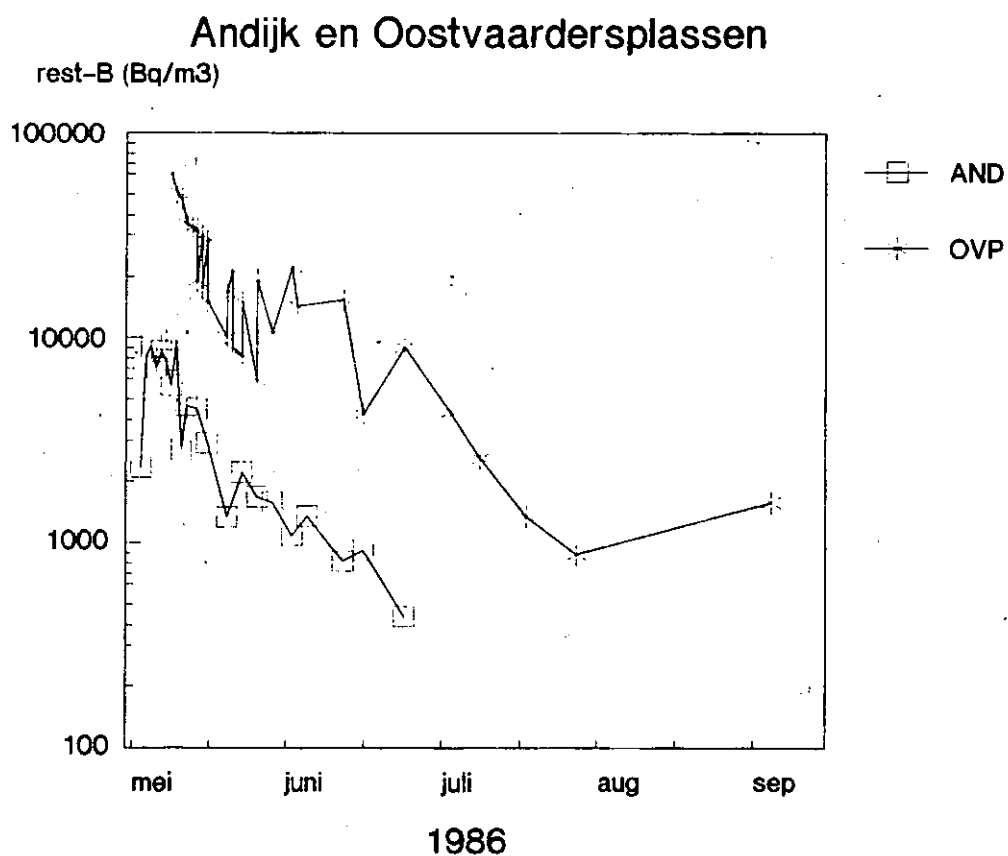
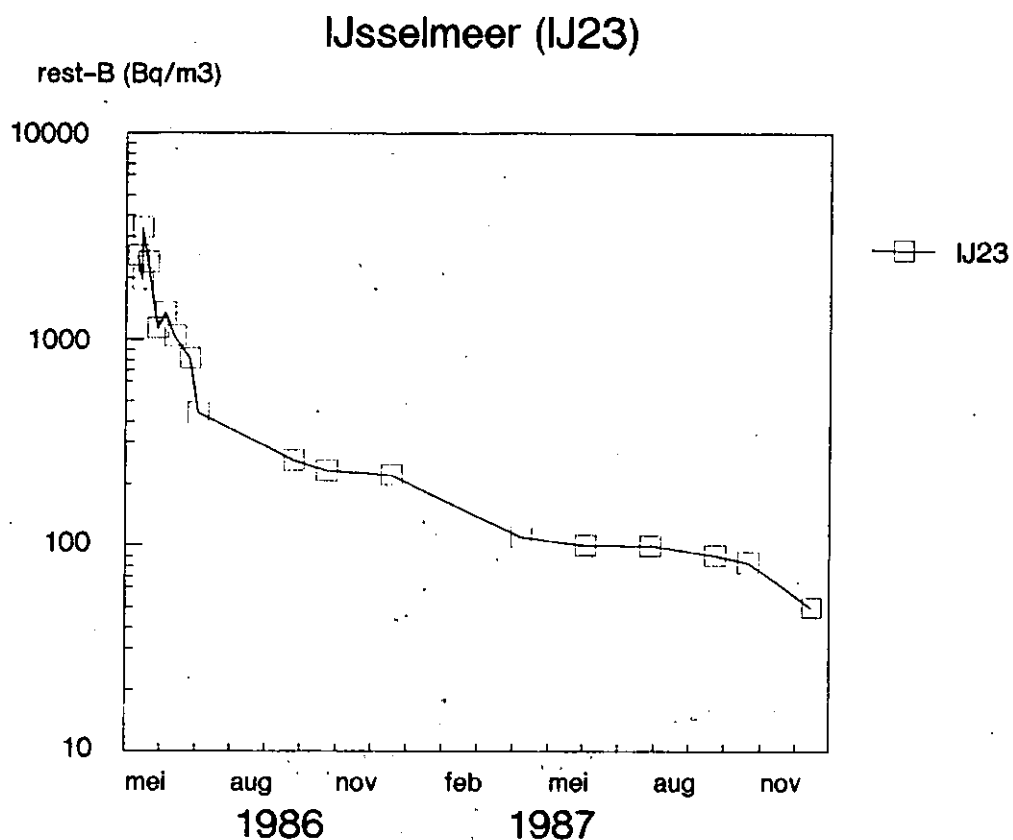
De hoogste activiteiten in de stromende wateren zijn gevonden in de Dommel (figuur 4). Op 7 mei werd hier een rest- β activiteit gevonden van 150 kBq/m^3 . De Dommel ontvangt onder andere het neerslagoverschot van de regio Eindhoven/Hertogenbosch. In deze regio traden tussen 2 en 4 mei zware onweersbuien op met grote hoeveelheden neerslag. Daardoor is de Dommel in ernstige mate besmet met radioactief regenwater. Met name de sterke afspoeling van de verharde oppervlakken heeft bijgedragen aan de besmetting. De maximale waarde lag waarschijnlijk nog veel hoger dan 150 kBq/m^3 , aangezien pas enkele dagen na de buien de eerste monsters zijn genomen. De afname van de radioactiviteit verliep zeer snel met een initiële effectieve halfwaardetijd van 1,5 dag, de kortste in Nederland gemeten waarde.

In de eerste helft van mei zijn ook enkele monsters genomen uit de Zuid-Willemsvaart. Door Rijkswaterstaat zijn de Limburgse en Brabantse kanalen versneld doorgespoeld met Maaswater (RU86).

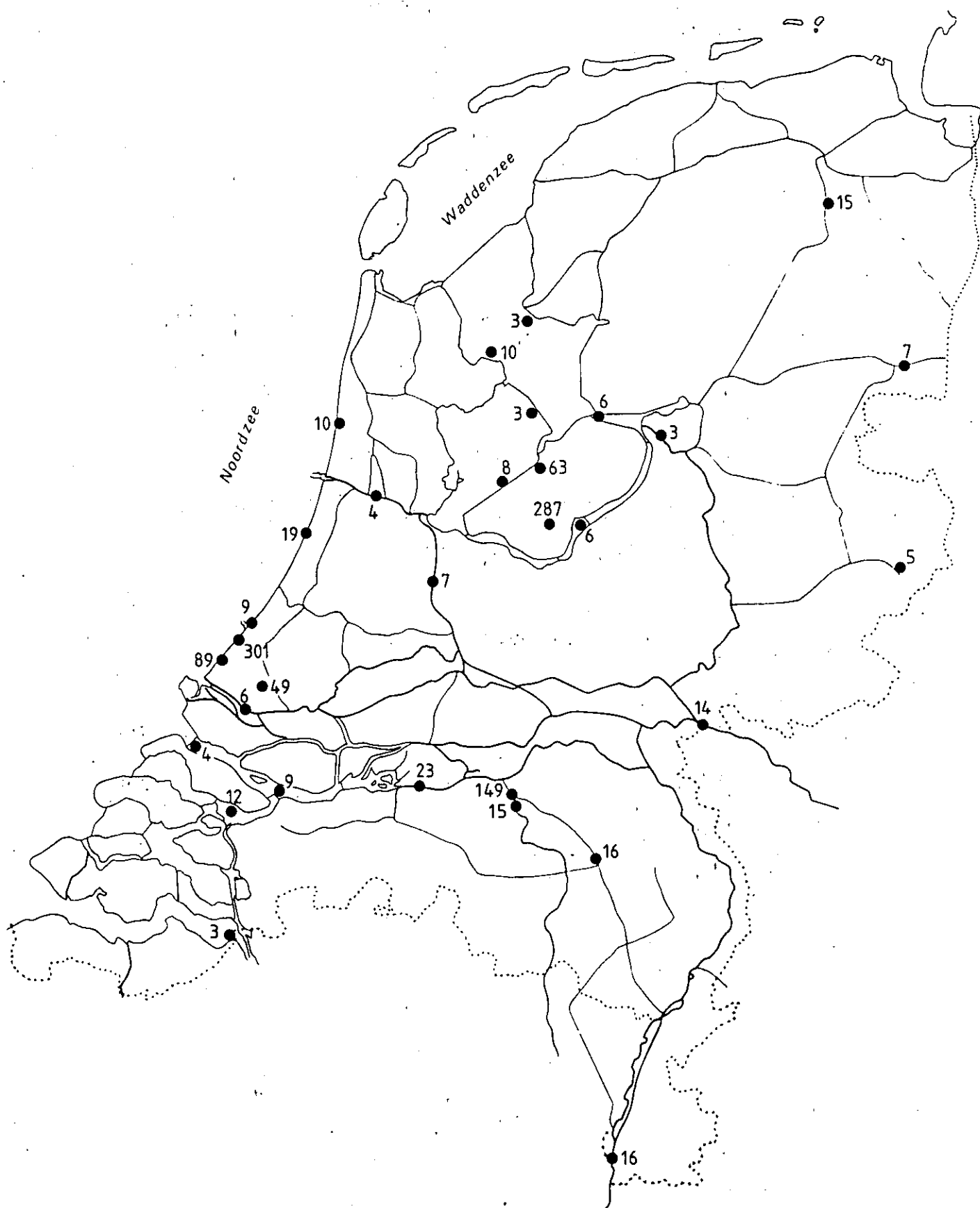
Hoewel in de Zuid-Willemsvaart een lagere maximale activiteit gevonden werd, was vanaf 20 mei de activiteit in de Dommel niet hoger dan in de Zuid-Willemsvaart. De door Rijkswaterstaat genomen maatregel heeft dus slechts een zeer tijdelijk effect gehad op de activiteit in het water, maar de bodem van de Dommel kan nu ernstiger vervuild zijn dan die van de doorgespoelde wateren.

* Met uitwassing wordt bedoeld het verdwijnen van radioactiviteit naar het sediment door binding aan en vervolgens sedimentatie met het aangevoerde en/of opgewoelde slib.

Figuur 5: Verloop van rest- β activiteit in oppervlaktewater op verschillende plaatsen in het IJsselmeergebied.



Figuur 6: Verspreiding van rest- β activiteit in oppervlaktewater in (A) mei 1986, (B) juni 1986, (C) september 1986 en (D) juni 1987.



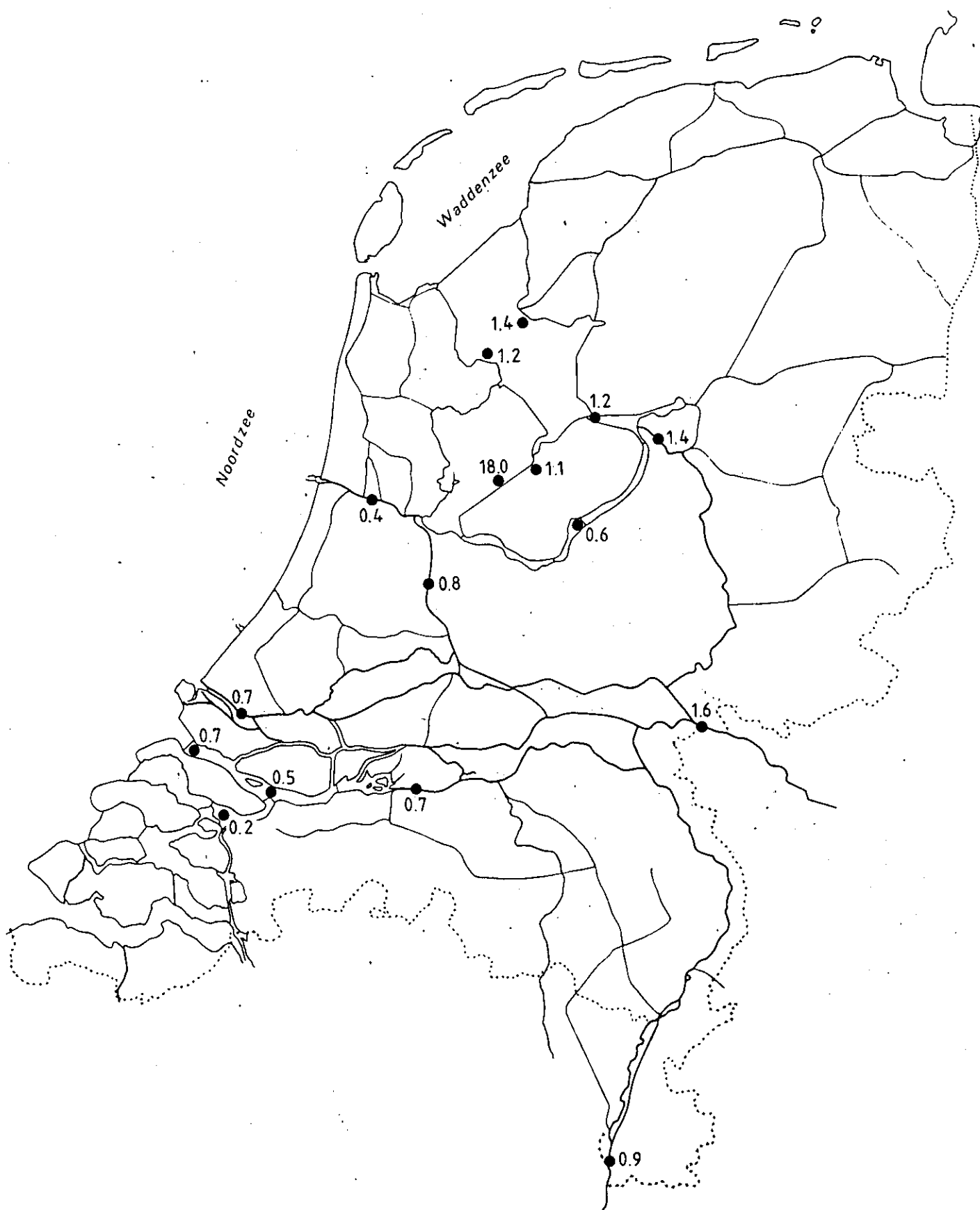
Verspreiding van rest- β (Bq/l) in oppervlaktewater - mei '86.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

getekend	note nr.:
dat.	figuur 6a
d.d. nov. 1988	afdeling: A0CH
schaal:	reg. nr.: A088.225

Figuur 6 (vervolg): Verspreiding van rest- β activiteit in oppervlaktewater in (A) mei 1986, (B) juni 1986, (C) september 1986 en (D) juni 1987.



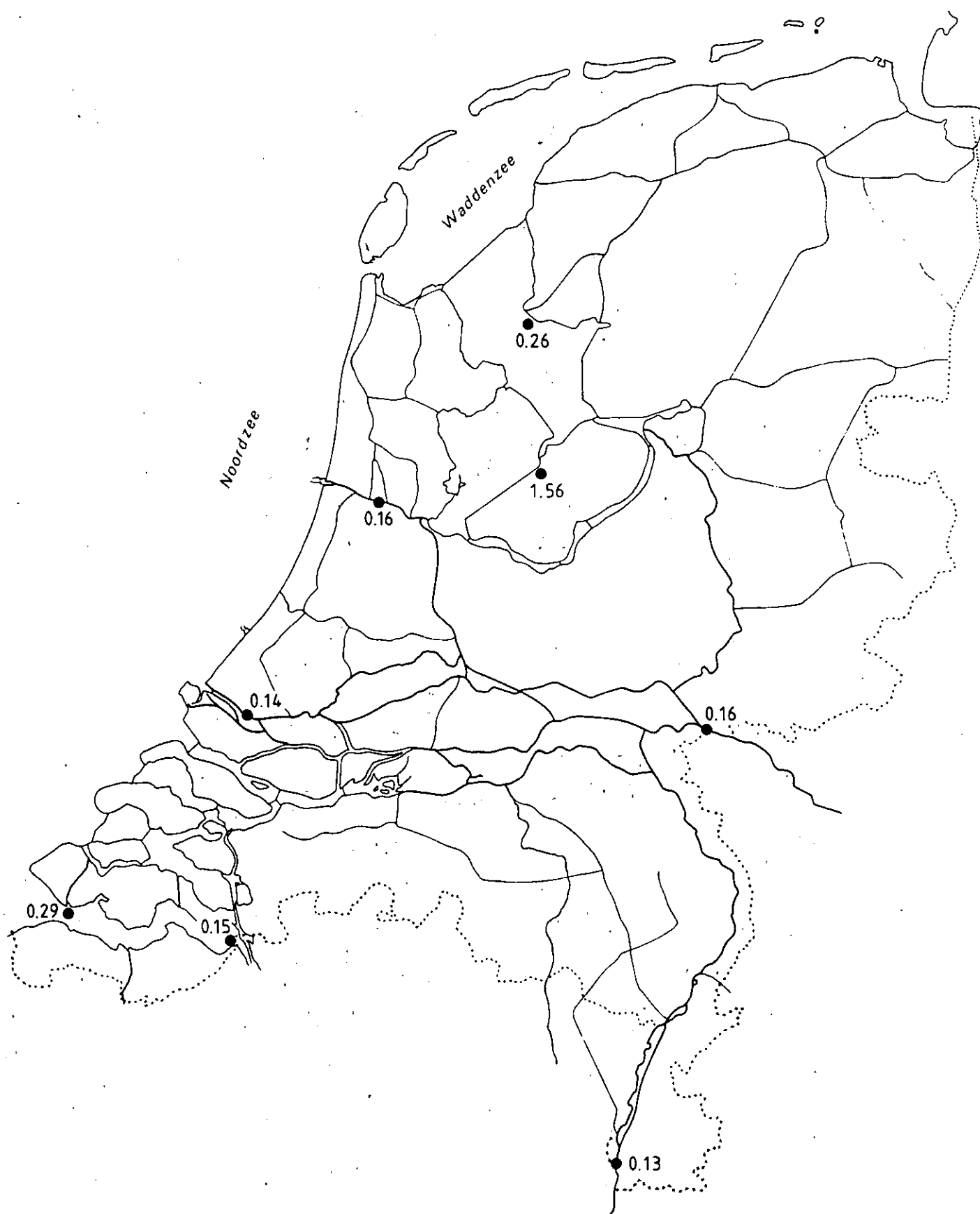
Verspreiding van rest- β (Bq/l) in oppervlaktewater - juni 1986.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

getekend	note nr.:
per. 	figuur 6b
d.d. nov. 1988	afdeling: AOCH
schaal: —	reg. nr.: AO 88.226

Figuur 6: Verspreiding van rest- β activiteit in oppervlaktewater in (A) mei 1986, (B) juni 1986, (C) september 1986 en (D) juni 1987.



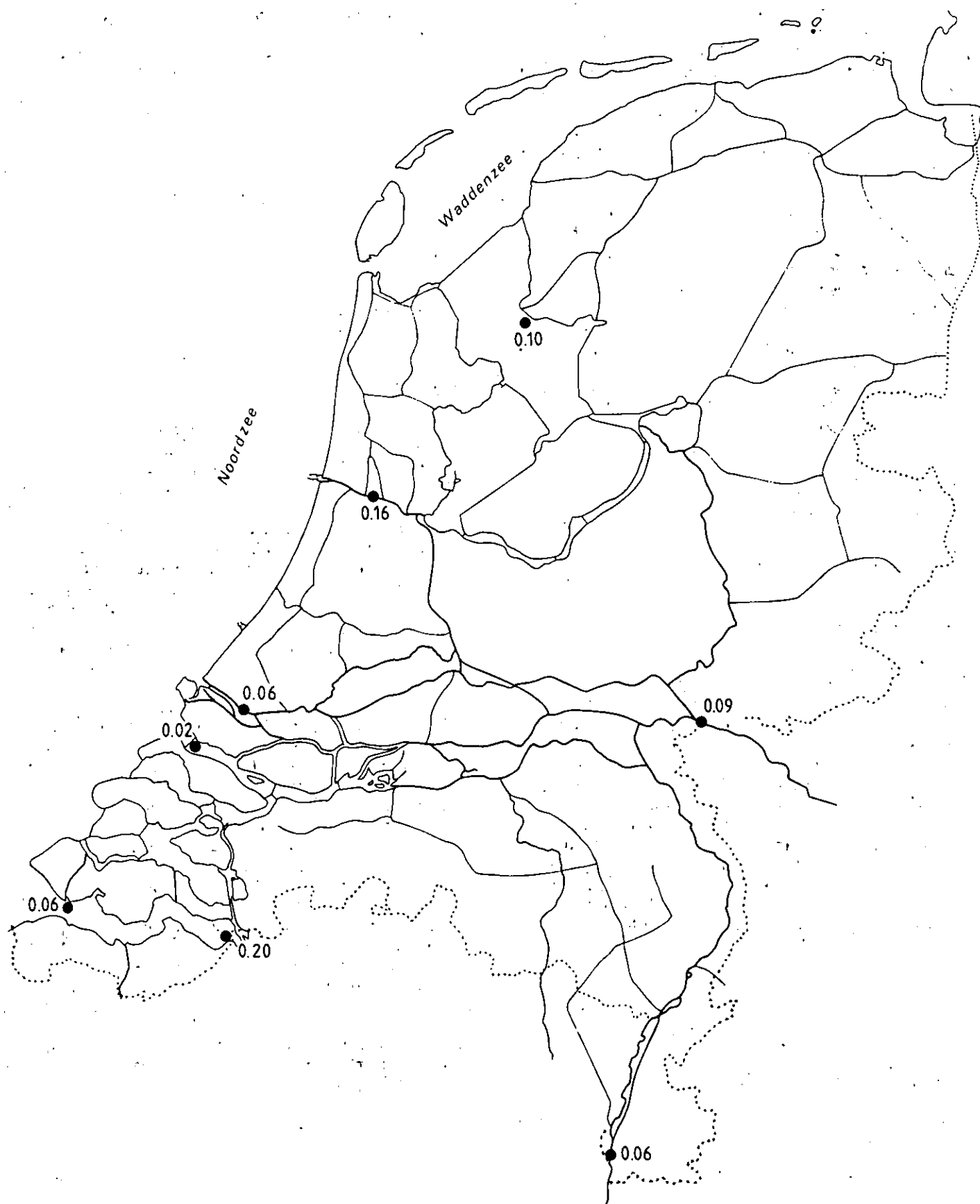
Verspreiding van rest- β (Bq/l) in oppervlaktewater - september '86

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

getekend	nota nr.:
par.	figuur 6c
d.d.	nov. 1988
afdeling:	AOCH
schaal:	reg. nr.: AO 88.227

Figuur.6: Verspreiding van rest- β activiteit in oppervlaktewater in (A) mei 1986, (B) juni 1986, (C) september 1986 en (D) juni 1987.



Verspreiding van rest - β (Bq/l) in oppervlaktewater - juni 1987.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

	getekend	nota nr.:
pr.		figuur 6d
d.d.	nov. 1988	afdeling: AOCH
schale:	--	reg. nr.: AO 88.228

3.1.8 Verdeling van de besmetting over Nederland

In figuur 6 staat de verdeling van de rest- β activiteiten over Nederland vermeld voor een viertal tijdstippen: mei 1986, juni 1986, september 1986 en juni 1987.

Figuur 6A geeft een overzicht van de hoogste waarden, welke in de eerste helft van mei in de verschillende wateren gemeten zijn. In de meren en stromende wateren is de activiteit in het algemeen niet boven de 16 kBq/m³ gekomen. Wel werden in sloten in het Westland en in Zuid-Flevoland veel hogere waarden gemeten: 40 - 90 kBq/m³. De hogere waarden in de sloten worden veroorzaakt door de geringe mate van initiële verdunning met onbesmet water, die in dergelijke ondiepe wateren optreedt. De hoogste rest β -activiteiten zijn echter gemeten in een tweetal regenwaterbassins in het Westland, nl. 300 kBq/m³. De hoge waarden in de waterbassins wordt veroorzaakt door de geringe diepte, bij een voeding met alleen regenwater.

Hierdoor is er slechts een zeer geringe verdunning van de radioactieve neerslag opgetreden.

Begin juni waren op vrijwel alle plaatsen de activiteiten weer gedaald tot beneden de 2 kBq/m³ behalve in een waterbassin in het Westland (20 kBq/m³), de Oostvaardersplassen (14 kBq/m³) en in de Dommel (3 kBq/m³) (figuur 6B). In september 86 waren alle rest- β activiteiten (m.u.v. de Oostvaardersplassen) weer gedaald tot beneden de in het IMP vermelde norm van 1 kBq/m³ (IMP86).

In de zomer van 1987 lagen alle activiteiten weer ongeveer op het niveau van voor mei 1986. Alleen in het water van het IJsselmeer waren de rest- β activiteiten nog tweemaal zo hoog als in 1985. Dit wordt veroorzaakt door de nalevering vanuit de bodem, gecombineerd met de geringe waterverversing.

3.2 Besmetting zwevend stof

3.2.1 Overzicht

Vrij snel na de kernramp werd duidelijk, dat een aanzienlijk gedeelte van de gedeponeerde nucliden in watersystemen gebonden werd aan zwevend stof. Hierbij ging het vooral om langlevende nucliden als 137Cs. In tabel 3.2.1 wordt een overzicht gegeven van de 137Cs activiteiten, welke op een aantal lokaties gemeten zijn in zwevend stof. Omdat op de meeste lokaties pas met de bemonstering begonnen werd na half mei, worden naast de maxima, welke begin mei gemeten werden, ook de metingen van juni 1986 vermeld.

Tenslotte worden resultaten gegeven voor voorjaar 1987.

In de Maas en Rijn werden begin mei 1986 maxima gemeten van 7000-9500 Bq/kg. Daarna nam de activiteit snel af tot ca. 1000 Bq/kg in juni. Ook op andere lokaties werden vergelijkbare gehalten gemeten.

Na juni nam de activiteit in een veel langzamer tempo af en in het voorjaar van 1987 werden nog steeds sterk verhoogde activiteiten gemeten. De activiteit voor mei 1986 lag namelijk in de orde van 10 Bq/kg. De activiteit in het slib wordt bepaald door directe depositie, nalevering via grote rivieren en resuspensie van bodemmateriaal.

* Alle gehalten worden, tenzij anders vermeld, uitgedrukt in Bq per kg droog slib. In het vervolg zal alleen Bq/kg aangegeven worden.

** Hetzelfde is van toepassing voor monsters, welke op andere lokaties genomen zijn.

In het vervolg van het hoofdstuk zal voor de diverse lokaties in detail worden ingegaan op het verloop van de activiteit in de tijd.

Ook wordt er een verband gelegd tussen de 137Cs activiteiten en de totaal- β activiteiten.

Tabel 3.2.1: Overzicht van 137Cs activiteiten in zwevend stof. Alle activiteiten zijn uitgedrukt in Bq/kg droge stof.

Lokatie	Max. (mei '86)	juni '86	Voorjaar '87
Rijn, Lobith	7281	1133	168
Maas, Eijsden	9551	892	92
„ Keizersveer	4213	1120	144
Westerschelde, SVOD	-	83	-
Ketelmeer, IJ004	-	-	352
IJsselmeer, IJ23	-	760	510
Markermeer, IJ111	-	1338	650
Oostvaardersplassen	-	1910	620

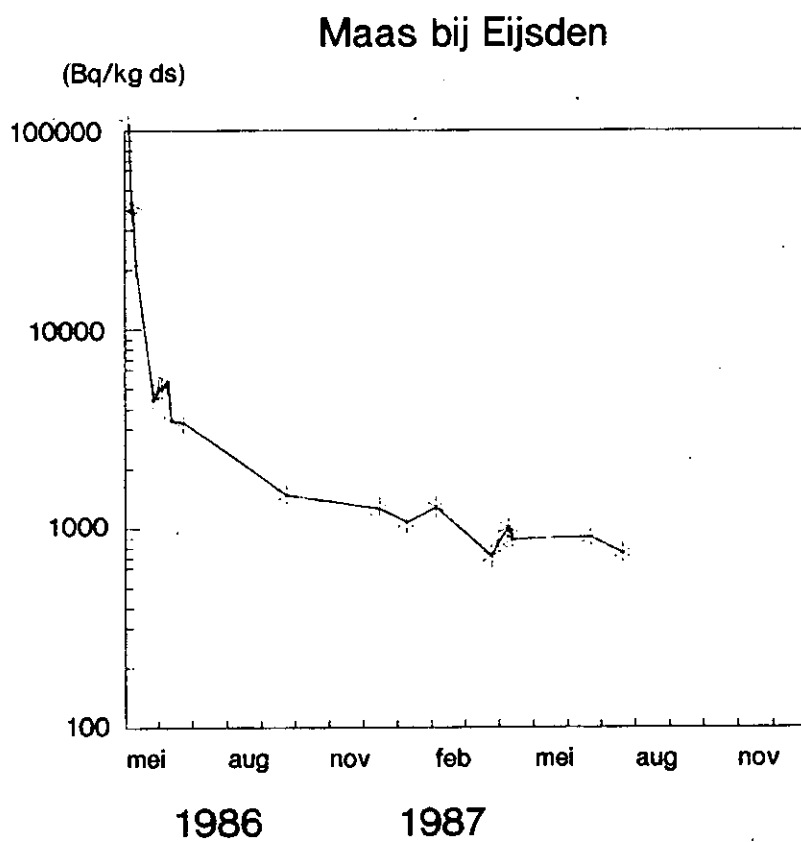
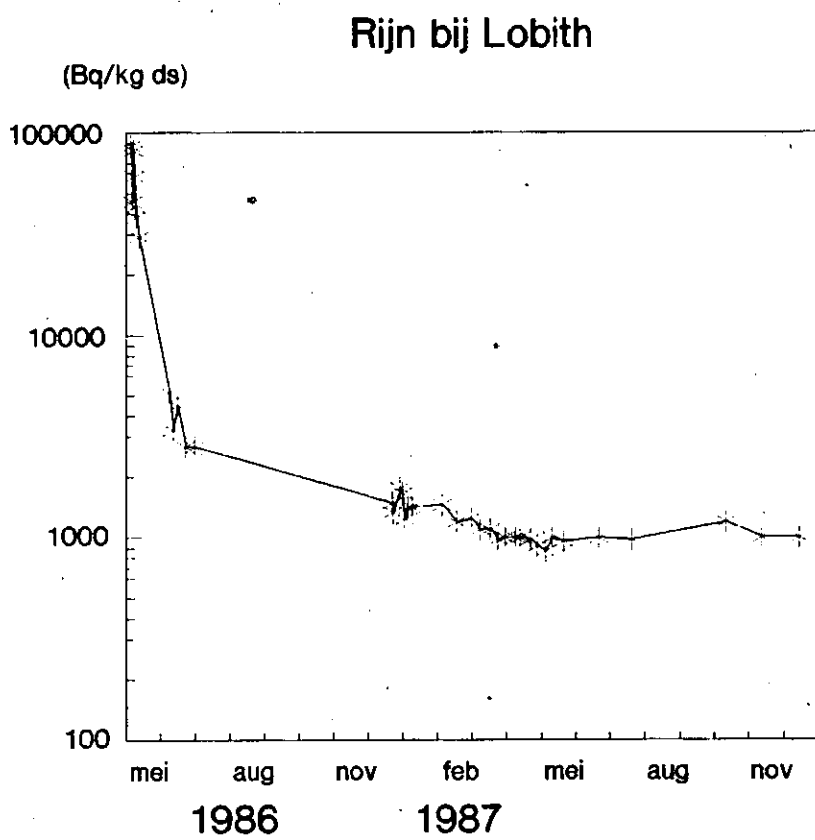
3.2.2 Rijn

De totaal- α activiteiten in het zwevend rivierslib in Lobith vertoonden begin mei 1986 geen significante verhoging. De gemiddelde waarde (± 1 s.d.) bedroeg 0,65 ($\pm 0,16$) Bq/kg droog slib*. In referentieslib, genomen in 1985, werd een waarde van 0,85 Bq/kg gevonden.

Na half mei zijn echter geen betrouwbare zwevend stof resultaten meer gemeten. Vanwege het grote aanbod van watermonsters en de relatief lage activiteiten (resultierend in lange telltijden) kreeg de bepaling van de totaal- α (en totaal- β) activiteit in de slibmonsters een lage prioriteit en vonden deze pas weken of zelfs maanden na monsternamen plaats. De totaal- α activiteiten zullen dan ook niet verder besproken worden**.

De totaal- β activiteiten stegen begin mei 1986 erg snel en vertoonden een tweetal maxima (figuur 7A). Op 6 mei werd een activiteit gemeten van 86000 Bq/kg en op 8 mei een waarde van 82000 Bq/kg. De tweede piek viel samen met het maximum, dat gemeten werd in het oppervlaktewater. Daarna daalde de totaal- β activiteit weer snel tot een waarde van 3000 Bq/kg begin juli 1986. Daarna zijn ook voor de totaal- β metingen vrijwel geen nauwkeurige resultaten bekend vanwege de lange tijdsduur tussen monsternamen en analyse. Uit de enkele beschikbare metingen bleek dat na juli de activiteiten nog slechts in een zeer laag tempo afnamen. Deze daling verliep viermaal zo langzaam als de daling in de rest- β activiteiten in het oppervlaktewater, beschouwd over eenzelfde periode (eind juni 1986 - half december 1986). Uit een vergelijking van de totaal- β activiteiten in het zwevend stof met de rest- β activiteiten in het ongefiltreerde oppervlaktewater bleek, dat in mei 1986 gemiddeld 20 % van de in het water aanwezige activiteit gebonden was aan het zwevend slib. In december 1986 en januari 1987 was dit percentage groter dan 40 %.

Figuur 7: Verloop van de totaal- β activiteit in zwevend ri-
vierslib bij (A) Lobith en (B) Eijsden.



Deze resultaten komen uitstekend overeen met de gegevens over de samenstelling van de nuclidenwolk, welke uit de reactor in Tsjernobyl vrijgekomen is (CCR86). De meeste kortlevende nucliden als ^{131}I en ^{103}Ru komen voor in anionische vorm en zullen zich weinig hechten aan de slibdeeltjes. De langer levende nucliden als ^{137}Cs komen voor als positief geladen deeltjes, welke wel in sterke mate aan het slib kunnen hechten (BG87).

Uit het hoge percentage gebonden radioactiviteit begin 1987 blijkt, dat de verhoging in de rest- β gehalten tijdens hoogwatergolven voor een belangrijk deel veroorzaakt wordt door het verhoogde slibtransport tijdens die perioden.

De ^{137}Cs activiteit in het zwevend stof nam in de eerste dagen van mei geleidelijk toe en bereikte een maximum van 7000 Bq/kg op 8 en 9 mei (figuur 8). Het tijdstip van het maximum geeft aan dat het cesium afkomstig moet zijn uit Zuid-Duitsland en Zwitserland. Dit stemt overeen met de verhoogde depositie in die regio's ten opzichte van Nederland (zie ook 3.1.2 en CCR86).

De mate, waarin de ^{137}Cs activiteit in de zwevende stof verhoogd is, is niet exact bekend, omdat er nauwelijks gegevens bekend zijn van voor mei 1986. Alleen van het zwevend slib in de Rijn bij Koblenz zijn er gegevens bekend (Mu86). Hier werd in 1985 een gemiddelde waarde gevonden van 9 Bq/kg. Wanneer we deze waarde ook zouden aannemen voor Lobith, betekent het dat de ^{137}Cs activiteit met meer dan een factor 700 verhoogd is geweest.

Na 9 mei daalde de activiteit weer snel tot een waarde van 500 Bq/kg begin juli. Deze daling verliep echter langzamer dan de totaal- β activiteit in het slib. Ook de rest- β activiteit in

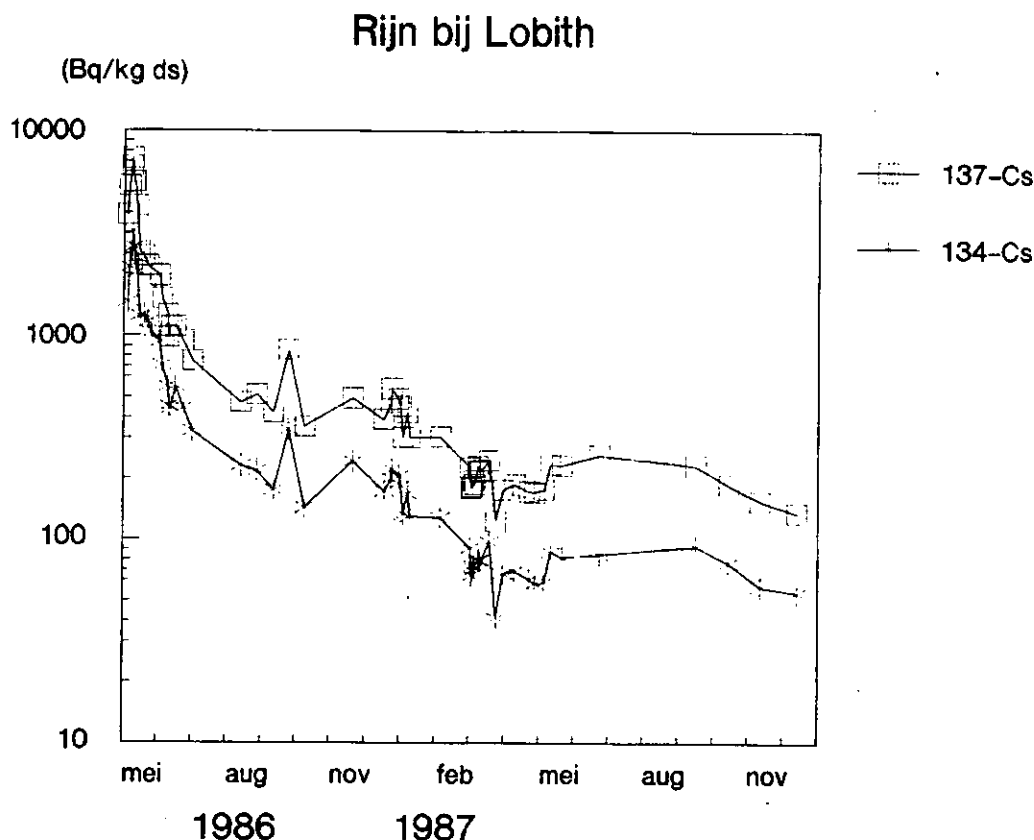
het oppervlaktewater daalde sneller. Daarna verliep de afname erg langzaam tot aan de hoogwatergolf in maart 1987. De rest van het jaar 1987 bleef de activiteit ongeveer gelijk: 200 Bq/kg.

Ook uit de vergelijking van de afnames in de ^{137}Cs en totaal- β activiteiten in het slib en uit de afname van de rest- β activiteit in het oppervlaktewater blijkt, dat de rol van de langlevende Cs-istopen steeds belangrijker werd. De snelle initiële afname van de activiteit wordt veroorzaakt door de verdunning met niet gecontamineerd slib, dat in versterkte mate aangevoerd werd, omdat de Rijnafvoer tot medio juni hoger was dan normaal. Op die plaatsen echter, waar in deze periode nog netto-sedimentatie optrad, is de onderwaterbodem in toenemende mate radioactief besmet. In Koblenz (Mu86) werd over de periode juni oktober 1986 een stijgende activiteit in het sediment gevonden. Bij Lobith zijn geen bodemonmonsters genomen. In de tweede helft van 1986 waren de Rijnafvoeren lager dan gemiddeld. In deze periode bestond een belangrijk gedeelte van de afvoer uit smeltwater, afkomstig uit Zuid-Duitsland en Zwitserland.

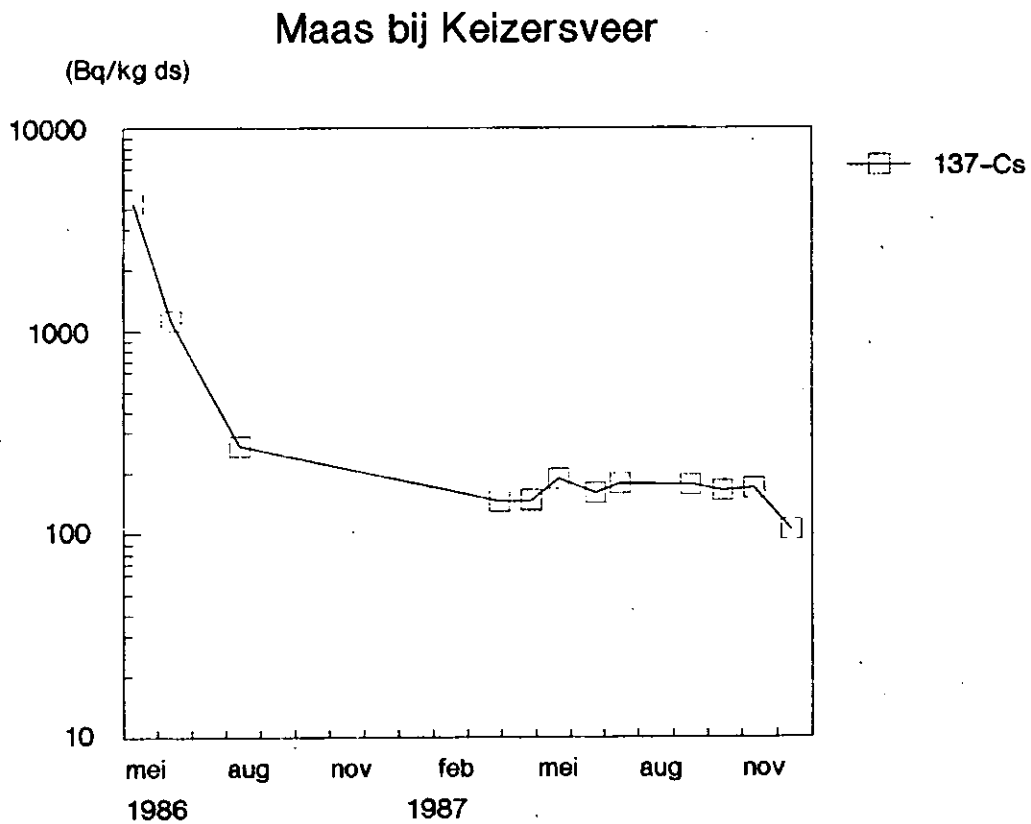
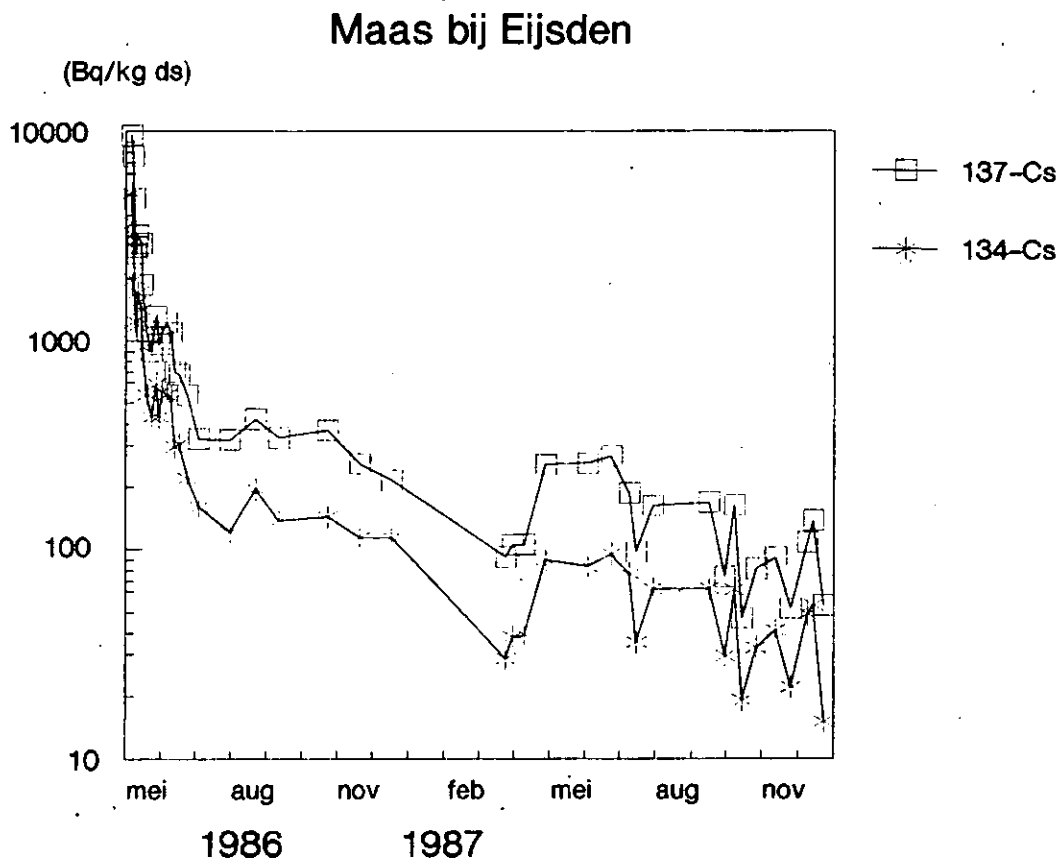
Omdat in deze regio de depositie van ^{137}Cs relatief hoog was (CCR86W), namen de activiteiten in deze periode veel langzamer af.

Tijdens de hoogwatergolf van maart 1987 werd een hoeveelheid vers slib aangevoerd en werd een groot gedeelte van het gecontamineerd riviersediment weggespoeld. Dit is te zien aan de verhoogde activiteiten aan het begin van de hoogwatergolf gevolgd door een vrij sterke daling van de activiteit. De activiteiten, welke de rest van 1987 gemeten zijn, liggen echter nog steeds een factor 10 - 20 hoger dan normaal.

Figuur 8: Verloop van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in de Rijn bij Lobith.



Figuur 9: Verloop van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in de Maas bij Eijsden en Keizersveer.



De ^{134}Cs activiteit vertoonde eenzelfde verloop als de ^{137}Cs activiteit. De verhouding $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ bedroeg in mei 1986 2,2 en eind 1987 2,6. Dit verschil is uitsluitend te wijten aan het verschil in radioactief verval tussen beide nucliden*.

3.2.3 Maas

De totaal- β activiteiten in Eijsden vertoonden op 5 mei 1986 een waarde van meer dan 100000 Bq/kg (figuur 7B). Omdat op 5 mei de eerste bemonstering plaatsvond, is alleen de dalende tak te zien.

Er trad een zeer snelle daling op tot 5000 Bq/kg op 1 juni. Daarna verliep de afname veel meer geleidelijk. Ook voor Eijsden zijn echter maar weinig betrouwbare resultaten bekend na juni 1986. De maximale activiteit in de Maas lag iets hoger dan in de Rijn.

De afname verliep echter iets sneller en na 1 juni waren er geen significante verschillen meer te zien.

Uit een vergelijking van de β -activiteiten in slib met de rest- β activiteiten in water bleek dat in mei 10 % van de in het water aanwezige activiteit gebonden was aan slib. Eind 1986 en april 1987 was dit ± 30 %. Deze gehalten liggen wat lager dan bij Lobith.

Op 6 mei 1986 werd bij Eijsden een ^{137}Cs activiteit gevonden van 9500 Bq/kg (figuur 9). Evenals bij de totaal- β activiteit is hier alleen de dalende tak te zien. Tot 19 mei trad een zeer snelle daling in de activiteit op (1000 Bq/kg op 19 mei) gevolgd door eerst een lichte stijging en vervolgens een verdere daling medio juni. Daarna nam de activiteit langzaam af tot een waarde van 100 Bq/kg in de tweede helft van 1987. De ^{134}Cs activiteit vertoonde eenzelfde verloop als de ^{137}Cs activiteit. De verhouding $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ bedroeg in mei 1986 2,1 en eind 1987 2,6. Dit verloop is uitsluitend te wijten aan het verschil in halfwaardetijden van beide nucliden.

De maximum activiteit in Eijsden was hoger dan in Lobith. De afname verliep echter veel sneller dan in de Rijn. Dit komt vooral door het kleinere stroomgebied van de Maas, waardoor nalevering vanuit bovenstrooms gelegen gebieden sneller uitgeput raakt. Na 8 mei was de activiteit in de Maas steeds lager dan in de Rijn. De onregelmatigheden in de afname eind mei 1986 en in de periode tussen oktober 1986 en maart 1987 worden veroorzaakt door hoogwatergolven.

Voor de Maas bij Eijsden zijn wel gegevens bekend van voor mei 1986. In aquariumbakken worden maandelijks monsters verzameld van zwevend slib. In tabel 3.2.2 staan de meetwaarden gegeven voor 1985 - 1987. De gemiddelde waarde over 1985 bedroeg voor ^{137}Cs 8 Bq/kg. Voor ^{134}Cs waren alle gemeten activiteiten < 2 Bq/kg. Dit betekent dat de ^{137}Cs activiteit begin mei 1986 meer dan een factor 1000 verhoogd is geweest. Opmerkelijk is echter dat de maandgemiddelden, verkregen met behulp van de aquariumbakken vrijwel steeds veel lager liggen dan de waarden, verkregen met de doorstroomcentrifuge.

De meest waarschijnlijke oorzaak is, dat in de aquariumbakken het fijnste slib niet opgevangen wordt. Het is namelijk bekend dat ^{137}Cs zich het sterkste hecht aan de fijne fractie van het slib (He87). Wanneer alleen de resultaten, verkregen met behulp van de aquariumbakken beschouwd worden, waren de activiteiten in het zwevend rivierslib eind 1987 nog steeds een factor 4 hoger dan normaal.

Er is geen directe relatie te leggen tussen de gehalten aan ^{137}Cs in slib en de besmetting van de onderwaterbodem. In de Maas zijn namelijk, evenals in de Rijn, geen monsters van het sediment genomen. Ook zijn er geen gegevens bekend van andere gedeelten van de Maas.

Verder zijn bij Keizersveer een aantal zwevend slibmonsters genomen (figuur 9). In de twee monsters, welke genomen zijn in mei en juni 1986, werden dezelfde waarden gemeten

Tabel 3.2.2: ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteiten in zwevend slib in de Maas bij Eijsden. Het zwevend stof is maandelijks verzameld uit slibbakken.

Maand	1985		1986		1987	
	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs
januari	5,3	< 2	5,8	< 2	47	18
februari	5,3	< 2	6,8	< 2	37	14
maart	5,0	< 2	3,6	< 2	35	12
april	6,0	< 2	5,2	< 2	59	19
mei	11	< 2	383	186	67	21
juni	n.b.	n.b.	304	170	56	19
juli	12	< 2	370	122	88	28
augustus	n.b.	n.b.	253	130	56	18
september	n.b.	n.b.	244	130	75	25
oktober	n.b.	n.b.	126	52	24	6,7
november	8,6	< 2	131	46	36	8,8
december	9,2	< 2	115	46	36	9,6
gemidd.	7,8	-	*	*	51	17

N.B. Alle activiteiten zijn uitgedrukt in Bq/kg droge stof.

* Vanwege het sterke verloop is over 1986 geen gemiddelde activiteit bepaald.

* halfwaardetijd ^{137}Cs = 30,2 jaar

halfwaardetijd ^{134}Cs = 2,06 jaar

als in Eijsden. In 1987 werden eveneens waarden gevonden, die vergelijkbaar waren met die in Eijsden.

3.2.4 Westerschelde

Bij het monsterpunt bij **Schaar van Ouden Doel** is alleen op 11 juni 1986 een monster genomen van zwevend slib. Hierin werd een ^{137}Cs activiteit gemeten van 83 Bq/kg. Bij Vlissingen zijn in de maanden juni - september meerdere monsters genomen. Alleen de dalende tak werd waargenomen. Op 11 juni 1986 werd een activiteit gemeten van 75 Bq/kg. Eind juni was de activiteit al weer gedaald tot 15 Bq/kg. Deze waarde verschilde niet veel van de waarde, welke voor Tsjernobyl in mei en juli 1985 in de Maas bij Eijsden gemeten werd (zie tabel 3.2.2).

Deze activiteiten liggen veel lager dan de waarden, welke na Tsjernobyl in Lobith en Eijsden gevonden werden. Dit wordt vooral veroorzaakt door de lagere depositie in het stroomgebied van de Schelde (CCR86). Daarnaast speelt de grote mate van verdunning met zeewater ook een rol.

3.2.5 IJsselmeergebied

In het IJsselmeergebied zijn enkele malen op een beperkt aantal lokaties zwevend stof monsters genomen. In deze monsters zijn alleen de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteiten gemeten. Omdat de regelmaat van de bemonstering gering was, wordt voor de resultaten verwezen naar figuur 10, waarin een landelijk beeld geschetst wordt voor een drietal perioden: juni 1986, voorjaar 1987 en zomer 1987.

In het **Ketelmeer** zijn geen monsters genomen in 1986. In het voorjaar van 1987 werden ^{137}Cs activiteiten gemeten tussen 300 en 600 Bq/kg, terwijl in de zomer van 1987 de waarden lagen tussen 300 en 400 Bq/kg. Er werden geen grote verschillen gevonden tussen de verschillende lokaties. Deze activiteiten liggen een factor 2 hoger dan de waarden, welke in dezelfde periode in de Rijn bij Lobith gemeten werden. De meest waarschijnlijke verklaring hiervoor is, dat in het Ketelmeer resuspensie van het bodemsediment is opgetreden. De waterbodem was namelijk ernstig verontreinigd, omdat een deel van het via de Rijn aangevoerde zwevend stof hier eerder gesedimenteerd is.

In het **IJsselmeer** zijn op lokatie IJ23 monsters genomen. In de hier beschouwde perioden werden ^{137}Cs activiteiten gevonden van resp. 760, 510 en 430 Bq/kg.

De waarde, welke in juni 1986 gemeten werd, was een factor 2 lager dan de waarde, welke tezelfdertijd in de Rijn gemeten werd. In 1987 waren de activiteiten echter beduidend hoger dan in de Rijn.

Hiervoor is de volgende verklaring: in juni 1986 was vrijwel alle activiteit in het zwevend stof afkomstig van de directe depositie, welke in het IJsselmeergebied geringer was dan in het bovenstroomse gebied van de Rijn. Daarom werden in juni 1986 in de Rijn hogere gehalten gevonden dan in het IJsselmeer. De gemiddelde verblijftijd van het water in het IJsselmeer is echter 6 maanden (RW76). Vanwege deze lange verblijftijd trad er in het IJsselmeer een besmetting van de bodem op, welke groter was dan de besmetting van de Rijnbodem. In 1987 bestond het zwevend stof naast vers materiaal ook uit geresuspendeerd besmet bodemsediment. Daarom bevatte het zwevend stof in het IJsselmeer in 1987 een hogere ^{137}Cs activiteit dan het zwevend stof in de Rijn.

Daarnaast werd in 1987 vanuit het Ketelmeer sterk besmet zwevend stof getransporteerd naar het IJsselmeer.

In het **Markermeer** en de **Oostvaardersplassen** werden in juni 1986 nog veel hogere activiteiten gemeten, namelijk 1300 en 1900 Bq/kg.

Ook in de zomer van 1987 werden hier hogere activiteiten gemeten (600 Bq/kg) dan in het IJsselmeer.

Alle activiteit is op deze lokaties afkomstig van de directe depositie. Aangezien de diepte van het Markermeer niet veel kleiner is dan die van het IJsselmeer, is het waarschijnlijk, dat de depositie in het Markermeer, en mogelijk ook in de Oostvaardersplassen, groter is geweest dan in het IJsselmeer. Dit wordt bevestigd door berekeningen van het RIVM (CCR86). De hogere activiteit in de Oostvaardersplassen ten opzichte van het Markermeer wordt veroorzaakt door de veel geringere diepte van de Oostvaardersplassen. De hoge activiteiten in de zomer van 1987 kunnen grotendeels toegeschreven worden aan de lange verblijftijden in beide watersystemen, waardoor processen als accumulatie in de bodem en resuspensie een belangrijke rol spelen. Op de relatie tussen de activiteiten in de waterbodem en de activiteiten in het zwevend stof zal in hoofdstuk 3.3 nog nader worden ingegaan.

3.2.6 Noordelijk Deltabekken

In het Noordelijk Deltabekken zijn medio juni 1986 geen monsters genomen. In de zomer van 1987 zijn monsters genomen op een tweetal plaatsen in het **Haringvliet**. Hier werden ^{137}Cs activiteiten gevonden tussen 250 en 350 Bq/kg (figuur 10C). Deze waarden zijn ongeveer gelijk aan de gehalten, welke in de Rijn gemeten werden en significant hoger dan de gehalten in de Maas. Het water in het Haringvliet is voor 80 % afkomstig uit de Rijn.

3.2.7 Overige wateren

Alleen in de **Nieuwe Waterweg** zijn verder regelmatig monsters genomen. Omstreeks half juni 1986 werd hier een ^{137}Cs activiteit gemeten van 890 Bq/kg. Na 2 maanden was deze activiteit gehalveerd en in de zomer van 1987 werd nog een waarde gevonden van 150 Bq/kg.

Deze activiteiten liggen in dezelfde orde van grootte als die in de Rijn.

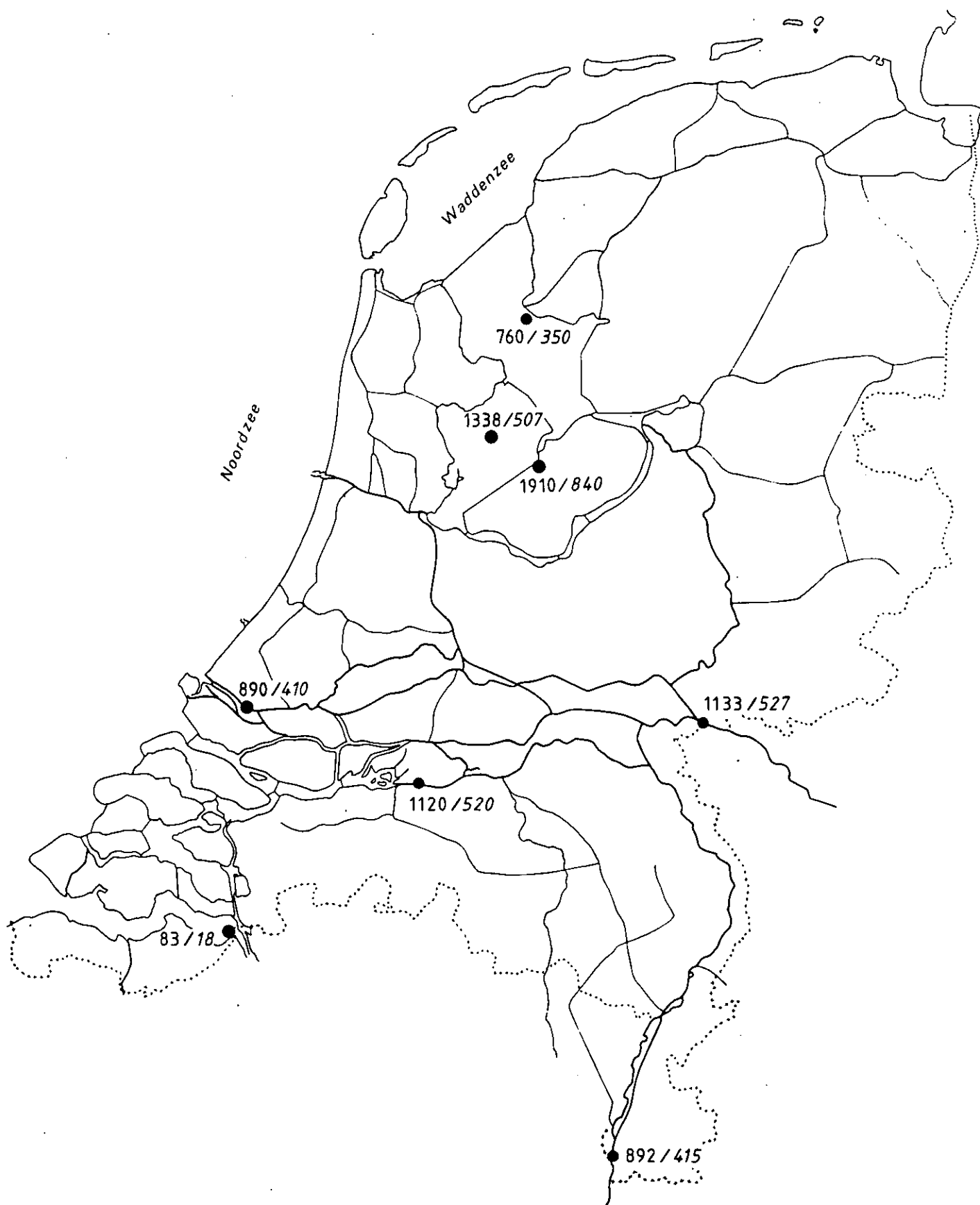
3.3 Besmetting waterbodem

3.3.1 Overzicht

Een groot gedeelte van het in de Nederlandse binnenwateren gedeponeerde ^{137}Cs (via directe depositie en aanvoer via zwevend stof) is in de bodem geaccumuleerd. Tabel 3.3.1 geeft een overzicht van de activiteiten, welke in de bovenste centimeters van het sediment werden gemeten. De gegevens worden gepresenteerd voor een tweetal perioden. De nazomer van 1986 geeft een beeld van de maximale activiteiten, welke in de bodem zijn aangetroffen. De zomer van 1987 geeft aan met welke activiteiten ook op langere termijn gerekend moet worden.

In de nazomer van 1986 werden de hoogste activiteiten gemeten in het Noordelijk Deltabekken. Dit werd vooral veroorzaakt door transport van besmet slib via de Rijn. Daarnaast

Figuur 10: Verspreiding van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in (A) juni 1986, (B) voorjaar 1987 en (C) zomer 1987.

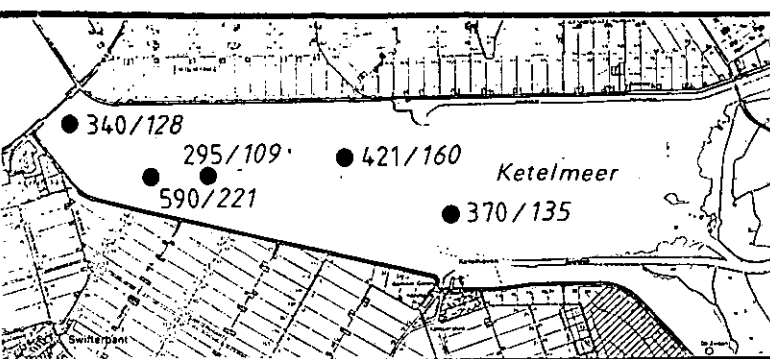


137-Cs en 134-Cs in zwevend stof - juni 1986.

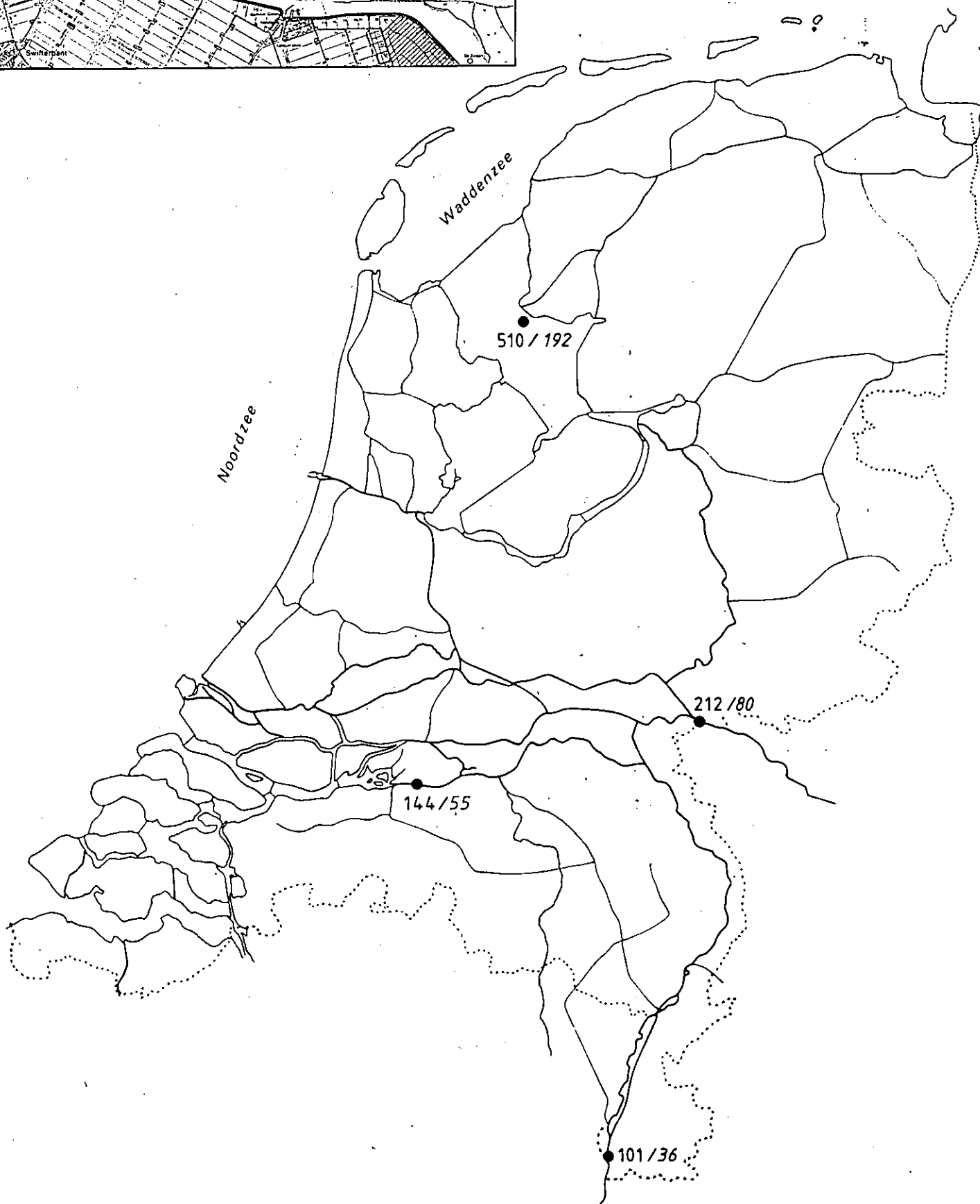
rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

par.	getekend	nota nr.:
d.d.	NOV. 1986	figuur 10a
schaal:	—	afdeling: AOCH
		reg. nr.: AO 88.229



Figuur 10 (vervolg): Verspreiding van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in (A) juni 1986, (B) voorjaar 1987 en (C) zomer 1987.

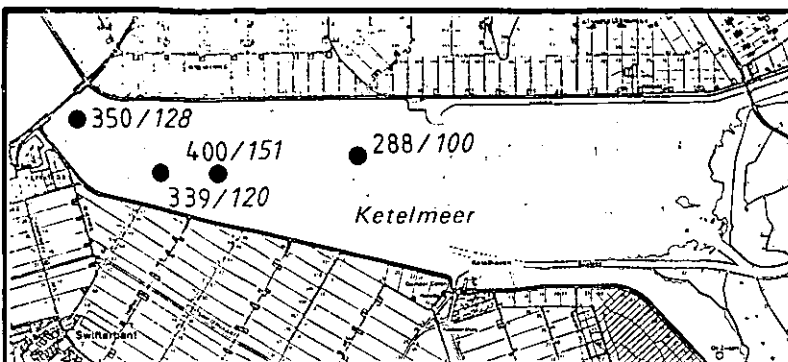


137-Cs en 134-Cs in zwevend stof - februari/april 1987.

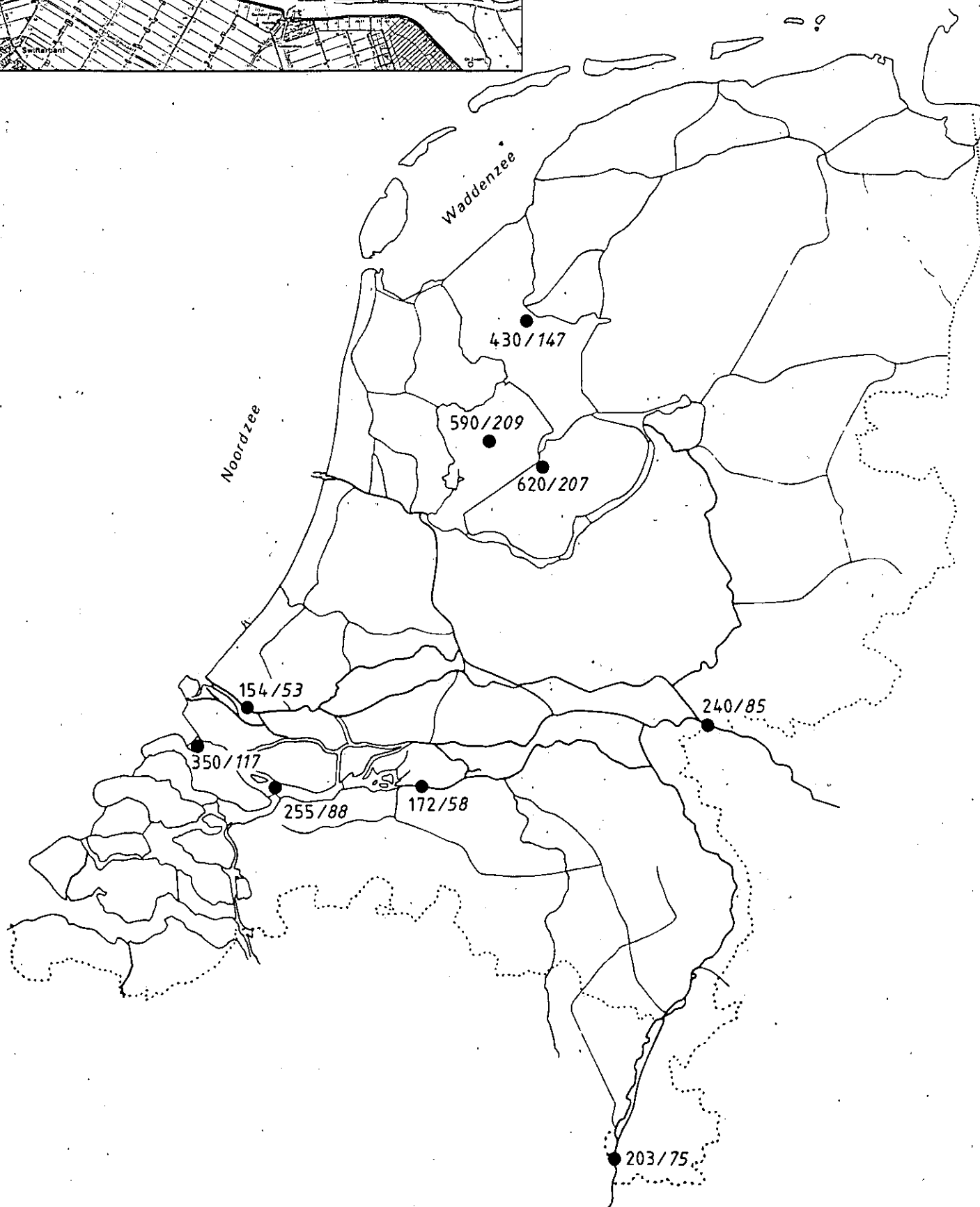
rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

	geleend	note nr.:
par.		figuur 10b
d.d.	nov. 1988	afdeling: AOCH
schaal:	—	reg. nr.: AD 88.230



Figuur 10: Verspreiding van de ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteit in zwevend rivierslib in (A) juni 1986, (B) voorjaar 1987 en (C) zomer 1987.



137- Cs en 134- Cs in zwevend stof - mei / juli 1987.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

getekend	note nr.
dat.	figuur 10c
d.d. nov. 1988	afdeling: AOCH
schaal: —	reg. nr.: AO 88.231

werden hoge activiteiten aangetroffen in het Markermeer en de Oostvaardersplassen.

Tabel 3.3.1: Overzicht van de 137Cs activiteit in de bovenste centimeters van de waterbodem. Weergegeven is de gemiddelde activiteit in een laag van 5 cm: Alle activiteiten worden uitgedrukt in Bq/kg droge stof.

Lokatie	nazomer 1986	zomer 1987
Rijn, Hagestein	160	396
Westerschelde, SVOD	20	17
Ketelmeer, IJ004	250	164
„ IJ001	472	345
IJsselmeer, IJ23	175	5
„ IJ1	92	40
„ IJ050	145	91
Markermeer, IJ111	820	33
Oostvaardersplassen	746	72
Amer	750	62
Nieuwe Merwede	147	161
Hollands Diep, H7	1190	197
„ H8	436	114
Haringvliet, H9		29
„ H10	782	630
„ H12	23	111
Amsterdam-Rijnkanaal	16	12
Noordzeekanaal	28	18
Dommel	71	33

Dit werd veroorzaakt door een hoge directe depositie. In de zomer van 1987 waren de activiteiten in het Noordelijk Delta-bekken sterk gedaald ten gevolge van begraving en herverdeling van slib. In het IJsselmeergebied en in het bijzonder in het Ketelmeer was de daling veel minder groot. Dit werd veroorzaakt door nalevering van activiteit door de Rijn en door resuspensie van besmet Ketelmeerslib. In de overige wateren werden veel lagere activiteiten gevonden. Uitzonderingen waren de Rijn bij Hagestein en in mindere mate de Dommel.

In het verdere van dit hoofdstuk zal op de diverse lokaties in detail worden ingegaan.

3.3.2 Rijn

In de Rijn zijn vanaf juni 1986 met een Van Veenhapper bodemonster genomen bij **Hagenstein**. Hierin zijn de totaal- α totaal- β , 137Cs en 134Cs activiteiten gemeten. In een aantal monsters is ook de korrelgrootteverdeling bepaald. Vanwege een gebrek aan capaciteit zijn de totaal- α en totaal- β activiteiten in deze bodemonsters vaak pas maanden na monsternamen gemeten. Deze zullen daarom hier niet verder besproken worden*. In figuur 11 zijn de 137Cs activiteiten in de bovenste laag van het sediment weergegeven. De activiteit nam toe van 50 Bq/kg droge stof** in juni 1986 tot 750

* Ook bij de ander lokaties zijn de totaal- α en totaal- β activiteiten op een laat tijdstip gemeten. Daarom zullen deze ook bij andere lokaties niet besproken worden. Wel staan ze, indien gemeten, vermeld in de nota (DBW/RIZA nr. 89.009)

** Alle activiteiten worden uitgedrukt in Bq/kg droge stof. In het vervolg zal alleen Bq/kg vermeld worden.

Bq/kg in december 1986. Hierbij was de toename in de laatste drie maanden veel groter dan in de eerste vier maanden. In 1987 liep de activiteit weer geleidelijk terug tot een waarde van 350 Bq/kg in september 1987.

Hoewel er in de Rijn geen netto sedimentatie optreedt, kunnen er, afhankelijk van de waterafvoer, perioden zijn, waarin sedimentatie of erosie plaatsvindt. In de tweede helft van 1986 was de afvoer van de Rijn laag (zie figuur 2 en tabel 3.1.2 in hoofdstuk 3.1). In deze periode is dan ook sedimentatie van slib opgetreden. Dit slib was afkomstig uit Zuid-Duitsland en Zwitserland, waar een relatief hoge depositie heeft plaatsgevonden. In het najaar nam de besmetting van de bodem nog sterker toe vanwege een verhoogde slibaanvoer, terwijl de afvoeren relatief laag bleven. In de eerste helft van 1987 was de afvoer van de Rijn hoger dan normaal. De activiteiten daalden dan ook weer vanwege erosie van de besmette bovenlaag. Tevens lagen de activiteiten in het nieuw aangevoerde slib veel lager.

Ook in de **Nieuwe Maas** zijn tussen juni 1986 en augustus 1987 een aantal bodemonsters genomen met een van Veenhapper. In juni 1986 werd een 137Cs activiteit gemeten van 550 Bq/kg; in september en oktober werd echter nog slechts een activiteit van 15 Bq/kg gevonden (figuur. 11). In 1987 varieerden de activiteiten tussen 200 en 300 Bq/kg. De activiteit van 550 Bq/kg, welke in juni 1986 gemeten werd, was veel hoger dan de 50 Bq/kg, welke op hetzelfde tijdstip in de Lek bij Hagestein gemeten werd. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door verschillen in de laag, welke bemonsterd is. In juni is mogelijk in de Nieuwe Maas slechts een hele dunne toplaag bemonsterd. Dit probleem is inherent aan het gebruik van de Van Veenhapper. De dikte van de bemonsterde laag is variabel, waarbij de dikte o.a. afhankelijk is van de stevigheid van het sediment. Een tweede oorzaak voor de hoge activiteit in juni 1986 zou kunnen zijn, dat via afspoeling op deze lokatie meer activiteit in de rivier gekomen is. De lage waarden, welke in september en oktober 1986 gemeten werden, zijn mogelijk veroorzaakt door een volledige erosie van de toplaag. Een andere mogelijke oorzaak is, dat op een iets andere lokatie bemonsterd is. In 1987 werden activiteiten gevonden, welke wat lager waren dan in de Lek. Er was echter een vrij grote spreiding in de resultaten.

3.3.3 Westerschelde

In de Westerschelde zijn bodemonsters genomen bij **Schaar van Ouden Doel**. Ook deze monsters zijn genomen met een Van Veenhapper. De 137Cs activiteiten staan vermeld in figuur 11. Vanaf juni 1986 tot juni 1987 trad er een toename in de activiteit op van 10 tot 40 Bq/kg. Daarna nam de activiteit weer af tot 10 Bq/kg in december 1987. Het patroon in de Westerschelde vertoonde globaal hetzelfde patroon als in de Rijn: een initiële toename van de activiteit gevolgd door een afname. Wel waren de activiteiten in het sediment van de Westerschelde een factor 20 tot 30 lager dan in de Rijn. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de volgende factoren:

- de veel geringere depositie in het stroomgebied van de Schelde;
- het hogere zwevend stof gehalte in de Westerschelde (gemiddeld in 1986 85 mg/l in de Westerschelde en 37 mg/l in de Lek), waardoor het zwevend stof minder zwaar belast werd;
- het hoge zoutgehalte in de Westerschelde, waardoor isotopische uitwisseling tussen ^{137}Cs en kalium opgetreden kan zijn (Co88).

3.3.4 IJsselmeergebied

In het IJsselmeergebied zijn bodemonsters genomen in het Ketelmeer (3 lokaties), het IJsselmeer (3 lokaties), het Markermeer en de Oostvaardersplassen.

Het Ketelmeer is een belangrijk sedimentatiegebied van de Rijn (IJssel). De gemiddelde diepte van het meer is 3,3 meter, waarbij de diepte van oost (de IJsselmond) naar west (IJsselmeer) toeneemt.

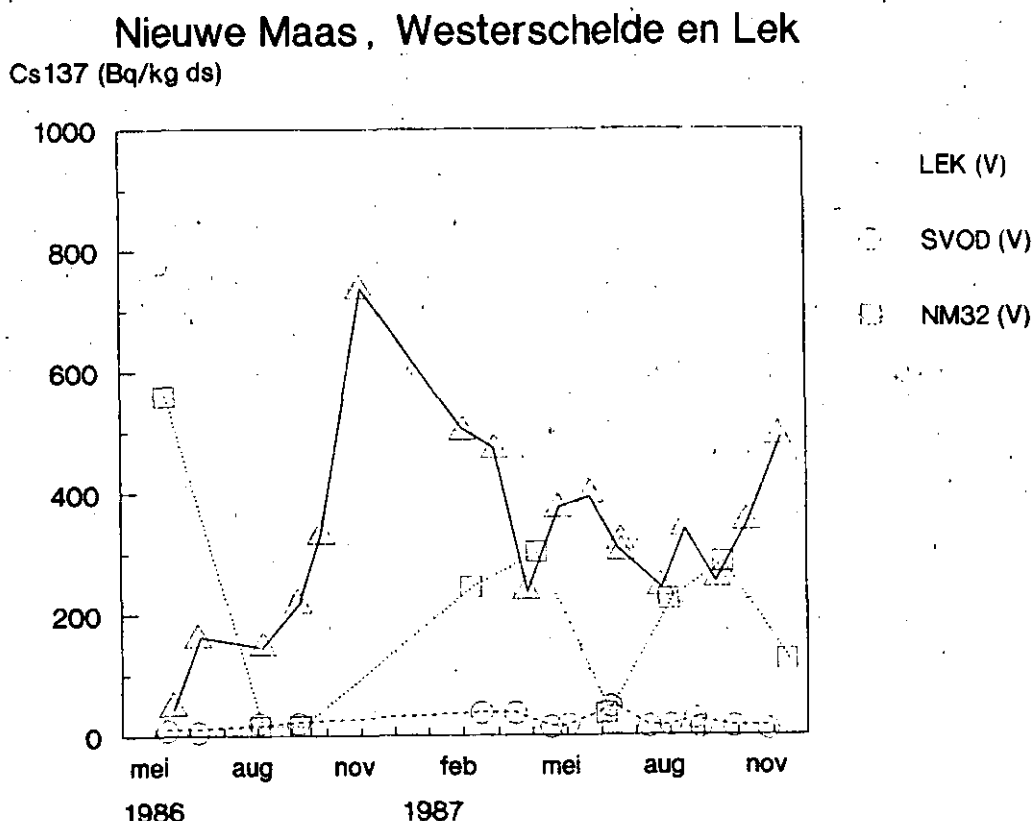
Verder wordt het westelijk deel van het gebied gekenmerkt door de aanwezigheid van een aantal diepe geulen. Op een drietal lokaties zijn bodemonsters genomen. Het meetpunt IJ004 is gelegen in een vlak gedeelte in het midden van het Ketelmeer. Op deze lokatie overheerst de sedimentatie, maar er treden ook perioden van erosie op. Het meetpunt IJ002 ligt in het overgangsgebied tussen de ondiepe meerbodem en de westelijke geulen. Lokatie IJ001 is het meest westelijke meetpunt. Het is gelegen in een diepe geul, waar voortdurend sedimentatie optreedt. Voor de exacte ligging van de lokaties wordt verwezen naar figuur 14. Op deze lokaties zijn bodemonsters genomen met behulp van zowel een Van Veenhapper als een box-corer. Het verloop van de

^{137}Cs activiteit in de bovenste vijf centimeters van het sediment* is weergegeven in figuur 12. Hierbij zijn gegevens, verkregen uit de bemonstering met een Van Veenhapper (open symbolen), samengevoegd met gegevens, verkregen via bemonstering met een box-corer (dichte symbolen). In figuur 13 zijn de activiteiten weergegeven in lagen van verschillende dieptes, welke verkregen zijn via bemonstering met een box-corer.

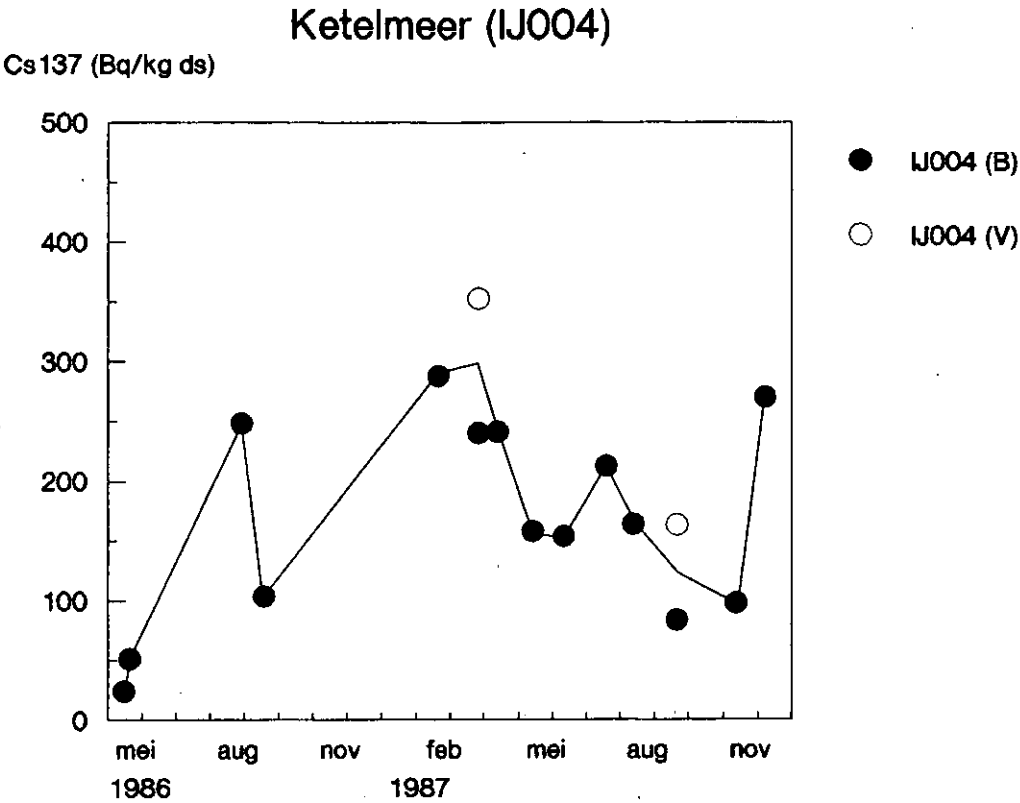
Op lokatie IJ004 nam de ^{137}Cs activiteit van mei tot augustus 1986 toe tot een waarde van 250 Bq/kg, gevolgd door een sterke afname tot 100 Bq/kg begin september 1986 (figuur 12A). In februari 1987 was de activiteit in de bovenlaag weer gestegen tot 300 Bq/kg, waarna deze gedurende de rest van het jaar weer geleidelijk daalde tot 100 Bq/kg in november 1987. Uit de diepteprofielen (figuur 13A) bleek dat vrijwel alle activiteit gelokaliseerd was in de bovenste 5 centimeter van het sediment. Alleen in de eerste maanden na Tsjernobyl werd er een cesium fractie ($\pm 20\%$ van het aanvankelijk aanwezige cesium) aangetroffen, welke in enkele maanden verdween naar lagen dieper dan 25 cm.

Het meetpunt IJ004 ligt in een vlak gebied in het midden van het Ketelmeer. De initiële stijging werd veroorzaakt door de sedimentatie van sterk besmet slib, dat aangevoerd werd door de Rijn. De activiteiten in de bovenste centimeters van het sediment waren wat lager dan de activiteiten, welke in de Lek gevonden werden. Dit kan veroorzaakt zijn door de menging van de bovenste centimeters van het sediment in het Ketelmeer door middel van bioturbatie. Ook het verschil in bemonstering, in Ketelmeer hoofdzakelijk met een box-corer en in Lek alleen met Van Veenhapper, kan een rol gespeeld hebben.

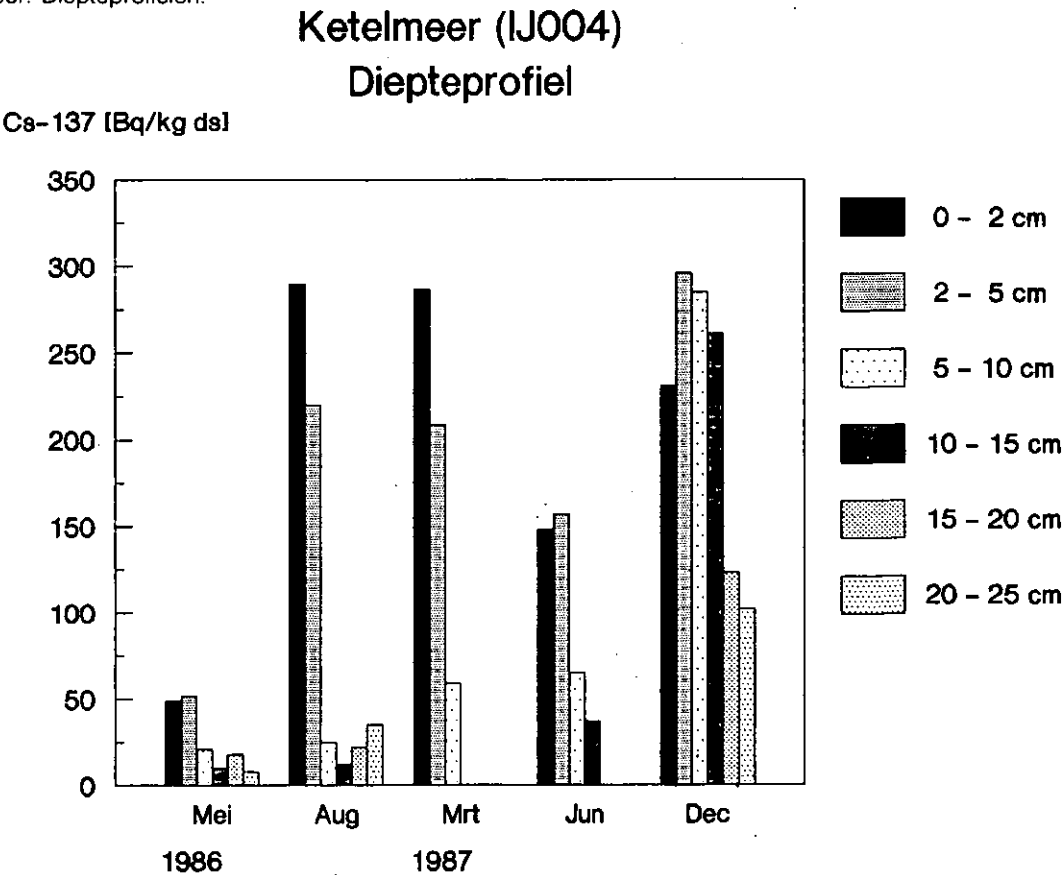
Figuur 11: Verloop van ^{137}Cs activiteit in de bovenste laag van het sediment in de Lek bij Hagestein, de Nieuwe Maas en de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel.



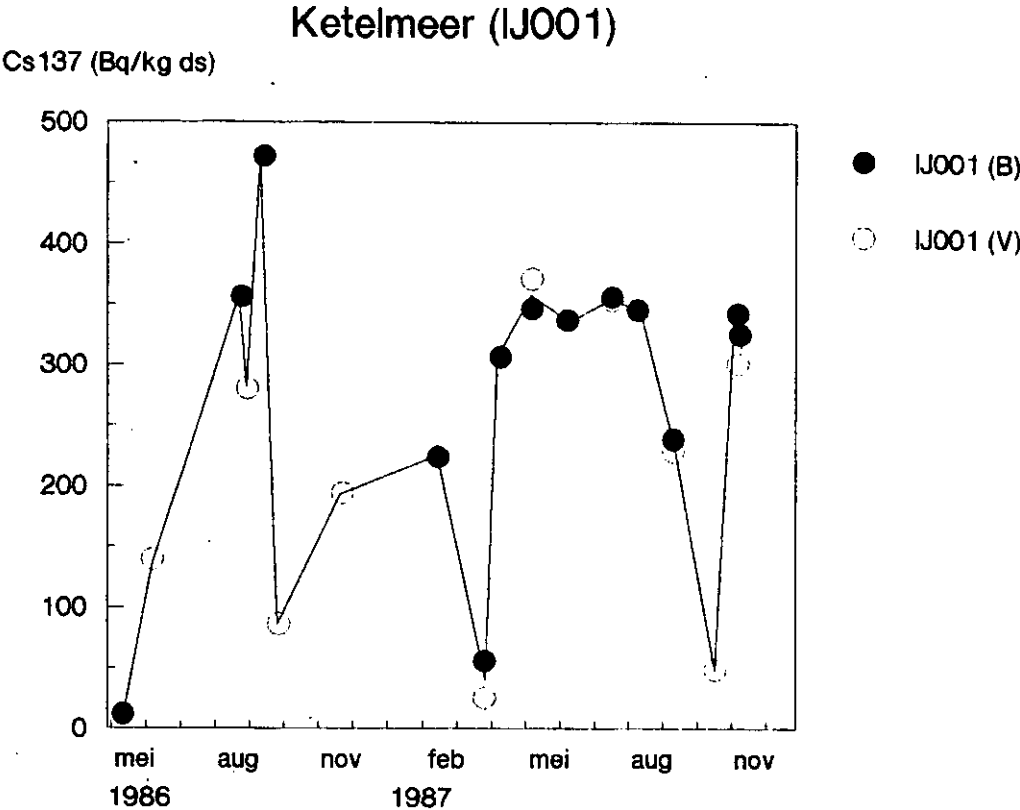
Figuur 12: Verloop van ¹³⁷Cs activiteit in bovenste centimeters van de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. (A): IJ004



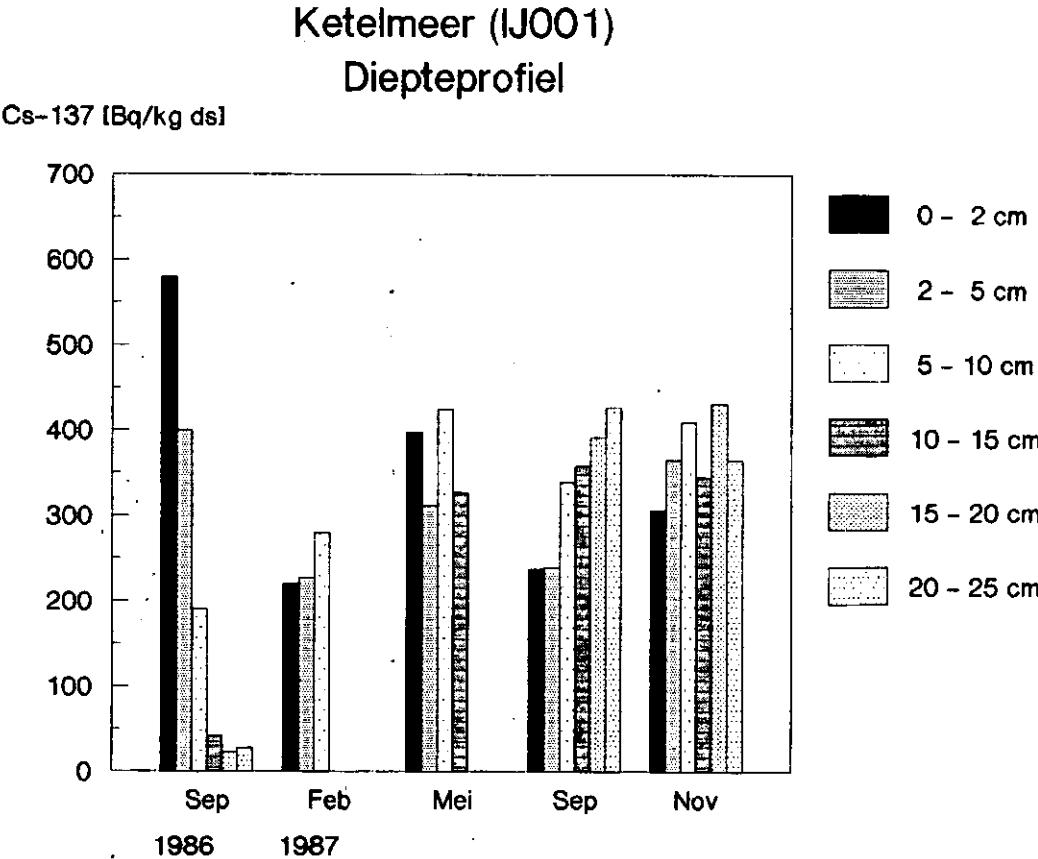
Figuur 13: ¹³⁷Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. Diepteprofielen. (A): IJ004



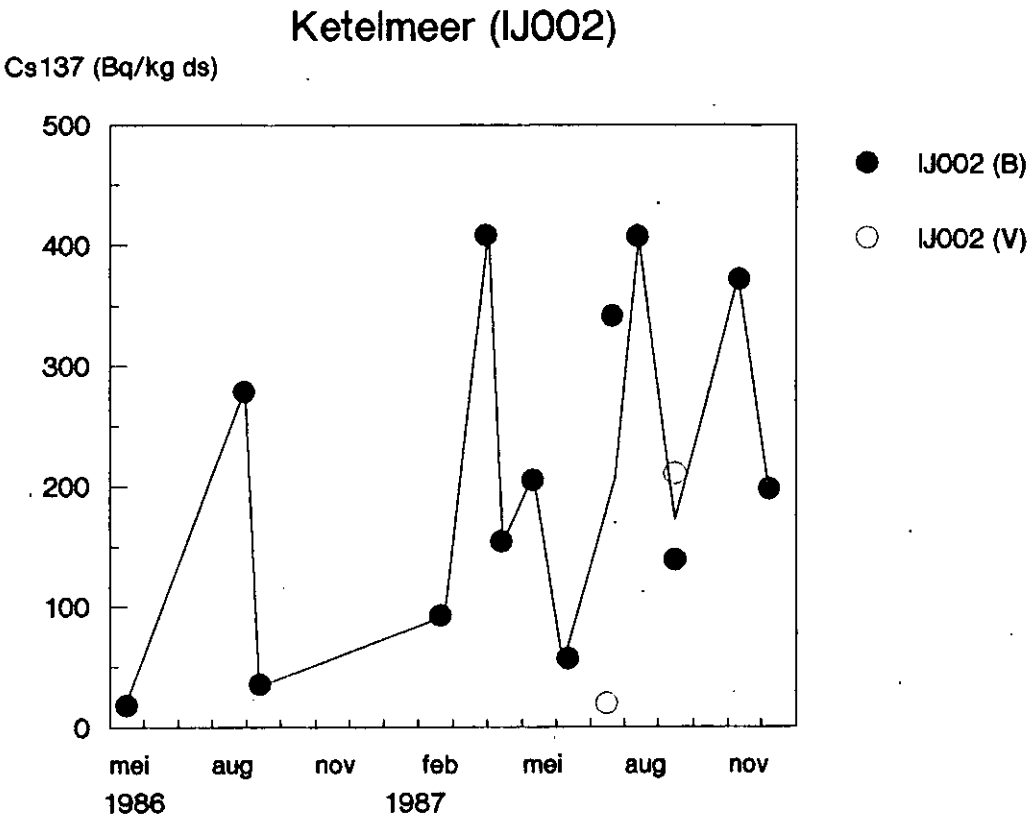
Figuur 12 (vervolg): Verloop van ¹³⁷Cs activiteit in bovenste centimeters van de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. (B): IJ001



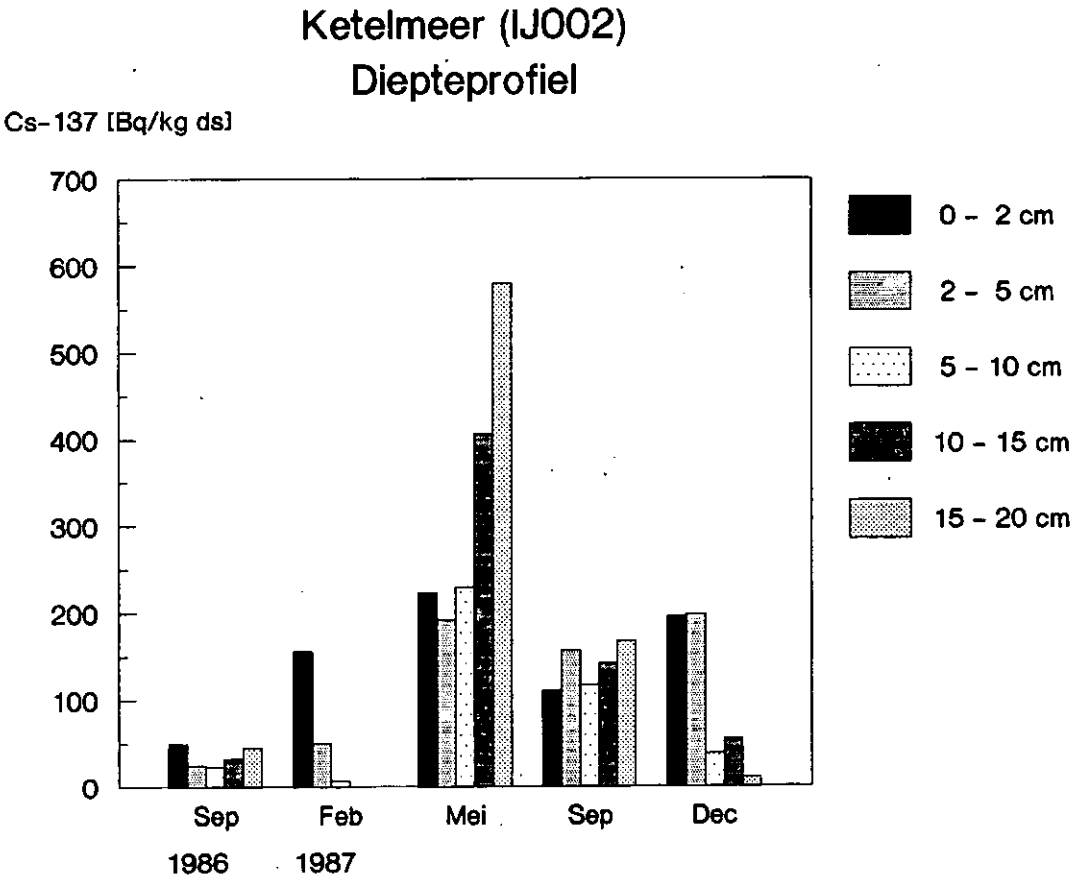
Figuur 13 (vervolg): ¹³⁷Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. Diepteprofielen. (B): IJ001



Figuur 12 (vervolg): Verloop van ¹³⁷Cs activiteit in bovenste centimeters van de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. (C): IJ002



Figuur 13 (vervolg): ¹³⁷Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Ketelmeer. Diepteprofielen. (C): IJ002



Opvallend was de sterke daling, welke begin september 1986 optrad. Deze trad niet alleen op in de laag 0 - 2 cm, maar ook in de laag 2 - 5 cm. De daling is dus moeilijk te verklaren door middel van alleen erosie ten gevolge van een hoge waterafvoer. In deze periode was de afvoer van de Rijn laag. Ook uitwisseling met relatief onbesmet zwevend stof, aangevoerd door de Rijn, is onwaarschijnlijk, omdat de Cs activiteiten in de Rijn in deze periode nog beduidend hoger lagen (500 - 600 Bq/kg). Mogelijkerwijs is er in deze periode wel sedimentatie van IJsselmeerslib opgetreden. Dit slib was relatief schoon. Tevens kunnen ook de sedimentatie van organisch materiaal en verdere menging van de bodem een rol gespeeld hebben.

De stijging in de activiteit in de periode van september 1986 tot maart 1987 kan verklaard worden door de verhoogde aanvoer van water en zwevend stof via de Rijn. De activiteit in de bovenste laag was in maart 1987 ongeveer gelijk aan de activiteit in het zwevend stof van de Rijn. De daling in de activiteit gedurende de rest van het jaar was groter dan de daling in de Lek. Dit werd veroorzaakt door afwisselende sedimentatie van besmet Rijnslib en relatief schoon IJsselmeerslib. Ook uitwisseling via sedimentatie en resuspensie heeft hierbij een rol gespeeld. Het is namelijk bekend, dat in het Ketelmeer de sedimentatiesnelheid veel groter is dan alleen op grond van de slibaanvoer verwacht mag worden (Be87). Tenslotte kan ook niet uitgesloten worden, dat het besmette slib gedeeltelijk weer geërodeerd is.

Uit de diepteprofielen bleek, dat de meeste activiteit gelokaliseerd was in de bovenste 5 centimeters. De verschillen tussen de lagen 0 - 2 en 2 - 5 cm waren vaak erg gering. Dit betekent dat de bodem door fysische (wind, stroming) en biologische (bodemdieren) turbatie gemengd wordt tot een diepte van minstens 5 cm. Opmerkelijk is de menging van de bodem tot een diepte van 15 cm in december 1987.

Aangezien de totale cesium depositie toen ook sterk toenomen was, kan het niet uitgesloten worden, dat deze stijging te wijten is geweest aan een artefact. De kleine hoeveelheid cesium, welke in mei 1986 snel weggezakte naar diepere lagen is waarschijnlijk niet gebonden (opgelost) cesium.

De ¹³⁷Cs activiteit op lokatie IJ001 vertoonde grotendeels hetzelfde verloop als de activiteit op lokatie IJ004 (figuur 12B). De volgende verschillen traden op. In de zomer van 1986 lagen de activiteiten op IJ001 iets hoger dan op lokatie IJ004, terwijl ook de daling in het najaar van 1986 minder groot was. In de zomer en het najaar van 1987 trad op deze lokatie geen daling in de activiteit op, maar bleef deze vrijwel gelijk. In de diepteprofielen (figuur 13B) traden wel grote verschillen op. Het ¹³⁷Cs was aanwezig in steeds diepere lagen en in het najaar van 1987 werd het aangetroffen tot op een diepte van 25 cm.

De lokatie IJ001 is gelegen in een diepe put. Op deze lokatie kan in tegenstelling tot op lokatie IJ004 geen erosie optreden en vindt er alleen sedimentatie plaats. Het is dus een uitstekende lokatie om het sedimentatiepatroon te bestuderen. Op deze lokatie sedimenteert iets fijner slib dan op IJ004, zoals bleek uit de granulaire samenstelling van het sediment. Aangezien ¹³⁷Cs in sterke mate gebonden is aan kleine deeltjes (He87), kan dit de iets hogere activiteiten verklaren.

Het feit dat ook op deze lokatie een daling in de activiteit in augustus 1986 optrad, geeft aan, dat in die periode sedimentatie van schoon IJsselmeerslib en organische stof de belangrijkste factoren voor de daling geweest zijn. Het feit, dat de daling iets minder groot was dan op lokatie IJ004

duidt aan, dat op de laatstgenoemde lokatie ook erosie een rol gespeeld moet hebben. De afwezigheid van de daling van de activiteit in 1987 en de menging van de laag tot 25 cm kunnen verklaard worden door de sterke mate van sedimentatie, welke in dit diepe gedeelte optreedt. De diepte, waarop nog ¹³⁷Cs werd aangetroffen komt uitstekend overeen met de sedimentatiesnelheid van 20 cm/jaar, welke door Beurskens et al. (Be88) voor deze lokatie werd gemeten.

De ¹³⁷Cs activiteit op IJ002 (figuur 12C) vertoonde een verloop, dat volkomen verschilde van dat op beide andere locaties. Van maand tot maand traden grote verschillen op in de activiteiten (tot een factor 10). Een tendens in het tijdsverloop was niet waar te nemen.

Uit de diepteprofielen (figuur 13C) bleek, dat tot februari 1987 de ¹³⁷Cs activiteit geconcentreerd was in de laag 0 - 5 cm. Daarna werden ook hoge activiteiten aangetroffen in diepere lagen.

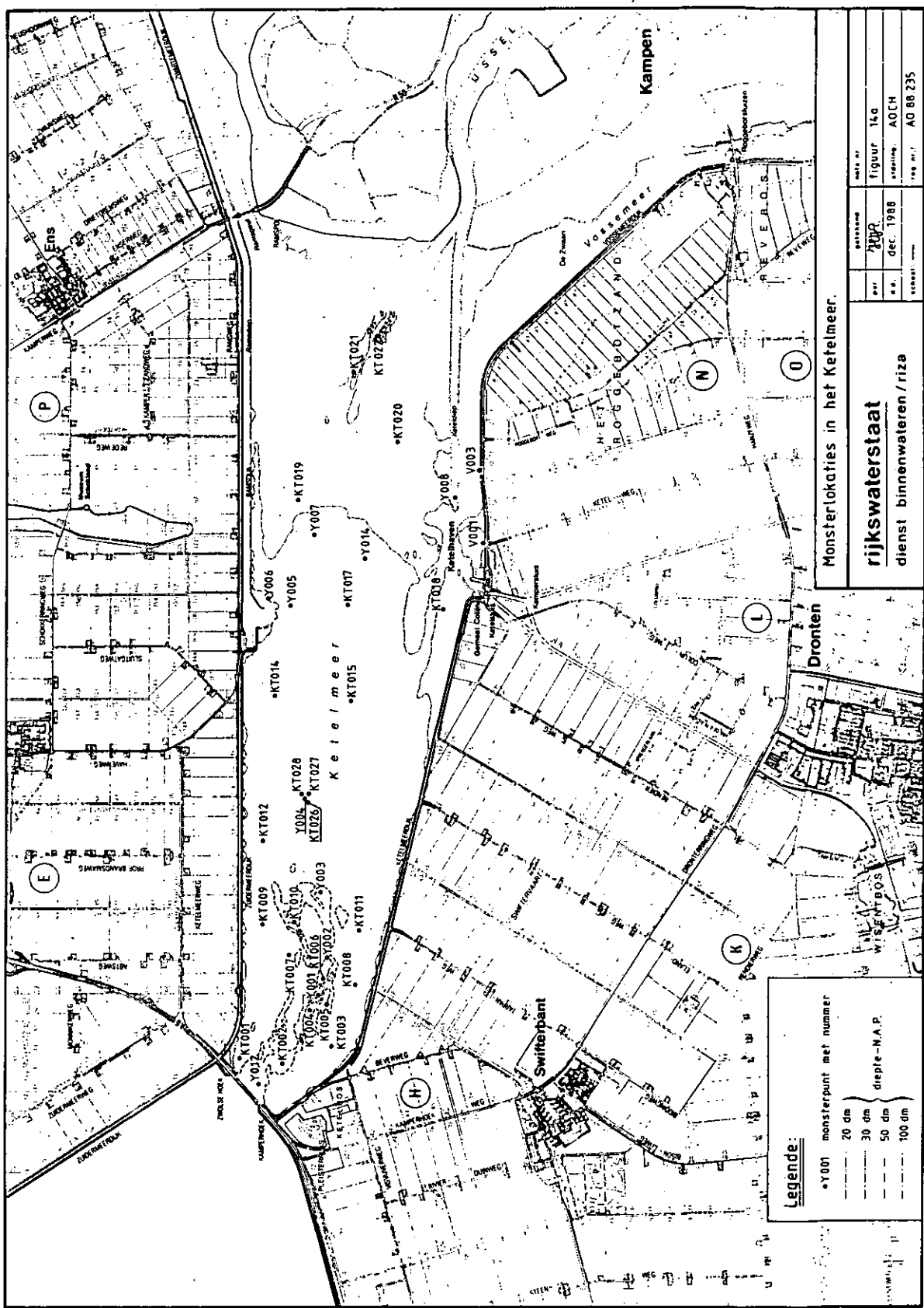
Lokatie IJ002 is gelegen in een overgangsgebied van ondiep naar diep liggende meerbodem vlak bij een geul. De granulaire samenstelling van het sediment vertoonde van monster tot monster grote variaties. Toch was er geen relatie te leggen tussen de ¹³⁷Cs activiteiten en de fractie < 16 µm. De sterke variaties zijn waarschijnlijk te wijten aan de ligging van de lokatie. Vanwege de ligging aan de rand van een geul treedt er regelmatig afschuiving van sediment in de geul op, waardoor schoon sediment bemonsterd wordt.

Daarna treedt weer sedimentatie op van besmet slib, waardoor hoge activiteiten gevonden worden. Eveneens kunnen de onvermijdelijke kleine variaties in de positie van monstername in dit soort situaties aanleiding geven tot grote verschillen in de aard van het sediment.

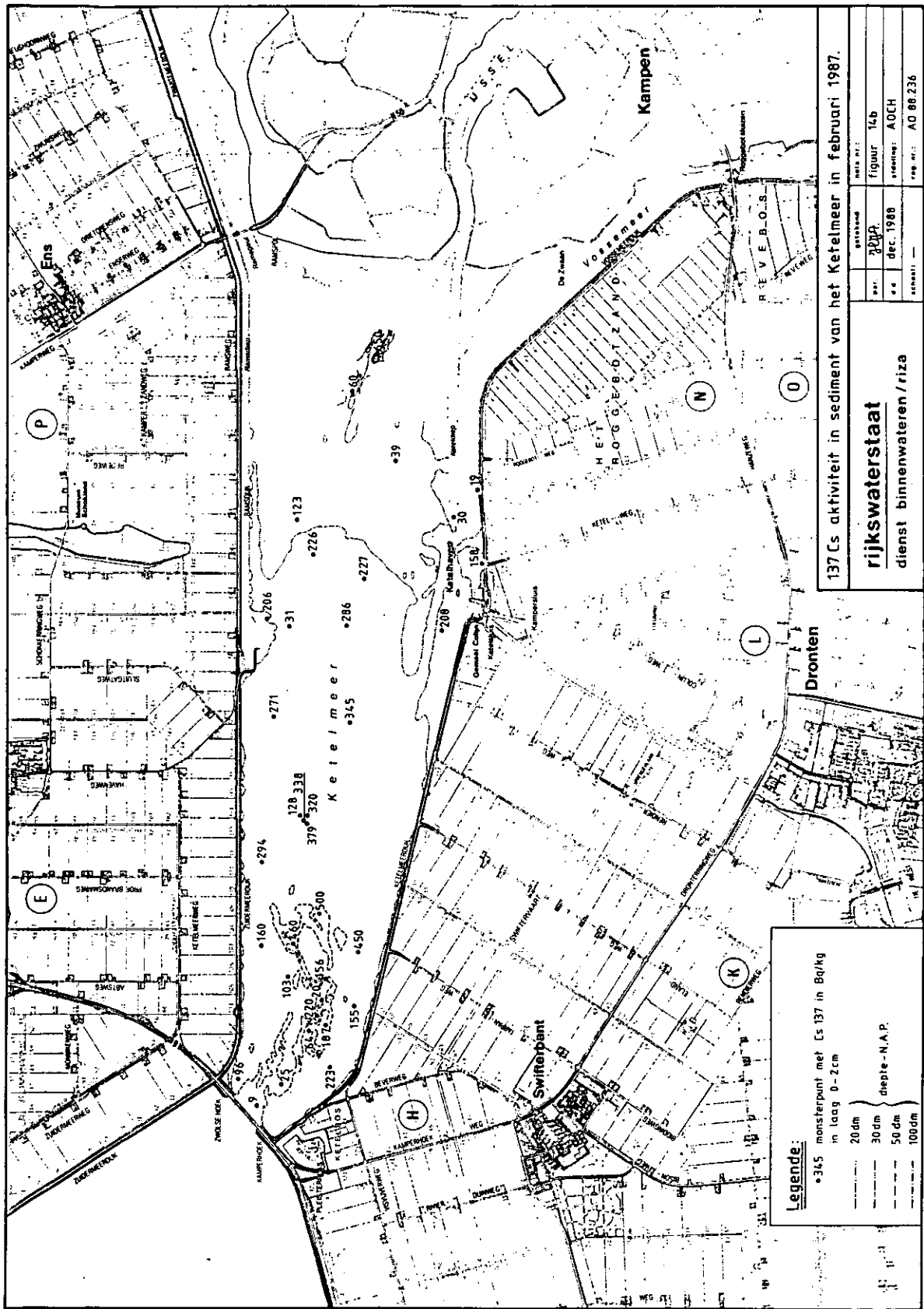
In februari 1987 zijn op een aantal locaties in het Ketelmeer boxcorer monsters genomen om de ruimtelijke verdeling van de besmetting met radioactiviteit over het meer te bepalen. De ¹³⁷Cs activiteiten in de laag 0 - 2 cm en de exacte posities van de locaties staan vermeld in figuur 14. Van oost naar west zijn er globaal een drietal gebieden aan te geven. Van de Ramsgeul tot aan het Keteldiep (bij meetpunt IJ008) werden lage activiteiten gevonden, kleiner dan 60 Bq/kg. Dit is een ondiep gedeelte, waar in hoofdzaak de stroomrichting naar het westen gericht is. Dit gebied is geen sedimentatiegebied en de bodem is zandig. Alleen bij punt KT022, dat in een put ligt, is besmet slib gesedimenteerd.

In de diepere delen in het midden en het westelijk deel van het Ketelmeer, van lokatie IJ008 tot aan lokatie KT011, bezinkt het meeste zwevend stof. Hier werden ¹³⁷Cs activiteiten gevonden van 100 - 500 Bq/kg. De laagste activiteiten werden gemeten aan de oostelijke zijde en de hoogste werden gevonden in de geulen aan de westelijke zijde. Dit kan worden verklaard uit het sedimentatiepatroon. Eerst bezinkt het meer grove materiaal en later het fijne slib. In de geulen zal dan ook het fijnste slib sedimenteren, omdat hier de stroomsnelheid uiterst gering is. Dit verband werd ook gevonden in de korrelgrootteverdeling in het sediment. Eveneens bestond er een recht evenredig verband tussen de fractie van de deeltjes < 16 µm en de gemeten ¹³⁷Cs activiteit ($r^2 = 0,61$, $n = 34$) (zie figuur 15). Vanaf KT011 tot aan de Ketelbrug nam de activiteit sterk af. Vanwege de vernauwing van het meer bij de verbinding met het IJsselmeer neemt de waterbeweging toe en daarmee de sedimentatie af. Het sediment in de geulen bij de Ketelbrug had dan ook een zanderige structuur.

Figuur 14: Ruimtelijke verdeling van de 137Cs activiteit in de bovenste centimeters van het sediment over het Ketelmeer in februari 1987. (A) Monsterlokaties



Figuur 14 (vervolg): Ruimtelijke verdeling van de 137Cs activiteit in de bovenste centimeters van het sediment over het Ketelmeer in februari 1987.



Naast de laag 0 - 2 cm zijn eveneens de lagen 2 - 5 en 5 - 10 cm bemonsterd. In vrijwel het hele sedimentatiegebied (tussen lokatie IJ008 en KT011) werden in de laag 2 - 5 cm aanzienlijke hoeveelheden ^{137}Cs aangetroffen. In de laag 5 - 10 cm werd alleen op sommige lokaties, welke in diepe geulen lagen een sterk verhoogde activiteit gemeten. Dit beeld stemt geheel overeen met het hierboven geschetste sedimentatiepatroon.

De drie meetpunten, welke regelmatig bemonsterd zijn (IJ004, IJ002 en IJ001) passen redelijk binnen het hierboven geschetste patroon.

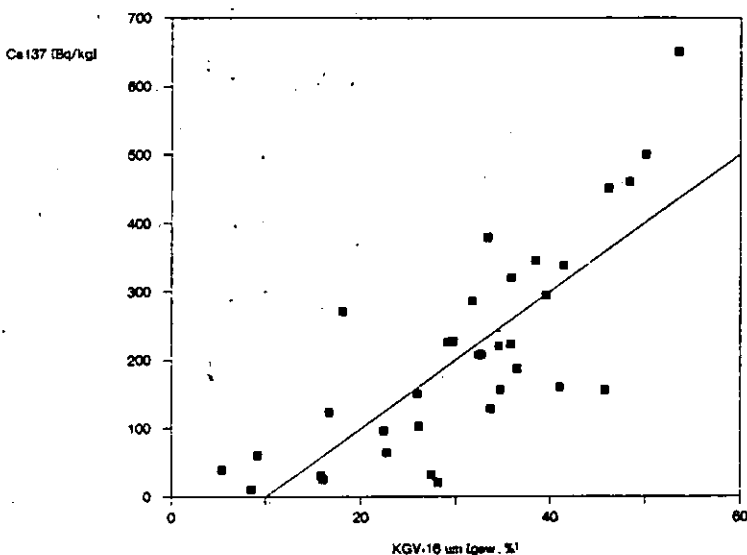
Alleen op lokatie IJ001 werd een activiteit gemeten, welke wat lager lag dan normaal. Op deze lokatie, gelegen in een geul, werden echter op grotere diepten ook hoge activiteiten gevonden. De meest waarschijnlijke verklaring is, dat in het voorjaar van 1987 een dunne laag minder besmet slib, afkomstig uit het IJsselmeer, op deze lokatie gesedimenteerd is.

In het IJsselmeer zijn op een drietal lokaties bodemonsters genomen.

Op lokatie IJ23, gelegen in het midden van het IJsselmeer, zijn zowel monsters genomen met een Van Veenhapper als met een boxcorer. In de bovenste 5 centimeter trad van half mei tot juli 1986 een sterke toename van de ^{137}Cs activiteit op tot 175 Bq/kg (figuur 16A), waarna deze in de tweede helft van juli 1986 weer sterk daalde tot 20 Bq/kg. Van augustus 1986 tot december 1987 trad een verdere zeer geleidelijke daling op tot 5 - 10 Bq/kg. Alleen in het najaar van 1986 en het voorjaar van 1987 traden geringe verhogingen in de activiteit op. Uit de diepteprofielen bleek, dat de meeste activiteit geconcentreerd was in de laag 0 - 2 cm (figuur 17).

Figuur 15: Relatie tussen ^{137}Cs activiteit en het gehalte aan deeltjes $< 16 \mu\text{m}$ in de bovenste centimeters van Ketelmeersediment in februari 1987.

correlatie tussen $\text{Cs } ^{137}$ en $\text{KGV} < 16 \mu\text{m}$



De initiële toename in de ^{137}Cs activiteit, gevolgd door de afname in de tweede helft van juli 1986 is mogelijk minder groot geweest dan dat de figuur suggereert. De beide monsters met hoge activiteiten zijn genomen met een Van

Veenhapper. Aangezien de bodem op deze lokatie een zandige structuur heeft, is het waarschijnlijk dat geen 5 cm van het sediment bemonsterd is maar een geringere laag. Uit de korrelgrootteverdeling bleek, dat de monsters, genomen met de Van Veenhapper, meer fijn slib bevatten dan de laag 0 - 2 cm van de box-corer monsters. Waarschijnlijk is eind mei al een belangrijk deel van de atmosferische cesium depositie op de bodem terecht gekomen. De stijging tot juli 1986 werd veroorzaakt door een verdere uitwassing van het water door het zwevend slib. Ook depositie van via de IJssel binnengekomen materiaal heeft hieraan bijgedragen. Daarna heeft een herverdeling van de activiteit plaatsgevonden.

De zeer geleidelijke afname, welke vanaf augustus 1986 optrad, werd veroorzaakt door nalevering van een deel van de activiteit aan het water en door menging van de bovenste 5 cm van het sediment. Ook sedimentatie van gesuspendeerd Ketelmeerslib kan hierbij een rol gespeeld hebben.

Toch kan niet worden uitgesloten dat in juli 1986 depositie van minder besmet materiaal aanleiding heeft gegeven tot een extra daling. Dit kan hebben bestaan uit organisch materiaal (afsterven van algen) of uit calciumcarbonaat (verhoging van pH in nazomer ten gevolge van de algengroei). De beide geringe verhogingen in de activiteit in het najaar van 1986 en in het voorjaar van 1987 zijn waarschijnlijk toe te schrijven aan een extra toevoer van besmet slib vanuit het Ketelmeer.

Op lokatie IJ1, gelegen in het noordelijk IJsselmeergebied, zijn alleen bodemonsters genomen met een Van Veenhapper. De ^{137}Cs activiteiten vertoonden op deze lokatie vrij grote variaties (figuur 16B). Het niveau van de activiteiten lag hoger dan op meetpunt IJ23, namelijk in 1987 30 - 40 Bq/kg op IJ1 tegenover 5 - 10 Bq/kg op IJ23. Wel was het globale verloop in de activiteit vergelijkbaar met hetgeen op lokatie IJ23 gevonden werd.

De grote variaties, welke in de activiteiten gevonden werden, worden veroorzaakt door de ligging van deze lokatie. Het meetpunt ligt in een overgangsgebied tussen klei- en zandbodem (SP80). Kleine variaties in de plaats van bemonstering kunnen derhalve sterke variaties in het bemonsterde sediment geven. Dit bleek tevens uit de korrelgrootteanalyse. Het gebruik van de Van Veenhapper kan in een dergelijke situatie aanleiding geven tot verschillen in de bemonsteringsdiepte.

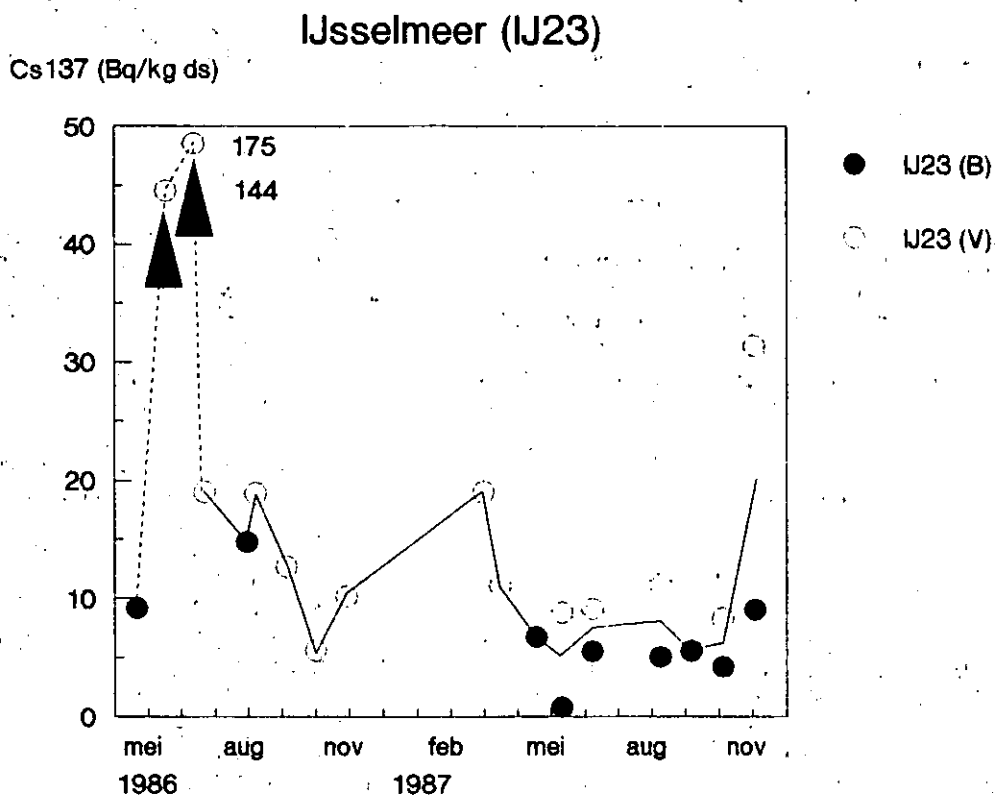
Wel bleek ook op deze lokatie, dat er na een snelle accumulatie van de atmosferische depositie een geleidelijke herverdeling van het cesium optrad via nalevering aan het water, menging van het sediment en aanvoer van Ketelmeerslib. De hogere activiteiten, welke op deze lokatie t.o.v. IJ23 gemeten werden, zijn te verklaren door de fijnere samenstelling van het sediment.

Op lokatie IJ050, gelegen in het zuidelijk deel van het IJsselmeer, zijn alleen monsters genomen met een Van Veenhapper. Het verloop in de ^{137}Cs activiteit verschilde ook hier weinig van het verloop, gemeten op lokatie IJ23 (figuur 16C).

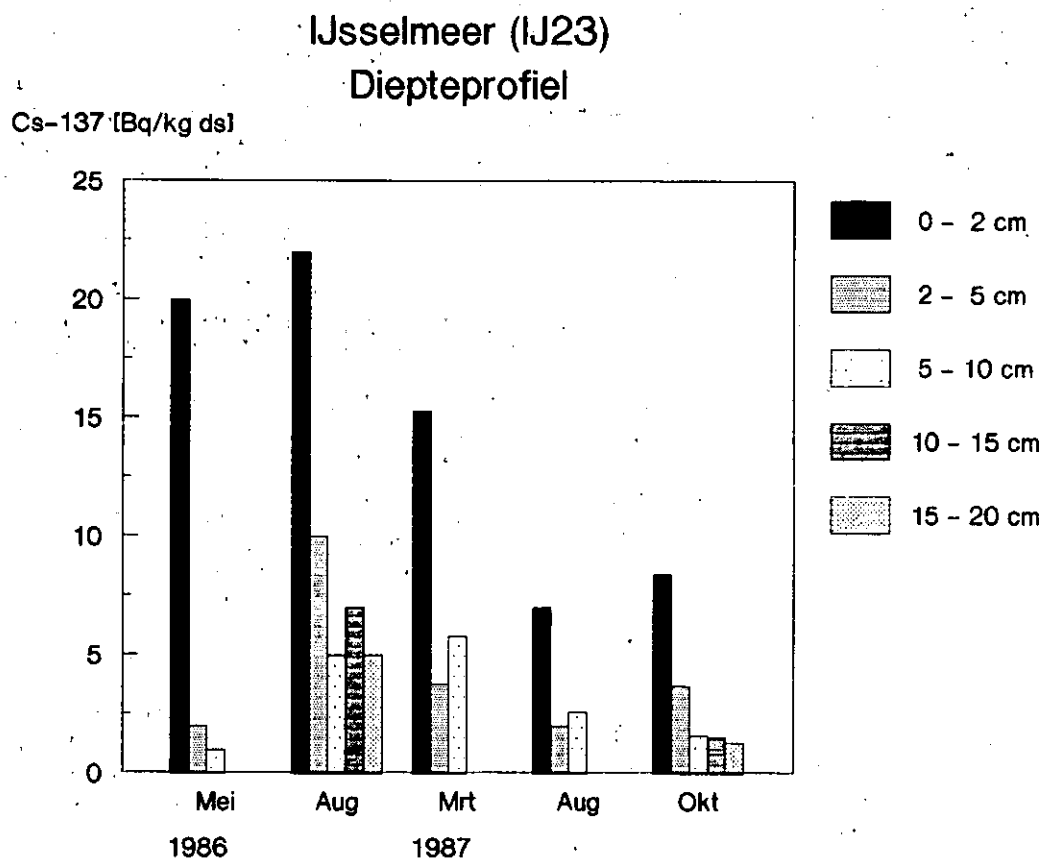
Wel werden op deze lokatie veel hogere activiteiten gemeten, nl. 80 - 110 Bq/kg.

Deze lokatie ligt in een kleigebied (SP80). Uit de korrelgrootteverdeling bleek, dat het sediment veel slib bevatte. De hoge activiteiten zijn dan ook een gevolg van de preferente binding van ^{137}Cs aan kleideeltjes (HE87). Tevens is op deze lokatie de aanvoer van besmet slib uit het Ketelmeer van

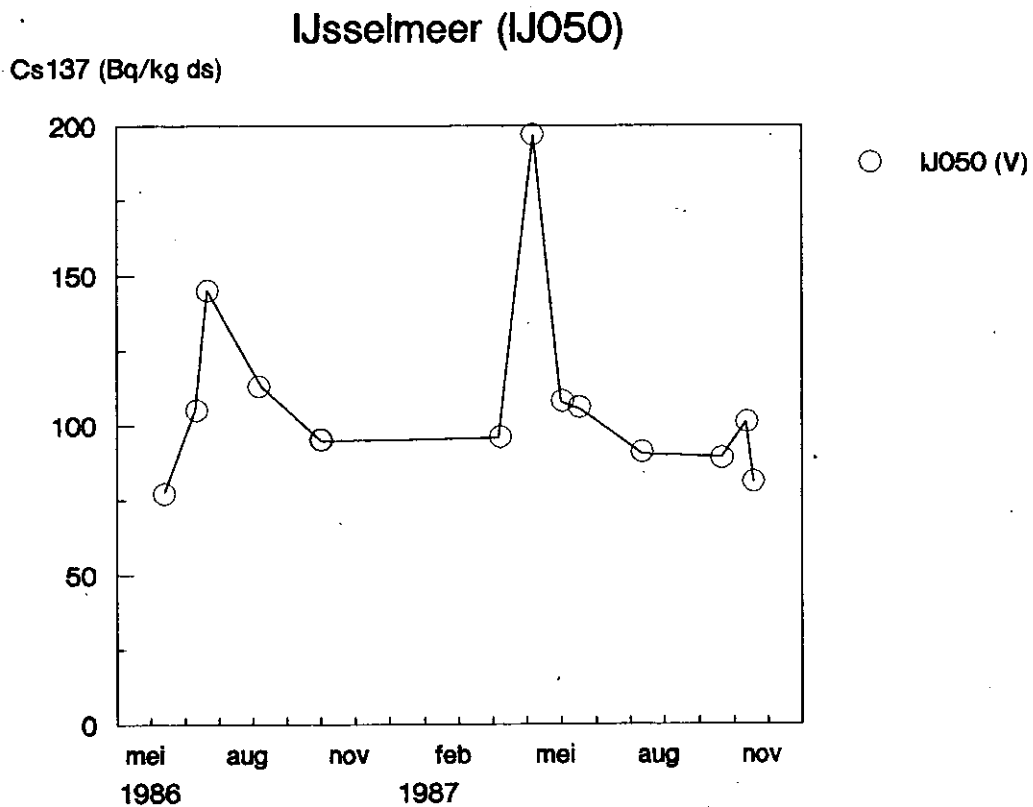
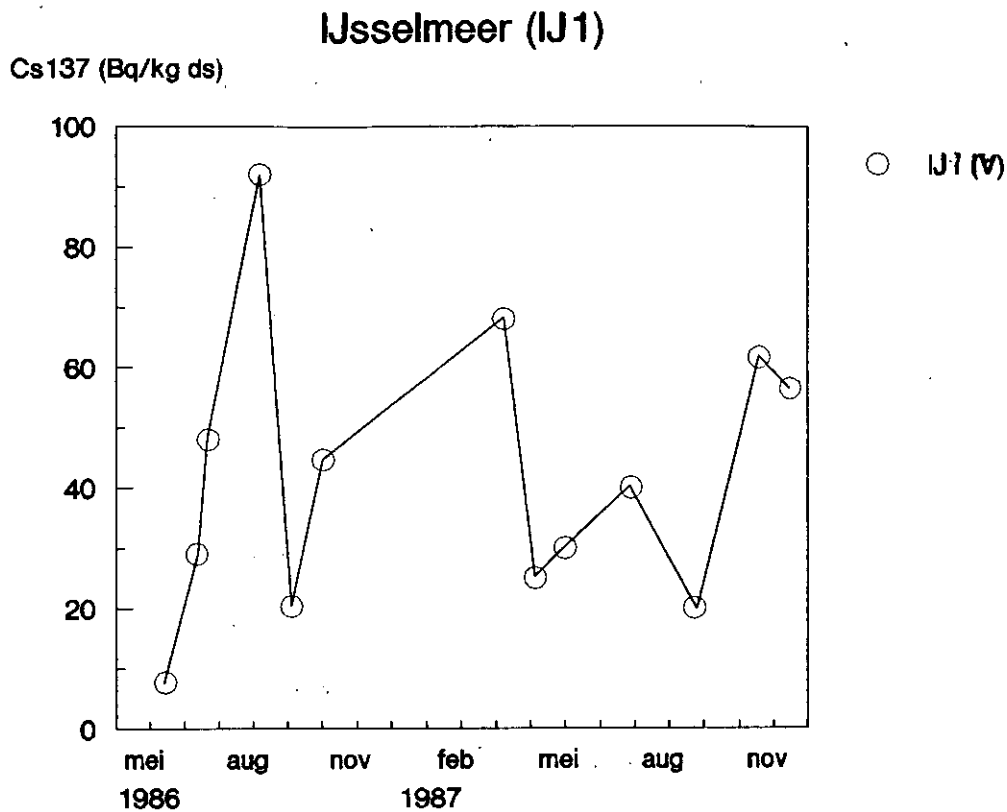
Figuur 16: Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het IJsselmeer. (A): IJ23



Figuur 17: ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in het IJsselmeer (IJ23). Diepteprofielen.



Figuur 16 (vervolg): Verloop van ¹³⁷Cs activiteit in de water-
bodem op een drietal lokaties in het IJsselmeer.
(B) IJ1 en (C) IJ050



belang. De extreem hoge activiteit, welke gemeten werd in mei 1987 is waarschijnlijk te wijten aan een artefact (meet- of bemonsteringsfout), hoewel de korrelgrootteverdeling geen grote afwijking liet zien.

In het Markermeer zijn alleen monsters genomen met een Van Veenhapper. Het tijdsverloop in de ^{137}Cs activiteit in de bovenste laag vertoonde sterke fluctuaties (figuur 18A). Binnen een periode van één maand werden activiteiten gemeten, welke een factor 10 van elkaar verschilden. Het is daarom moeilijk een algemeen patroon aan te geven.

Het meetpunt IJ111 ligt in het midden van het Markermeer. De bodem is kleiig en er zijn weinig horizontale verschillen in de bovenste laag. De meest waarschijnlijke oorzaak voor de grote variaties in de activiteiten zijn verschillende dieptes van bemonstering met de Van Veenhapper. In de slappe klei zakt de Van Veenhapper gemakkelijk ver weg, zodat monsters genomen zijn op grote dieptes, waardoor zeer lage gehalten gevonden werden. De zeer hoge gehalten zouden verkregen kunnen zijn door een incidentele bemonstering op een geringe diepte. Opmerkelijk was wel, dat de korrelgrootteanalyse een grote spreiding in de verschillende fracties vertoonde. Dit zou een aanwijzing kunnen zijn voor de bemonstering op verschillende dieptes. Er was echter geen relatie te leggen tussen de fractie $< 16 \mu\text{m}$ in het monster en de ^{137}Cs activiteit. Omdat er geen box-corer monsters genomen zijn, zijn hierover geen verdere uitspraken te doen. Ook is er geen inzicht in de verticale verdeling van het cesium over de meerbodem. Tenslotte kan niet uitgesloten worden, dat de depositie in dit gebied groter is geweest dan in het IJsselmeer. Aanwijzingen hiervoor zijn het depositiepa-

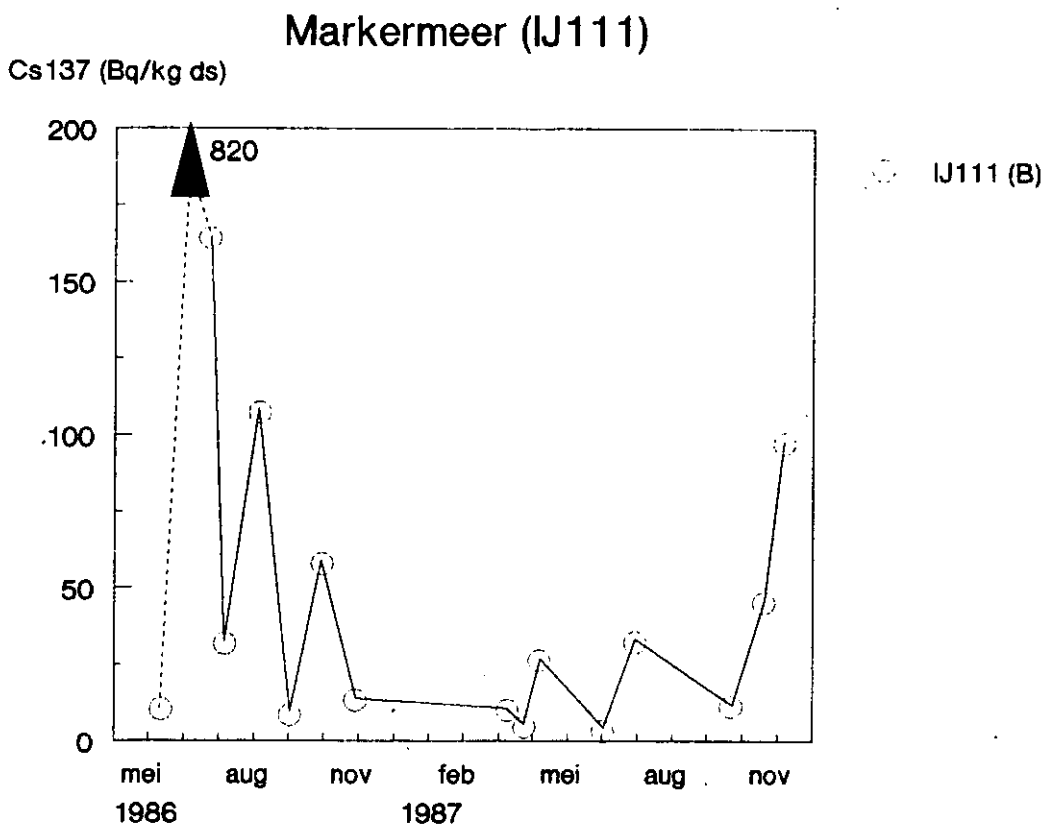
troon, dat in het eerste CCRX-rapport (CCRX86) gegeven wordt en de hoge ^{137}Cs gehalten in het zwevend stof, zoals ze de eerste maanden na de kernramp gemeten werden.

In de Oostvaardersplassen werden hoge ^{137}Cs activiteiten gemeten (figuur 18B). Na een maximale activiteit van 750 Bq/kg in juli 1986 trad er een geleidelijke daling op in de bovenste 5 cm van het sediment tot 300 Bq/kg in oktober 1987. Wel waren er op deze lokatie evenals in het Markermeer grote verschillen tussen de meetpunten. Deze traden in nog sterkere mate op in de diepteprofielen (figuur 19). Zo werd in november 1986 een aanzienlijke activiteit gemeten in de laag 25 - 30 cm, terwijl in maart 1987 alleen de laag 0 - 2 cm cesium bevatte.

In de Oostvaardersplassen is niet steeds op dezelfde lokatie bemonsterd. Vanwege de geringe diepte van de plassen vielen sommige gedeeltes soms droog en moest op een andere lokatie bemonsterd worden. Dit kan verklaren, waarom er grote verschillen tussen de data optraden. Het feit dat al in november 1986 hoge activiteiten te vinden waren tot op een diepte van 30 cm, is op zich niet verwonderlijk gezien de grote dynamiek in deze plassen.

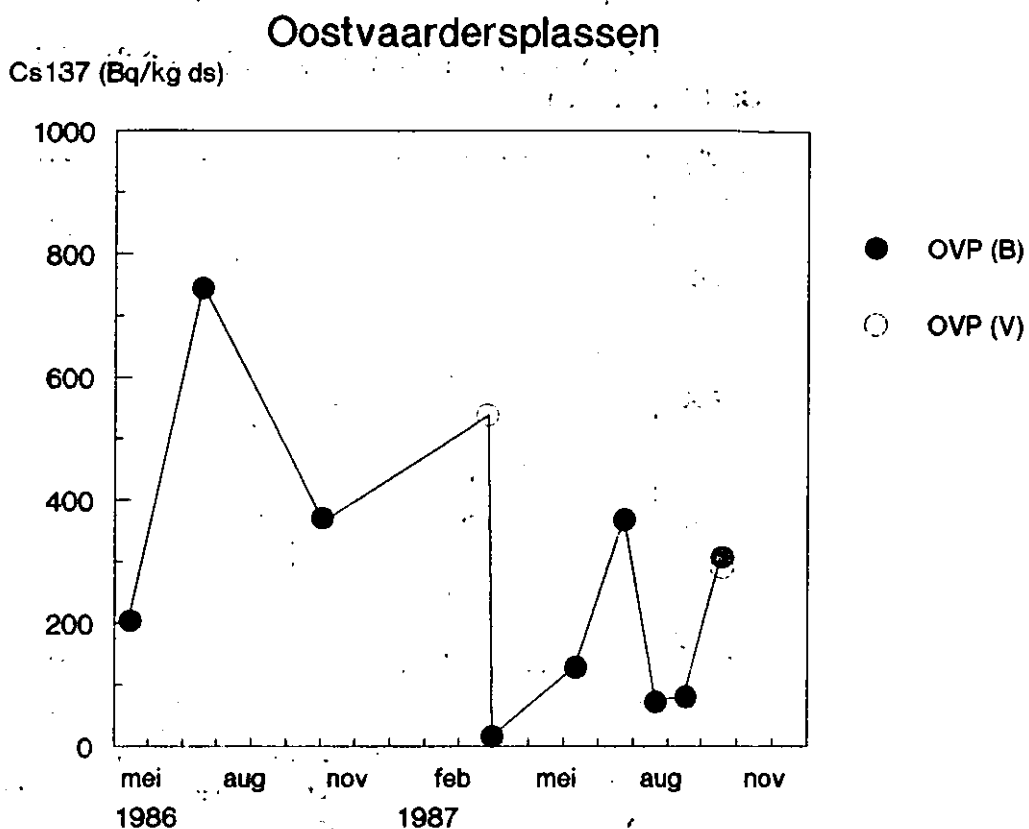
Wel zou verwacht mogen worden, dat in korte tijd de activiteit homogeen in de bodem verdeeld zou zijn. Dit bleek echter niet het geval. Evenmin was er een verloop te zien in de tijd naar grotere diepten. Zo werd de hoogste ^{137}Cs activiteit in augustus, september en oktober 1987 gevonden in de laag van resp. 0 - 2, 15 - 20 en 0 - 2 cm. Dit moet zijn oorzaak vinden in de verschillende bemonsteringslokaties. Concluderend kan gesteld worden dat in de Oostvaardersplassen sprake is van een hoge besmettingsgraad van de bodem en dat grote verschillen optreden in de horizontale en verticale

Figuur 18: Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in het Markermeer en de Oostvaardersplassen.
(A): IJ111

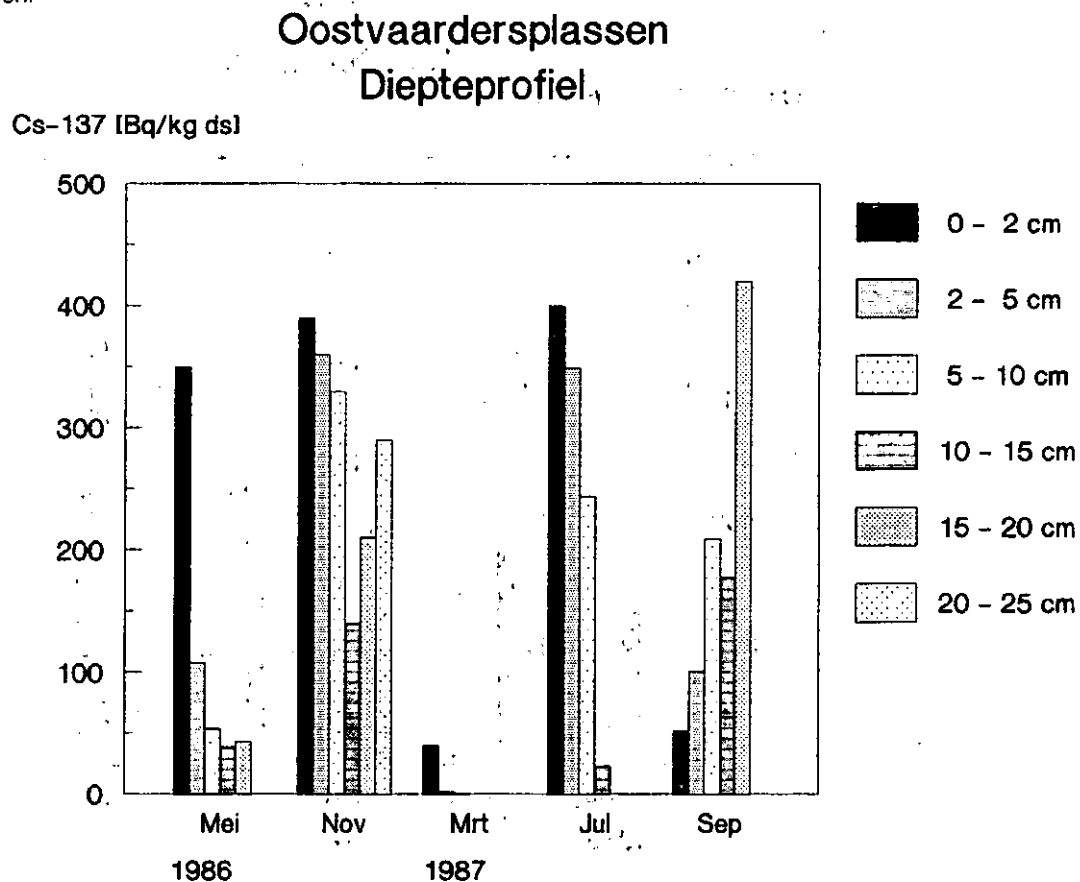


Figuur 18 (vervolg): Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in het Markermeer en de Oostvaardersplassen.

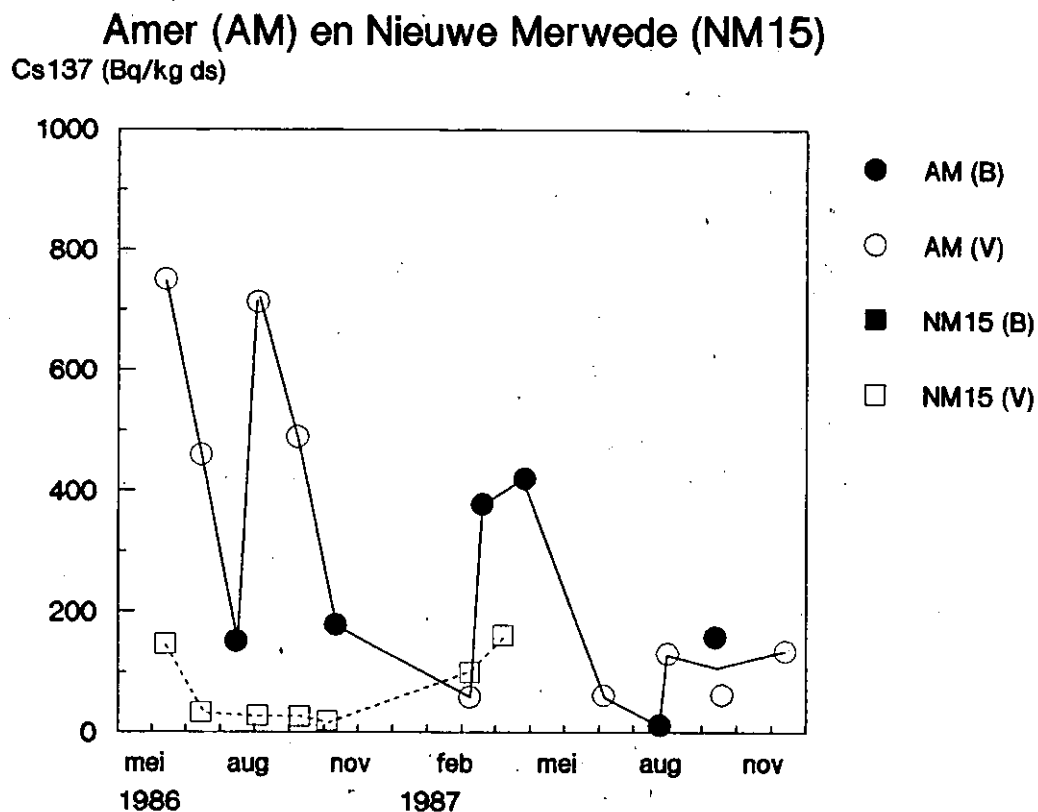
(B): Oostvaardersplassen



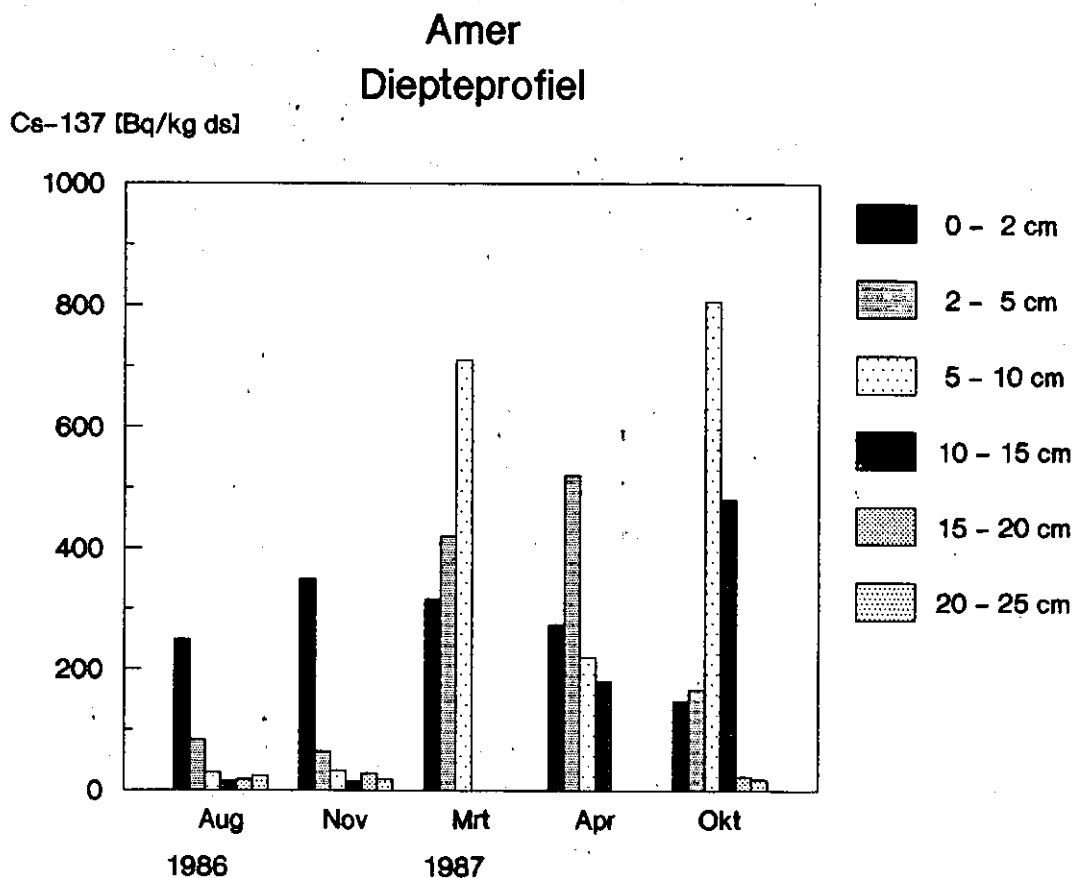
Figuur 19: ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in de Oostvaardersplassen. Diepteprofielen.



Figuur 20: Verloop van ^{137}Cs activiteit in de bovenste laag van het sediment in de Amer en de Nieuwe Merwede.



Figuur 21: ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in de Amer. Diepteprofielen.



verdeling van het cesium. Een nader onderzoek is hier op zijn plaats.

Tenslotte bleek uit omzetting van de activiteiten naar deposities (in Bq/m²) dat deze varieerden tussen 5 en 30 kBq/m². Deze deposities lagen veel hoger dan op grond van de directe depositie (CCR88) verwacht mocht worden. Dit is mogelijk te wijten aan een plaatselijke verhoogde depositie t.g.v. sterke regenbuien begin mei 1986 (CCR86) en de geringe doorspoeling van de plassen.

3.3.5 Noordelijk Deltabekken

In het Noordelijk Deltabekken zijn bodemonsters genomen in de Amer, de Nieuwe Merwede, het Hollands Diep (3 lokaties) en het Haringvliet (2 lokaties).

In de Amer werden sterk wisselende ¹³⁷Cs activiteiten gemeten (figuur 20). Erg hoge waarden (400 - 700 Bq/kg) werden gemeten in juni, september en oktober 1986 en in april en mei 1987. Lage waarden (50 - 100 Bq/kg) werden gemeten in augustus en november 1986 en in maart en juli - december 1987. Ondanks deze variaties was toch een geleidelijke daling in de activiteiten in de bovenste laag zichtbaar. Uit de diepteprofielen (figuur 21) bleek, dat in 1986 vrijwel alle activiteit zich bevond in de laag 0 - 2 cm. In maart en april 1987 werden ook aanzienlijke hoeveelheden cesium aangetroffen tot op een diepte van 15 cm.

De sterk wisselende activiteiten in de bovenlaag kunnen als volgt verklaard worden. Hoewel er in de Amer vrijwel geen netto sedimentatie meer optreedt (BER84a, BER87), kunnen er, afhankelijk van de waterafvoer, afwisselend perioden van sedimentatie en erosie optreden. De Amer ontvangt al zijn water van de Maas. Omdat de fluctuaties in de afvoer van de Maas relatief groot zijn, kunnen er ook sterk variërende cesium gehalten gevonden worden. Dit effect werd versterkt door de fijne structuur van het sediment in de toplaag. Een tegengesteld effect wordt echter verkregen door de aanvoer van zwevend stof. De zwevend stofgehalten zijn bij hoogwatergolven erg hoog (zie tabel 3.1.1 uit hoofdstuk 3.1), zodat de aanvoer van ¹³⁷Cs tijdens deze perioden relatief hoog is. Daarom is er geen direct verband te leggen tussen de wateraanvoer en de ¹³⁷Cs gehalten in de bodem van de Amer. De geleidelijke daling van de activiteit in de bovenlaag werd veroorzaakt door sedimentatie van steeds minder besmet slib, dat door de Maas aangevoerd werd. Daarnaast trad ook menging van de bovenste centimeters van het sediment op, zoals bleek uit de diepteprofielen. Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt door de turbatie in het sediment, welke optreedt tijdens de hoogwatergolven.

In de Nieuwe Merwede zijn vlak bij de overgang naar het Hollands Diep monsters genomen met de Van Veenhapper (figuur 20). In juni 1986 trad hier een sterke daling op in de activiteit van 150 tot 30 Bq/kg. De volgende maanden bleven de activiteiten op hetzelfde niveau. In 1987 is slechts op een drietal data bemonsterd. De gemeten activiteiten lagen tussen de 100 en 180 Bq/kg.

Evenals in de Amer treedt ook in de Nieuwe Merwede vrijwel geen netto sedimentatie meer op (BER84b, BER87). De Nieuwe Merwede ontvangt al zijn water van de Rijn. Verwacht mocht dus worden, dat er een sterke relatie zou bestaan tussen de ¹³⁷Cs activiteit en de Rijnafoer. Deze relatie werd inderdaad gevonden. De sterke afname in juni 1986 is te verklaren door erosie van de toplaag tijdens de

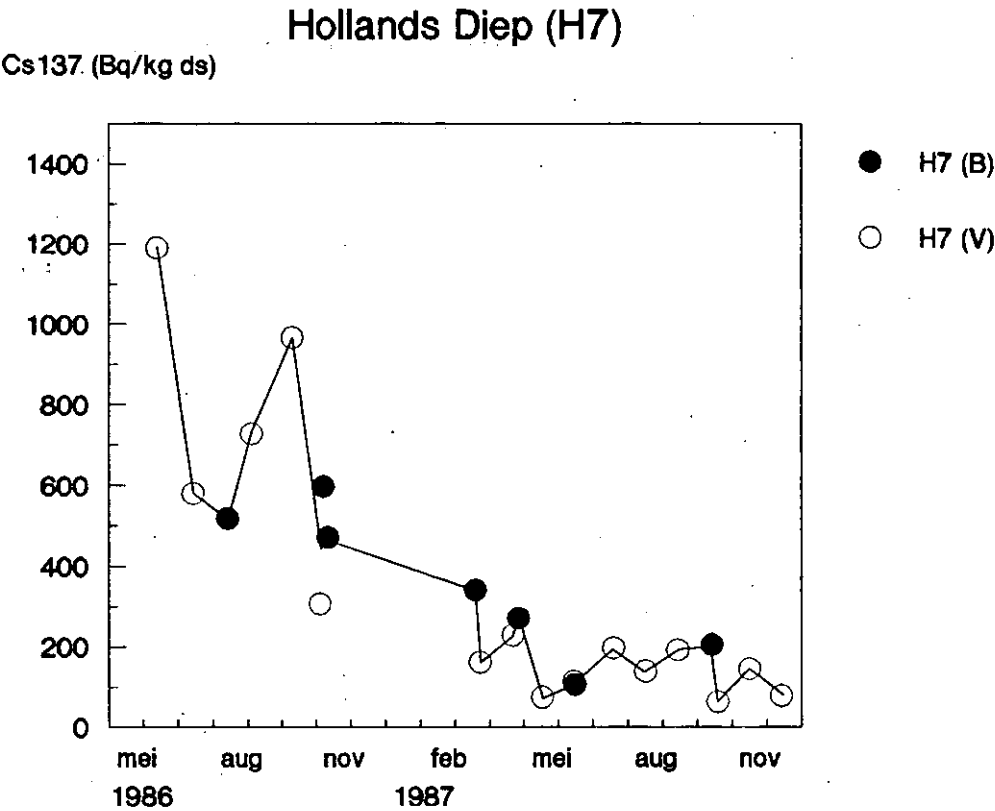
hoogwatergolf, welke in juni in de Rijn optrad (zie tabel 3.1.1). De toename in de activiteit in het voorjaar van 1987 werd veroorzaakt door sedimentatie van nieuw slib, dat tijdens de hoogwatergolven werd aangevoerd. Dit slib had namelijk een hogere besmettingsgraad (zie hoofdstuk 3.2.1). De activiteit, welke in december 1987 gemeten werd, was vergelijkbaar met de activiteit, welke in het zwevend stof in de Rijn bij Lobith gemeten werd.

De activiteiten in de Nieuwe Merwede lagen wat lager dan de activiteiten, welke in de Amer gevonden werden. Dit is op het eerste oog opmerkelijk, omdat de nalevering van cesium in het stroomgebied van de Rijn groter is geweest dan in de Maas (CCR86W en hoofdstuk 3.2). Het sediment in de Nieuwe Merwede was echter wat minder fijn van structuur dan in de Amer. Ook is de stroomsterkte in de Nieuwe Merwede groter dan in de Amer (HAS85), waardoor er minder slib gesedimenteerd zal zijn. De activiteiten waren ook lager dan in de Lek bij Hagestein. Ook hier gold dat het sediment in de Lek meer fijn materiaal bevatte dan dat in de Nieuwe Merwede.

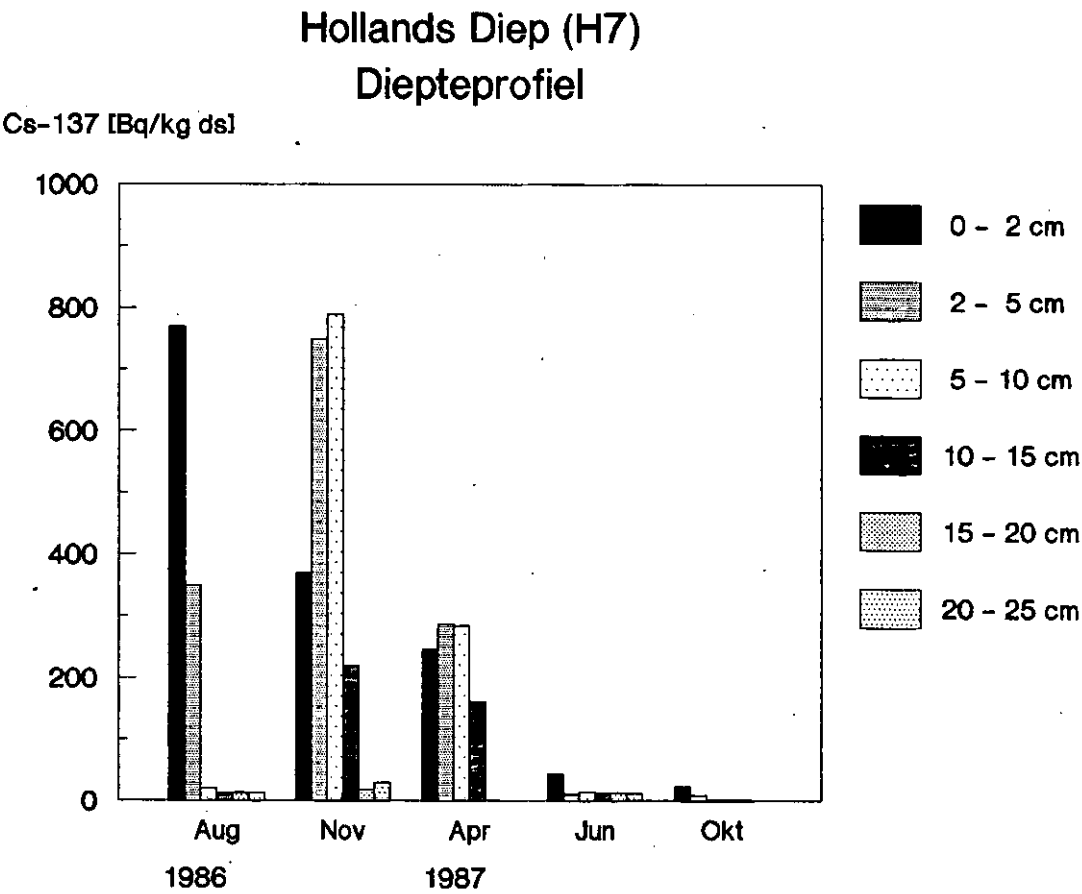
In het Hollands Diep werd bij het meetpunt H7 half juni 1986 een activiteit gemeten van 1200 Bq/kg (figuur 22A). Na een daling tot 500 Bq/kg in de tweede helft van augustus nam de activiteit weer toe tot 1000 Bq/kg in oktober. Daarna trad een geleidelijke daling op tot 100 Bq/kg in december 1987. Uit de diepteprofielen (figuur 23A) bleek, dat vrijwel alle activiteit gelokaliseerd was in de laag 0 - 5 cm. Alleen in de winter 1986/1987 werden ook significante hoeveelheden gevonden in de laag 5 - 10 cm. Monsterlokatie H7 ligt in het Hollands Diep vlakbij de Moerdijkbruggen. De spreiding in de meetresultaten was vrij gering, hetgeen overeenstemde met een tamelijk constante samenstelling van het sediment. De activiteit van 1200 Bq/kg, welke half juni gemeten werd is de hoogste waarde, welke in het Noordelijk Deltabekken gemeten is. Het is goed mogelijk, dat de activiteit wat overschat is, omdat dit monster genomen is met een Van Veenhapper. De daling, welke optrad tussen juni en augustus, werd veroorzaakt door erosie (hoogwatergolf in juni) en menging van het sediment. De stijging in de nazomer van 1986 kan worden verklaard door sedimentatie van verontreinigd slib. In deze periode waren de afvoeren van de Rijn en Maas erg laag, waardoor in deze periode sedimentatie op kon treden (Ha87). De daling in de activiteit in de winter van 1986/1987 werd veroorzaakt door afwisselende perioden van erosie en nieuwe sedimentatie van minder verontreinigd slib. Na april 1987 trad alleen nog maar erosie op. Dit bleek uit het steeds dunner worden van de laag, welke aanzienlijke hoeveelheden cesium bevatte.

Op lokatie H8 zijn vooral in 1987 enkele monsters genomen met de box-corer (figuren 22B en 23B). In augustus 1986 werd een ¹³⁷Cs activiteit gemeten van 450 Bq/kg, waarbij vrijwel alle activiteit geconcentreerd was in de laag 0 - 2 cm. In het voorjaar van 1987 lag de activiteit in de bovenste 5 cm op hetzelfde niveau als in augustus 1986, maar was deze geconcentreerd in de laag 2 - 10 cm. In de zomer nam de activiteit in de bovenste laag af en werd de hoogste activiteit in steeds dieper gelegen lagen gevonden. Alleen in oktober 1987 trad er sedimentatie op van meer besmet slib. Het meetpunt H8 ligt midden in het sedimentatiefront. Op deze lokatie is permanent nieuw materiaal gesedimenteerd. De samenstelling van het bodemslib kwam grotendeels overeen

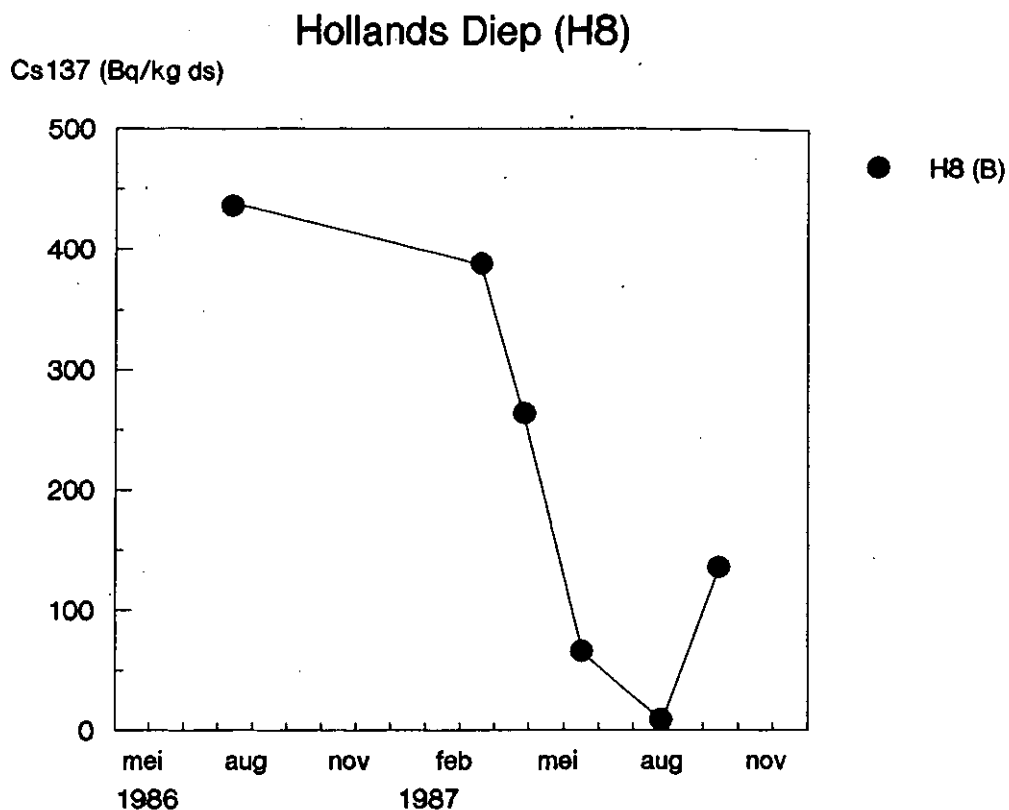
Figuur 22: Verloop van 137Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Hollands Diep. (A): H7



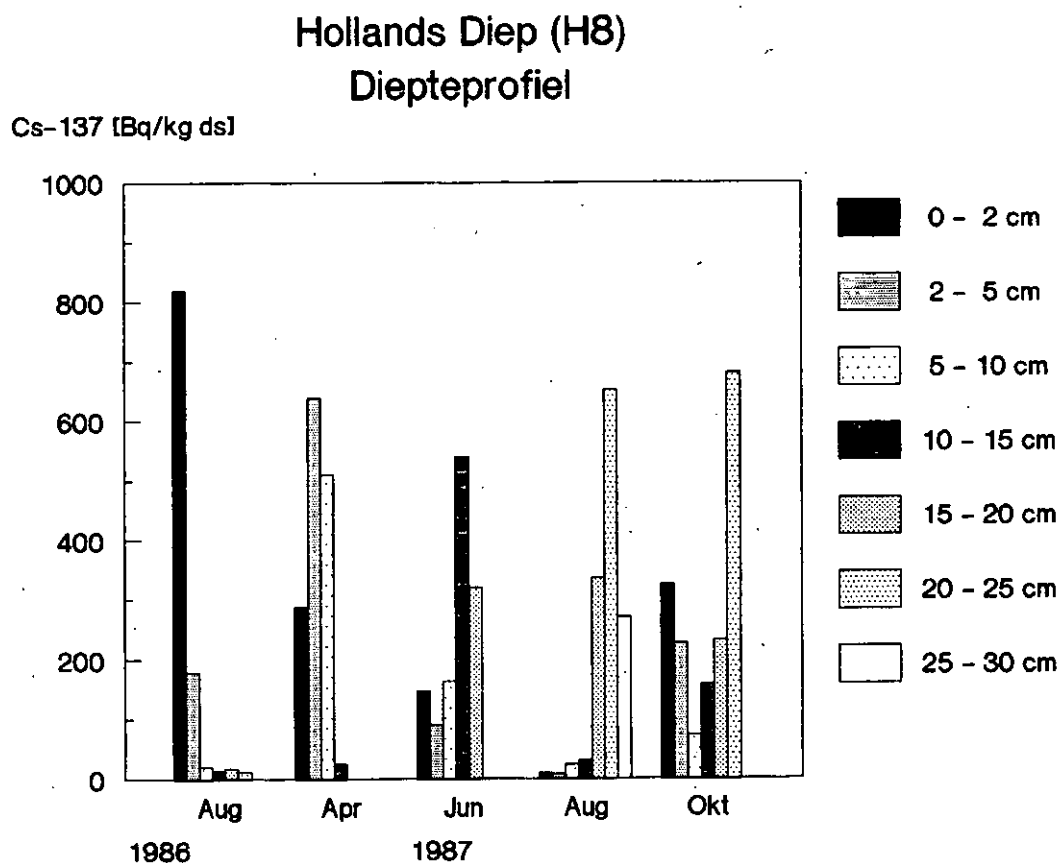
Figuur 23: 137Cs in de waterbodem in het Hollands Diep. Diepteprofielen. (A): H7



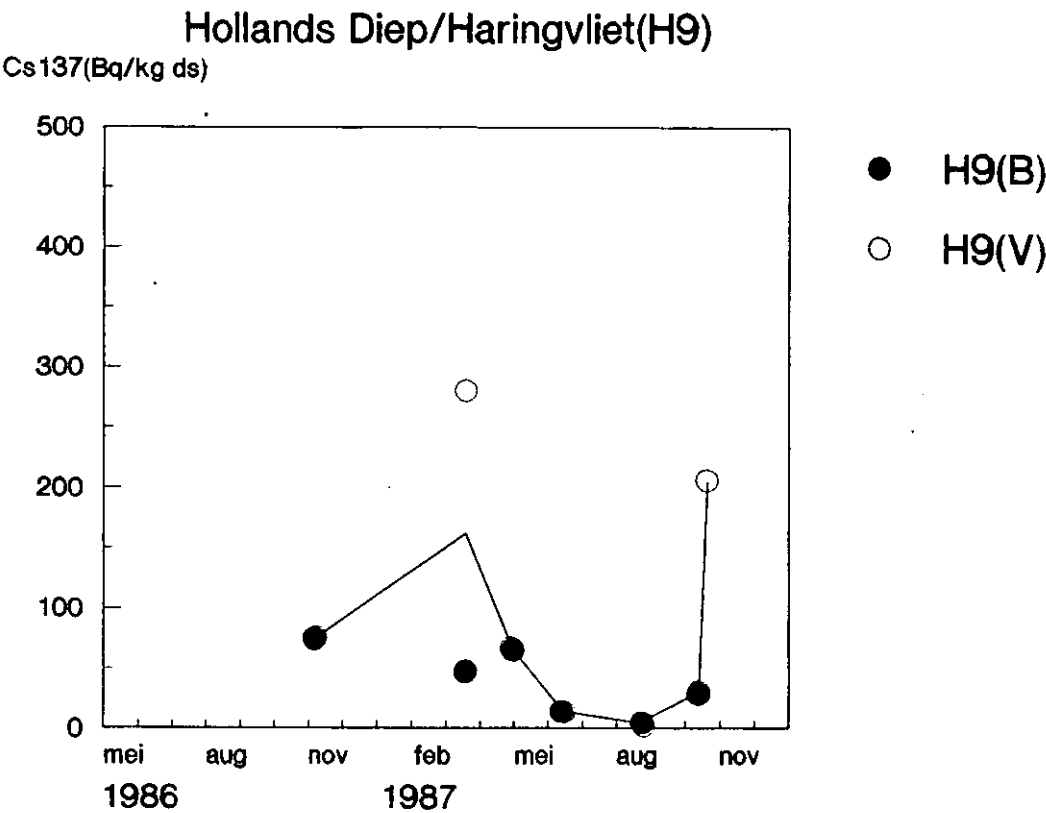
Figuur 22 (vervolg): Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Hollands Diep. (B): H8



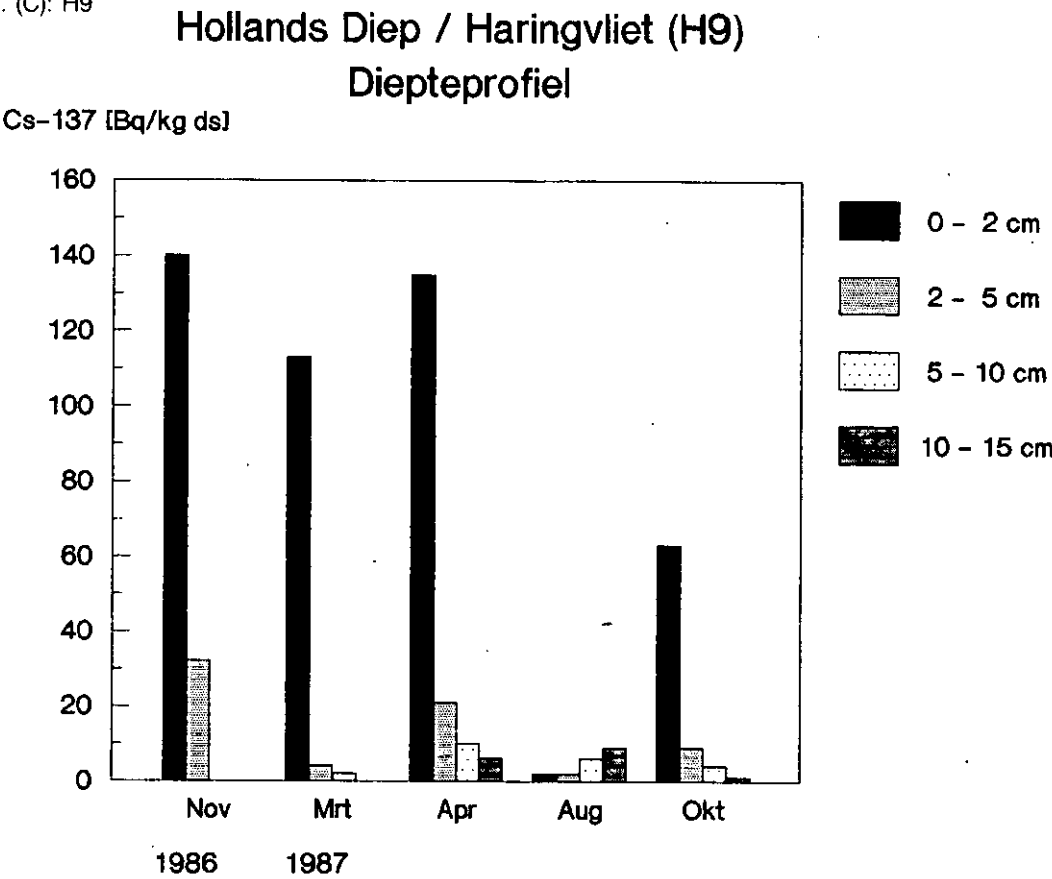
Figuur 23 (vervolg): ^{137}Cs in de waterbodem in het Hollands Diep.
Diepte-profielen. (B): H8



Figuur 22 (vervolg): Verloop van ¹³⁷Cs activiteit in de waterbodem op een drietal lokaties in het Hollands Diep. (C): H9



Figuur 23 (vervolg): ¹³⁷Cs in de waterbodem in het Hollands Diep. Diepteprofielen. (C): H9

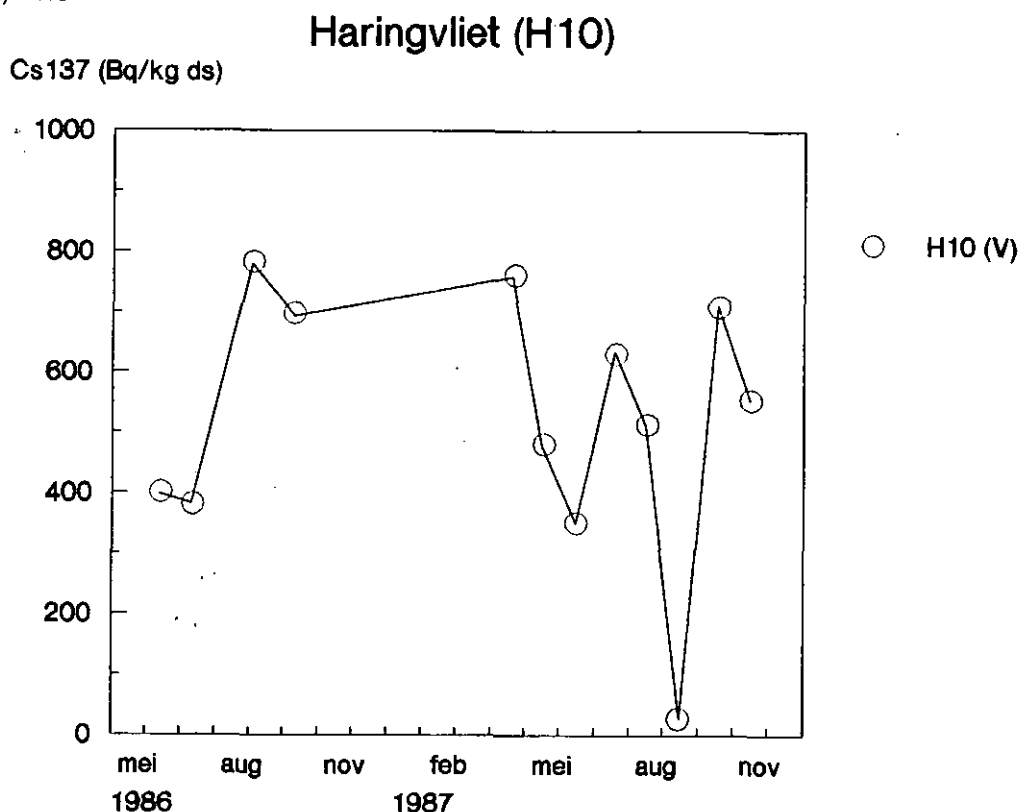


met de samenstelling op lokatie H7. Uit het verloop van het maximum van cesium in de diepteprofielen valt af te leiden, dat de sedimentatie in dit gebied in de orde van 20 cm/jaar is. Deze waarde is hoger dan de waarde, welke tot 1983 voor dit gedeelte van het Hollands Diep gevonden is (BER84c, BER87). Dergelijke waarden zijn wel op meer oostelijk gelegen plaatsen gemeten (BER87, Ha87). Hieruit kan geconcludeerd worden, dat het sedimentatiefront t.o.v. 1983 verschoven is naar het westen. Uit de daling in de activiteit in de bodemlaag valt op te maken, dat het later gesedimenteerde slib een lagere activiteit heeft. Hierbij moet worden opgemerkt, dat dit een mengsel zal zijn van rivierslib en geresuspendeerd slib vanuit een ander punt van het Hollands Diep. Dit bleek duidelijk uit de hoeveelheid ^{137}Cs , welke in oktober 1987 sedimenterde. De activiteit lag veel hoger dan die in het vers aangevoerde zwevend stof uit de Maas en Rijn.

Op lokatie H9 is het eerste bodemonmonster genomen in november 1986 met een box-corer (figuur 22C). Hierin werd een ^{137}Cs activiteit gemeten van 75 Bq/kg. Van november 1986 tot augustus 1987 trad een daling in de activiteit op tot vrijwel nul. In alle gevallen was alle activiteit geconcentreerd in de laag 0 - 2 cm (figuur 23C).

Lokatie H9 ligt vlak bij de Haringvlietbrug, op de grens tussen het Hollands Diep en het Haringvliet. Het monsterpunt is gelegen midden in de vaargeul. De hier gemeten activiteiten waren de laagste, welke in het Noordelijk Deltabekken gemeten zijn. Uit de korrelgrootteverdeling bleek, dat hier het meest zandige sediment aangetroffen werd. Er was een geleidelijke afname in de activiteit ten gevolge van erosie zichtbaar. Alleen in oktober 1987 werd vers slib aangevoerd, waarschijnlijk als een gevolg van de lage aanvoer van de Rijn.

Figuur 24: Tijdprofielen van ^{137}Cs in het bodemsediment in het Haringvliet. (A): H10



Een relatief extreem hoge ^{137}Cs activiteit werd gemeten in maart 1987, nl. 280 Bq/kg. Dit monster is echter met een Van Veenhapper genomen, waarbij door de grofzandige structuur van de bodem slechts een hele dunne laag bemonsterd is. Dit bleek ook uit de korrelgrootteverdeling, welke sterk verschilde van de andere monsters.

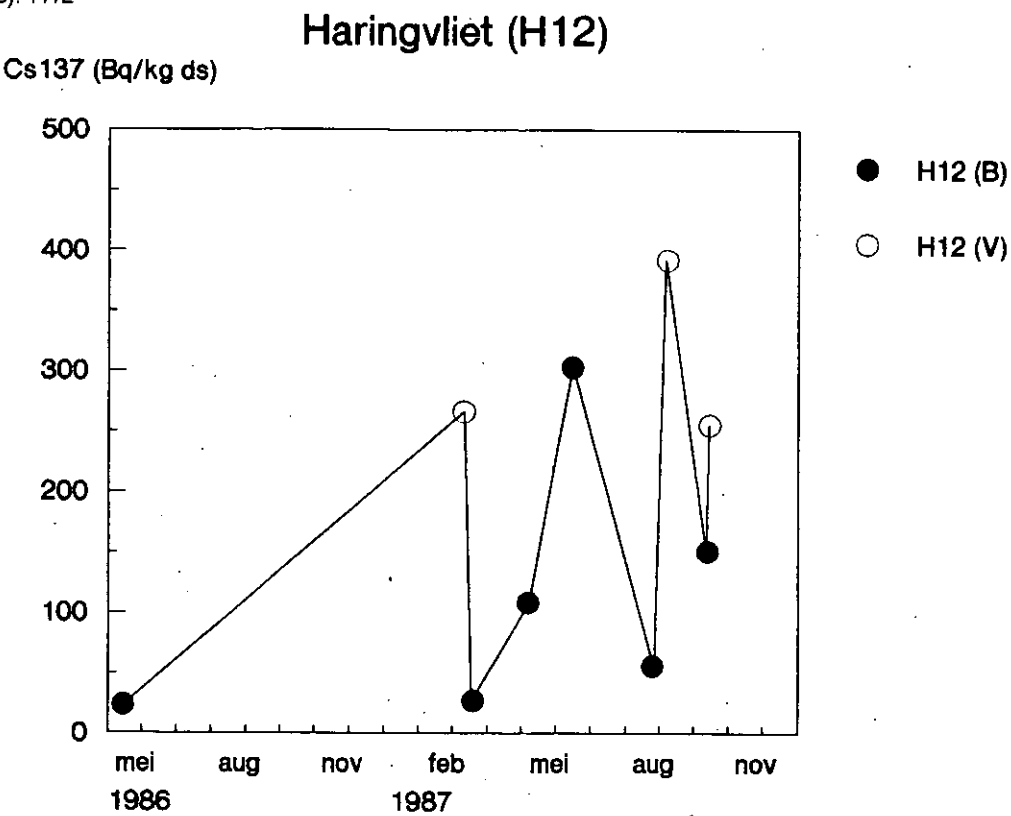
Op de lokatie H10 in het Haringvliet zijn alleen monsters genomen met een Van Veenhapper. Tussen juli en september 1986 stegen de ^{137}Cs activiteiten van 400 tot 800 Bq/kg (figuur 24A). Daarna trad een geleidelijke daling op tot 500 Bq/kg in november 1987.

Deze lokatie ligt in het breedste deel van het Haringvliet en de stroomsnelheid is hier erg laag. Op deze lokatie werden, beschouwd over de hele periode mei 1986 tot december 1987, de hoogste activiteiten gemeten in het hele Noordelijk Deltagebied. Het sediment bevatte ook de grootste fractie kleine deeltjes. Het lijkt, dat op deze lokatie ook het fijnste slib, dat ook de hoogste affiniteit voor ^{137}Cs bezit (He87) is gesedimenteerd. Ook is hier resedimentatie opgetreden van slib, dat eerder in het Hollands Diep geërodeerd is.

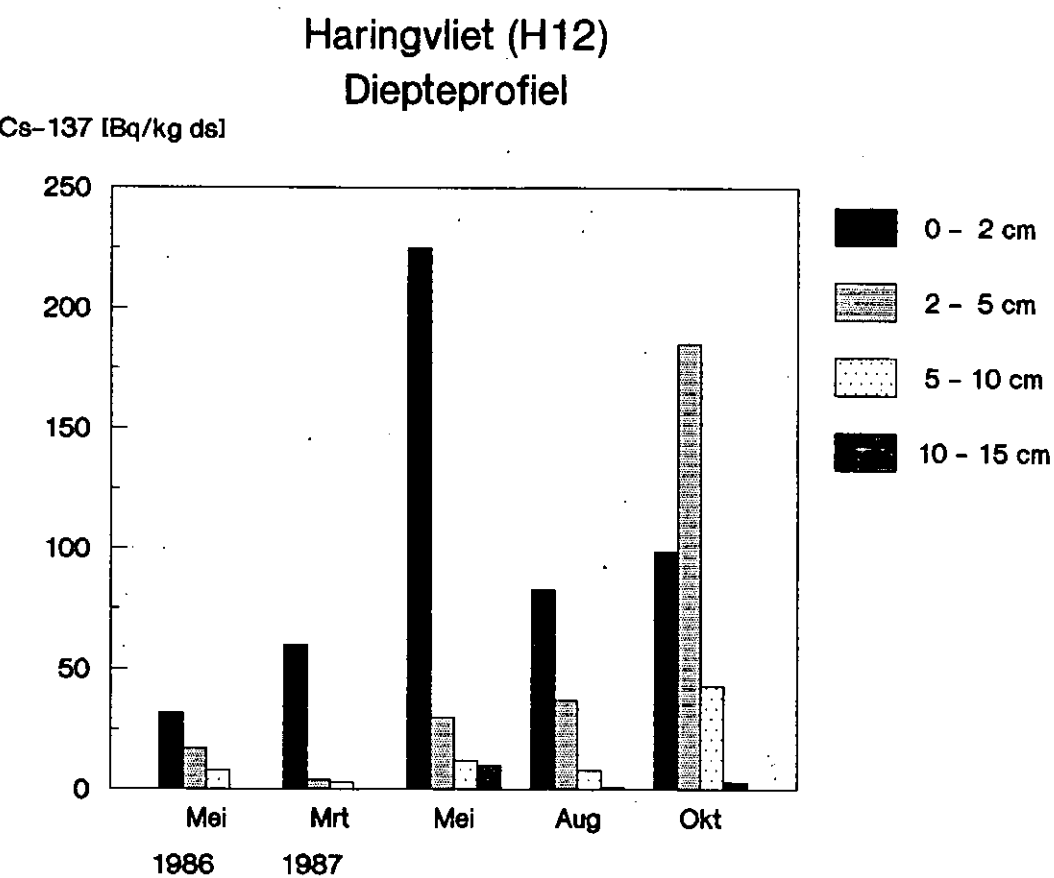
Overigens moet hierbij opgemerkt worden, dat vanwege het gebruik van de Van Veenhapper de resultaten "ietwat gekleurd" kunnen zijn.

Op lokatie H12 bij de Haringvlietstuizen is in 1986 alleen in mei een monster genomen, waarin een activiteit van 25 Bq/kg gemeten werd (figuur 24B). In maart 1987 werd dezelfde activiteit gemeten, terwijl van mei tot oktober de waarden varieerden tussen 50 en 100 Bq/kg. Tot augustus 1987 was vrijwel alle activiteit gelokaliseerd in de laag 0 - 5 cm (figuur 25). Daarna werden ook aanzienlijke hoeveelheden aangetroffen in de lagen tot 10 cm. Op deze lokatie zal het

Figuur 24 (vervolg): Tijdprofielen van ¹³⁷Cs in het bodemsediment in het Haringvliet. (B): H12



Figuur 25: ¹³⁷Cs activiteit in het sediment bij de Haringvlietssluisen. Diepte-profielen.



sedimentatiepatroon (sedimentatie of erosie) sterk afhangen van het gehanteerde spuiprogramma. Het spuien bij de Haringvlietsluizen is grotendeels afhankelijk van de afvoer van de Rijn (BER86). Bij lage afvoeren mocht dus verwacht worden, dat er sedimentatie zou optreden, terwijl bij hoge afvoeren erosie op zou treden. Deze verwachting werd bevestigd door het gemeten cesiumpatroon. Tussen mei 1986 en maart 1987 werden geen verschillen in activiteiten gevonden, omdat materiaal, dat in de zomer van 1986 gesedimenteerde was, weer geërodeerd was tijdens de hoogwatergolven in de lente van 1987. In de zomer van 1987 waren de afvoeren van de Rijn relatief laag en werd er weinig water gespuid.

In die periode stegen de ^{137}Cs activiteiten dan ook t.g.v. sedimentatie. Dit materiaal werd echter weer weggespoeld tijdens de hoogwatergolf, welke in juni 1987 optrad.

Om een inzicht te verkrijgen in de ruimtelijke verspreiding van het cesium zijn in augustus 1986 op een aantal lokaties boxcorermonsters genomen. Op elke lokatie zijn verschillende monsters verdeeld over de dwarsprofielen, gestoken om een relatie te kunnen leggen tussen de accumulatie van ^{137}Cs en het stromings- en sedimentatiepatroon in het Noordelijk Deltabekken.

Figuur 26 geeft de lokaties aan, waar monsters genomen zijn. In figuur 27 staan de dwarsprofielen op de betreffende lokaties weergegeven. Deze zijn weergegeven voor een tweetal tijdstippen, namelijk in 1984/1985 en in 1986/1987, zodat een indicatie verkregen werd over het recente sedimentatiepatroon. In de Amer lopen de hoofdstroming en de vaargeul langs de noordoevers. Sedimentatie is de afgelopen jaren alleen in geringe mate opgetreden in de nevengeul aan de zuidzijde. In de Nieuwe Merwede bestaat de rivierbedding uit twee geulen, welke gescheiden worden door een plaat. Ook hier is de laatste jaren weinig sedimentatie opgetreden behalve op de zuidelijke helling van de plaat. Het Hollands Diep bestaat uit een brede vaargeul met een diepte van minimaal 8 meter. Daarnaast bestaat de bedding uit diverse langgerekte diepere geulen en ondieptes. De afgelopen jaren is op de meeste lokaties sedimentatie opgetreden. De sterkste sedimentatie vond plaats in de diepe geulen bezijden de vaargeul.

Alleen in het gebied langs de Hoogezandse Gorzen trad geen sedimentatie op. Hier is echter tussen 1984 en 1986 veel zand gewonnen (zandwingebied Cromstrijen). In 1986 is hier geen zand gewonnen, zodat verwacht mocht worden, dat in 1986 wel sedimentatie heeft plaatsgevonden. Het Haringvliet is een diep bekken met een gemiddelde diepte van 5 - 6 m. Naast diepe geulen bestaat de bedding ook uit een aantal platen. In het Haringvliet heeft de afgelopen jaren geen sedimentatie plaatsgevonden. Hier lijkt zelfs een geringe mate van erosie te zijn opgetreden.

In figuur 26 zijn de ^{137}Cs activiteiten weergegeven, welke in de bovenste 2 cm van het sediment op de diverse lokaties gemeten zijn.

Het bleek dat de activiteiten op dichtbij elkaar liggende lokaties sterk konden verschillen. Deze verschillen werden niet alleen veroorzaakt door verschillen in de korrelgrootteverdeling van het sediment. Ook de stromingsprofielen en de morfologie van het gebied waren van belang. De algemene tendens was dat van oost naar west de activiteiten eerst toenamen en daarna weer afnamen.

Dit is in overeenstemming met het sedimentatiebeeld. Na het

Zie insteekkaart 3

Figuur 26: ^{137}Cs activiteit in de bovenste 2 cm van het sediment op een aantal lokaties in het Noordelijk Deltabekken in augustus 1986.

afsluiten van het Haringvliet in 1970 werd het Noordelijk Deltabekken geleidelijk van oost naar west opgevuld. In de Amer en de Nieuwe Merwede is momenteel een nieuwe evenwichtssituatie ontstaan en treedt vrijwel geen netto sedimentatie meer op. Het sedimentatiefront schuift langzaam op in het Hollands Diep, terwijl in het Haringvliet nog vrijwel geen sedimentatie optreedt (BER87).

Een extra indicatie voor de relatie tussen het sedimentatiepatroon en de cesium accumulatie werd gevonden bij de zandwinput bij de Hoogezandse Gorzen. Hier mocht een hoge mate van sedimentatie verwacht worden en er werd ook een hoge ^{137}Cs activiteit gemeten.

Toch traden er enkele verschillen op tussen de accumulatie van het cesium en het sedimentatiepatroon. De hoogste activiteiten werden gemeten ter hoogte van de Moerdijkbrug, terwijl het sedimentatiefront veel verder oostwaarts ligt. Ook in het Haringvliet werden slechts lage activiteiten gemeten. Dit is te verklaren door de aanvoer van water in de zomer van 1986. De afvoeren van de Rijn en Maas waren in juli en augustus 1986 erg laag. Daarom werd het meeste water afgevoerd via de Dordtsche Kil en niet via het Hollands Diep en het Haringvliet (Ha87). Het was opmerkelijk dat in de Amer de hoogste activiteiten gevonden werden in de vaargeul. Uit het dwarsprofiel (figuur 27) blijkt, dat hier de laatste jaren geen netto-sedimentatie heeft plaatsgevonden. In de Nieuwe Merwede werden in de vaargeul eveneens hoge activiteiten gemeten op plaatsen, waar geen netto-sedimentatie was opgetreden. Dit is te verklaren door de lage afvoeren van Rijn en Maas, waardoor in de beschouwde periode ook sedimentatie in de vaargeul heeft kunnen optreden.

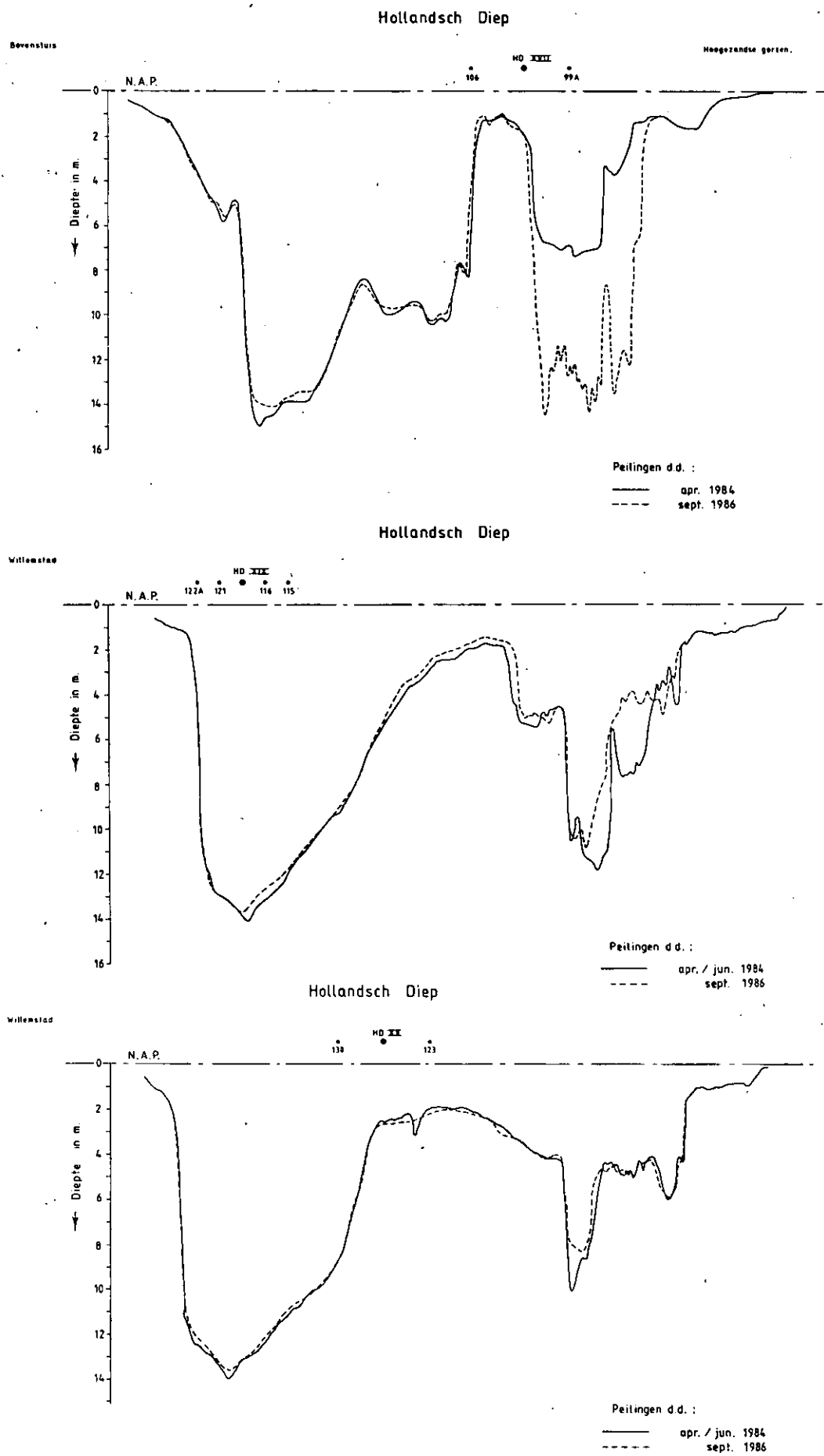
Tevens werd op alle lokaties de laag 2 - 10 cm bemonsterd. Significante hoeveelheden ^{137}Cs werden vooral gevonden in het Hollands Diep. In de Amer en de Nieuwe Merwede werden op enkele plaatsen duidelijk verhoogde activiteiten gemeten, terwijl in het Haringvliet geen significante hoeveelheden werden aangetoond. Er bestond in het algemeen een duidelijke relatie tussen de activiteit in de laag 0 - 2 cm en de laag 2 - 10. De hoge waarden in de laag 2 - 10 werden gevonden op die lokaties, waar de activiteit in de laag 0 - 2 cm ook hoog was.

3.3.6 Overige wateren

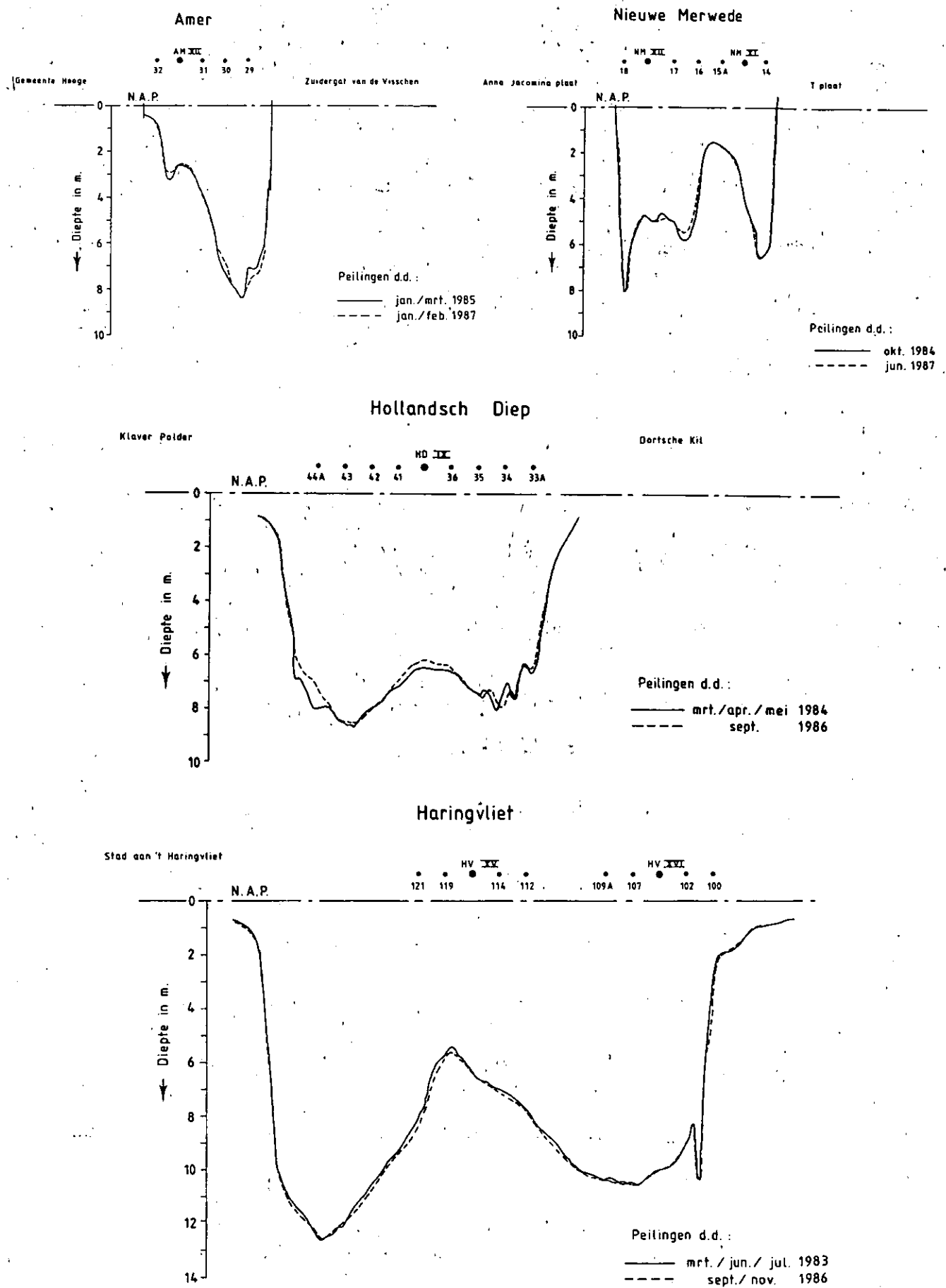
In het Amsterdam-Rijnkanaal zijn in 1986 en 1987 een aantal bodemonsters genomen met de Van Veenhapper. De ^{137}Cs activiteit steeg van juli tot december 1986 van 12 tot 35 Bq/kg (figuur 28).

In 1987 werden activiteiten gemeten tussen de 10 en 25 Bq/kg. Deze activiteiten waren veel lager dan de gemeten waarden in de Lek bij Hagestein. Hieruit blijkt, dat in het Amsterdam-Rijnkanaal in veel mindere mate sedimentatie is opgetreden dan in de Lek.

Figuur 27: Bodemprofielen van een aantal bemonsterde locaties in het Noordelijk Deltabekken.



Figuur 27 (vervolg): Bodemprofielen van een aantal be-
monsterde lokaties in het Noordelijk Deltabekken.



In het Noordzeekanaal werden veel lagere activiteiten gemeten dan in de Rijn (figuur 28). Hier werden ^{137}Cs activiteiten gemeten tussen 10 en 30 Bq/kg. Deze waarden zijn vergelijkbaar met de activiteiten, welke in het Amsterdam-Rijnkanaal gemeten werden.

Tenslotte zijn in de rivier de Dommel bodemonsters genomen. In juni 1986 werd een ^{137}Cs activiteit gemeten van 70 Bq/kg. Daarna daalde de activiteit tot 50 Bq/kg in december 1987 (figuur 28).

In deze rivier werden in mei 1986 erg hoge rest- β activiteiten in het oppervlaktewater gemeten. Er mocht dus verwacht worden, dat ook de bodem in sterke mate verontreinigd zou zijn. De activiteiten, welke in de bodem gemeten werden, lagen een factor 10 lager dan de activiteiten in de Lek bij Hagestein. Dit is te verklaren uit het feit, dat in de Dommel slechts in de eerste dagen van mei een aanzienlijke hoeveelheid radioactiviteit in het water gekomen is (afspoeling van de depositie in de regio 's Hertogenbosch/Eindhoven t.g.v. zware regenbuien), terwijl in de Rijn door nalevering een continue belading van de bodem heeft plaatsgevonden. Toch was het opmerkelijk, dat de daling in de Dommel veel langzamer verliep dan in de Rijn. Dit betekent, dat het ^{137}Cs stevig gebonden blijft aan de bodemdeeltjes en dat nalevering via de waterbodem een geringe rol lijkt te spelen.

3.3.7 Verspreiding over Nederland

In figuur 29 is de verdeling van de ^{137}Cs activiteit in de bovenste 5 cm van de waterbodem weergegeven voor een tweetal tijdstippen:

Figuur 28: Verloop van ^{137}Cs activiteit in de waterbodem van het Amsterdam-Rijnkanaal, Noordzeekanaal en Dommel.

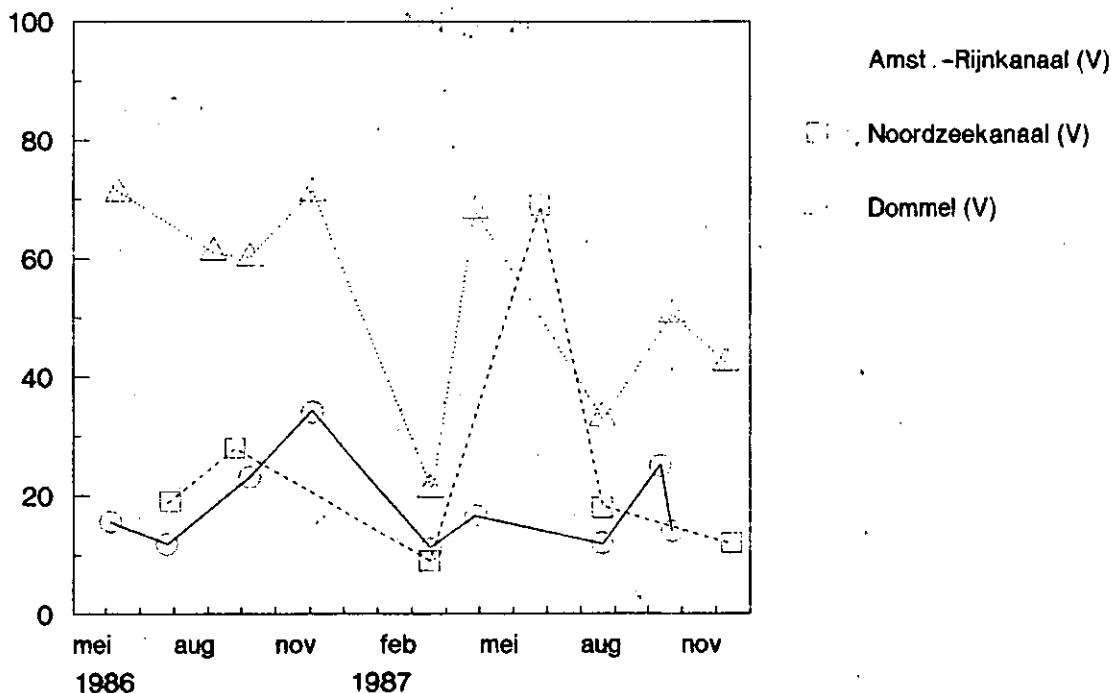
september 1986 en zomer 1987. De nazomer van 1986 is gekozen, omdat dit een beeld geeft van de initiële belasting van de bodem. Op dat moment was namelijk een eerste evenwicht opgetreden tussen de activiteiten in het zwevend stof en de bodem. Ook was de grootste aanvoer van ^{137}Cs via Rijn, Maas en Schelde voorbij. De zomer van 1987 werd gekozen, omdat dit een beeld geeft van de belasting van de waterbodem op langere termijn.

In september 1986 werden de hoogste activiteiten gemeten in het oostelijke deel van het Noordelijk Deltabekken. Dit had als belangrijkste oorzaak, dat het meeste water (en daarmee het meeste zwevend stof) van de Rijn en Maas afgevoerd werd via het Hollands Diep en Dordtsche Kil. De directe depositie in deze regio was namelijk gering (CCR86). In de zomer van 1987 waren de activiteiten sterk verlaagd. Dit werd veroorzaakt door een resuspensie en resedimentatie gaande van oost naar west, waarbij het besmette sediment verspreid werd over een groot gebied. Ook sedimentatie van minder besmet slib, waardoor het sterk besmette slib begraven werd, speelde hierbij een rol.

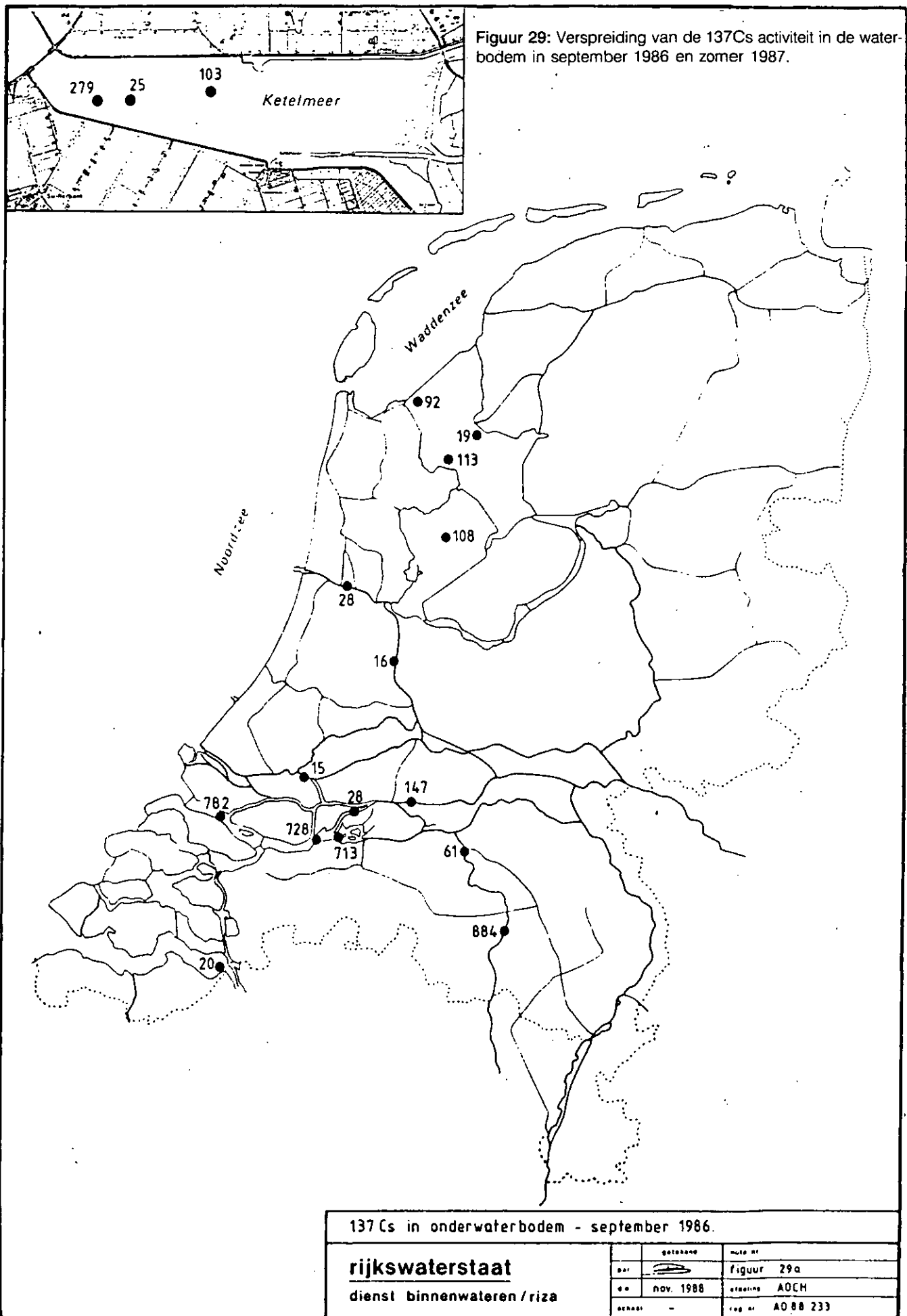
In het Ketelmeer werden in september 1986 beduidend lagere activiteiten gemeten. Dit had als reden de lagere aanvoer van zwevend stof via de Rijn. In de zomer van 1987 waren hier echter de activiteiten minder sterk afgenomen. Een oorzaak hiervan was het geringe oppervlak van het sedimentatie gebied. Bekend is dat in het Ketelmeer de interne circulatie van materiaal via sedimentatie en resuspensie vele malen groter is dan de in- en uitvoer van zwevend materiaal (Be88). Door deze menging werd het besmette slib minder

Amsterdam-Rijnkanaal, Noordzeekanaal en Dommel

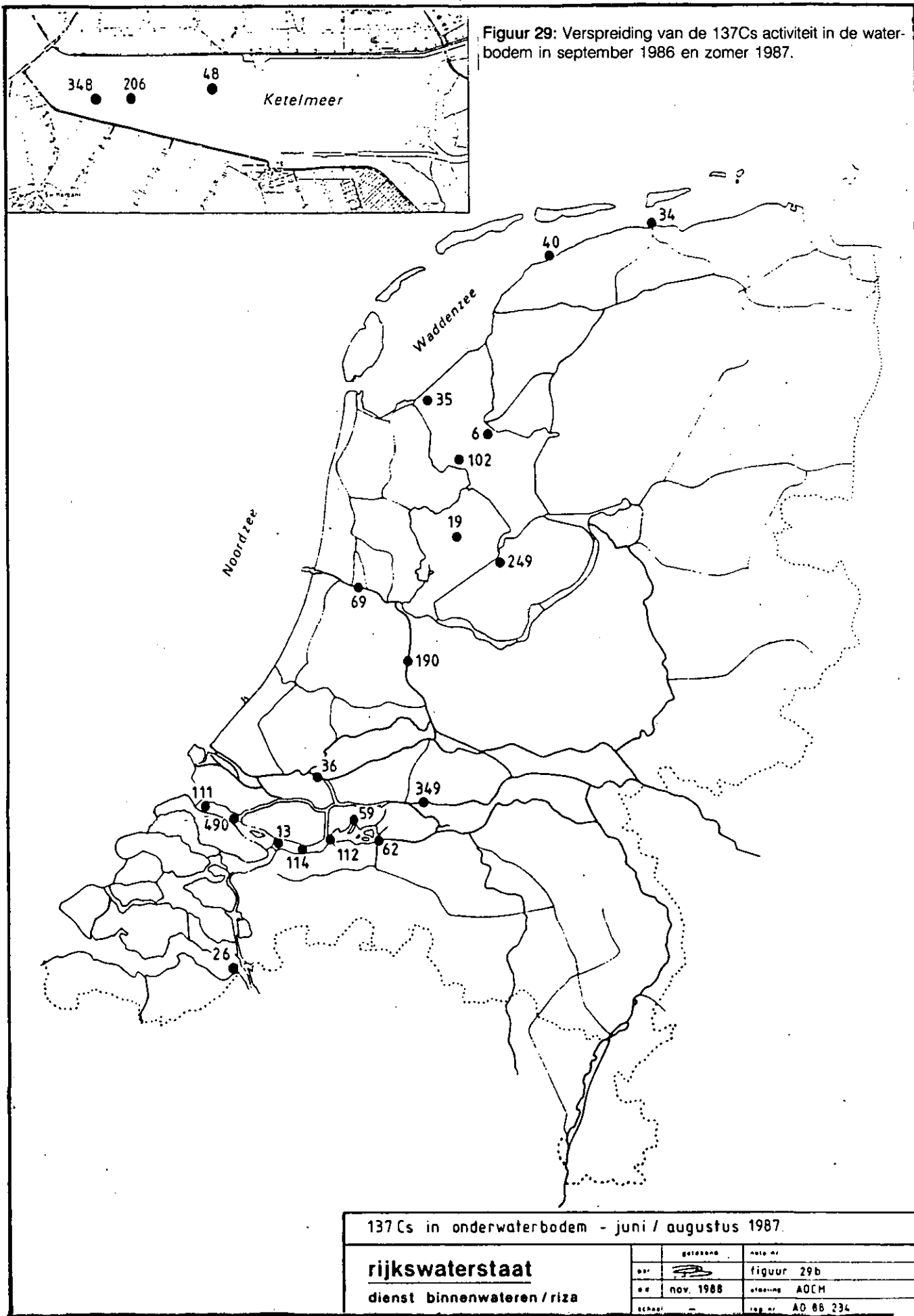
Cs-137 (Bq/kg ds)



Figuur 29: Verspreiding van de ^{137}Cs activiteit in de waterbodem in september 1986 en zomer 1987.



Figuur 29: Verspreiding van de ¹³⁷Cs activiteit in de waterbodem in september 1986 en zomer 1987.



snel afgedekt met relatief schoon slib, afkomstig uit de Rijn en het IJsselmeer.

In het IJsselmeer werden in de nazomer van 1986 relatief lage activiteiten gemeten. Deze activiteit was geheel afkomstig van de directe depositie. In 1987 was de activiteit in de bodem minder sterk gedaald dan op de meeste andere plaatsen. Gedeeltelijk was dit te wijten aan de lange verblijftijd van het water in het IJsselmeer. Het IJsselmeer werd echter ook vervuild, doordat besmet slib uit het Ketelmeer resuspendeerde en weer sedimenteerde in het IJsselmeer. Dit bleek uit de uiterst geringe afname van de activiteit in het zuidelijke deel van het IJsselmeer.

Tenslotte was opmerkelijk, dat in de Lek bij Hagestein en in het Amsterdam-Rijnkanaal in 1987 hoge activiteiten gemeten werden. Dit kan gedeeltelijk een overschatting zijn vanwege het gebruik van de Van Veenhapper (een zeer dunne laag slib op een zandige bodem).

3.4 Aquatische biota

Driehoeksmosselen zijn bemonsterd in de Rijn bij Culemborg, het Haringvliet en het IJsselmeer. De meetresultaten staan vermeld in tabel 3.4.1. Van juni tot oktober 1986 werden in het mosselvlees ¹³⁷Cs activiteiten gevonden tot 7,5 Bq/kg vers gewicht*. In december 1986 was dit niveau weer gedaald tot beneden 2 Bq/kg. De ¹³⁴Cs activiteiten kwamen vrijwel nooit boven de detectiegrens. In de schelpen werden van juni 1986 tot april 1987 ¹³⁷Cs activiteiten gemeten van 6 - 13 Bq/kg. In deze fractie daalde de activiteit minder snel. In augustus 1987 werd een gemiddelde waarde gevonden van 5 Bq/kg. In de schelpen werden wel detecteerbare hoeveelheden ¹³⁴Cs gevonden: 1 - 8 Bq/kg.

Tabel 3.4.1: Verloop van activiteiten van ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs in driehoeksmosselen.

Vangstplaats	Datum van monsternamen	vlees		schelp	
		¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Culemborg	11-09-1986	<5	<5		
	17-12-1987	0,9	<0,3	8,9	3,4
	07-04-1987	<0,5	<0,5	6,0	1,8
	10-08-1987			3,8	1,0
Haringvliet	25-06-1986	7	6		
	12-09-1986	<5			
	17-10-1986	<5	<6		
	16-12-1986	1,5	<1,5	9,3	3,2
	22-04-1987	1,4	<0,4	13,0	4,4
	12-08-1987			6,6	2,2
IJsselmeer (Spaanderbank)	19-06-1986			11	8
	08-09-1986	6	<6		
	16-09-1986	9	<6		
	10-12-1986	2,1	<0,5	7,0	2,5
	27-04-1987	1,6	0,4	7,3	2,3
(Urk)	19-08-1987			5,1	1,7

N.B. Alle activiteiten zijn gegeven in Bq/kg vers gewicht.

* Bij de meeste biologische monsters worden de activiteiten opgegeven in Bq/kg vers gewicht. Alleen bij het spierweefsel van de toppereenden wordt de activiteit opgegeven in Bq/kg drooggewicht.

De resultaten uit 1986 zijn wat onnauwkeurig, omdat toen met een erg hoge detectiegrens van 5 Bq/kg gewerkt werd. Toch is er wel een duidelijke tendens zichtbaar. De mosselen namen in korte tijd een aanzienlijke hoeveelheid radioactief cesium op vanuit het hen omringende water. Nadat de activiteiten in het water afgenomen waren, werden de activiteiten in het mosselvlees ook snel minder.

In de mosselschelpen verliep de afname in de activiteit veel minder snel. Dit verschil wordt veroorzaakt door de veel kortere biologische halfwaardetijd* voor cesium in vlees ten opzichte van de schelpen.

In het Haringvliet en in de Rijn bij Culemborg zijn vanaf december 1986 ook zwanemosselen en schildersmosselen bemonsterd. Alleen de radioactiviteit in het mosselvlees is gemeten. De resultaten staan vermeld in tabel 3.4.2.

In zwanemosselen werden van december 1986 tot augustus 1987 ¹³⁷Cs activiteiten gemeten van 0,5 - 1,4 Bq/kg. De ¹³⁴Cs activiteiten bleven in vrijwel alle gevallen beneden de detectiegrens van 0,5 Bq/kg. Er werden een tweetal verschillende jaarklassen gemeten: 0 - 2 en 3 - 5 jaar. Tussen beide jaarklassen werden geen significante verschillen gevonden. In de schildersmosselen werden in dezelfde periode ¹³⁷Cs activiteiten gemeten van 0,3 - 0,8 Bq/kg, terwijl de ¹³⁴Cs activiteiten in alle gevallen kleiner dan 0,5 Bq/kg waren. Ook hier werd geen significant verschil gevonden in de activiteiten in beide jaarklassen.

Tabel 3.4.2: Verloop van activiteiten van ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs in het vlees van zwanemosselen en schildersmosselen.

Vangstplaats	Datum van monsternamen	Jaarklasse	¹³⁷ Cs Bq/kg	¹³⁴ Cs Bq/kg
Zwanemossel				
Haringvliet	16-12-1986		0,3	<0,3
	16-12-1986	1 - 2	1,3	<1
		3 - 5	0,8	<0,5
	22-04-1987	1 - 2	0,8	<0,5
		3 - 4	1,0	<1
	12-08-1987	1 - 2	0,8	<0,3
Culemborg		3 - 4	0,7	<0,2
	17-12-1986		0,8	0,3
	07-04-1987		0,5	<0,3
	10-08-1987		1,4	<0,5
Schildersmossel				
Haringvliet	22-04-1987	0 - 2	0,5	<0,4
		3	0,6	<0,4
	12-08-1987	1 - 2	0,6	<0,4
Culemborg	17-12-1986	1 - 2	0,8	<0,4
		3 - 5	0,8	<0,4
	07-04-1987	1 - 2	0,7	<0,3
		3	0,3	<0,3
		4+	0,6	<0,3
	10-08-1987	1 - 2	0,3	<0,1

N.B. Alle activiteiten zijn uitgedrukt in Bq/kg vers gewicht.

* Biologische halfwaardetijd: tijdsduur, waarin de helft van de aanwezige nucleïden uit een orgaan verdwijnt via een biologisch proces. Hierbij wordt uitgegaan van een exponentieel verloop.

De eerste bemonstering door DBW/RIZA vond plaats in juni 1986 voor driehoeksmosselen en in december 1986 voor de beide andere soorten. In mei 1986 werden door het RIVO in het vlees van zoet-waterr mosselen, afkomstig uit het IJsselmeer, ¹³⁷Cs activiteiten gemeten van enkele honderden becquerels per kilo. Eind mei was dit niveau al weer gedaald tot beneden 30 Bq/kg (CCR86, LAC87). De metingen door DBW/RIZA zijn dus uitgevoerd in een laat stadium van de verdwijningscurve van cesium uit het mosselvlees. Alleen voor de driehoeksmosselen is dan ook nog een dalende tendens waar te nemen.

De maximale activiteiten in de schelpen hebben, naar mag worden aangenomen, slechts een klein deel bedragen van de activiteiten, welke in mei 1986 in het vlees waren opgetreden.

In het CCRX rapport (CCR86) werd de verwachting uitgesproken dat de ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs activiteiten in het mosselvlees een niveau zouden bereiken van resp. 2 en 0,5 Bq/kg. Uit de hierboven vermelde gegevens blijkt dat de besmetting een nog geringere vorm heeft aangenomen.

De selectie van de drie lokaties was gebaseerd op de volgende verwachting. In de Rijn bij Culemborg zou de initiële besmetting van het water het grootst zijn, maar de besmetting zou ook snel weer teruglopen. In het IJsselmeer werd verwacht dat de besmetting geringer zou zijn, maar dat de activiteiten in het water veel langer hoog zouden blijven. Dit wordt veroorzaakt door de lange verblijftijd van het water (5 maanden, RW76) en door nalevering van radioactiviteit via resuspensie van besmet slib uit het Ketelmeer.

Het Haringvliet zou een tussenliggende positie innemen. De verblijftijd is korter dan in het IJsselmeer en langer dan in de Rijn. Ook kan resuspensie van slib uit het Hollands Diep optreden.

De verschillen in de gevonden activiteiten waren echter gering. Alleen bij het mosselvlees en de schelpen van de driehoeksmosselen was de activiteit, gemeten bij Culemborg, geringer dan de activiteiten, gemeten in het IJsselmeer en Haringvliet. Tussen deze laatstgenoemde lokaties waren echter geen verschillen merkbaar. Dit wijst erop dat de nalevering door resuspensie van besmet slib in het Haringvliet kennelijk een even grote rol speelt als in het IJsselmeer.

Bij de beide andere mosselsoorten waren geen verschillen te zien tussen het Haringvliet en de Rijn bij Culemborg. De gemeten activiteiten lagen echter zo dicht bij de detectiegrens, dat eventueel aanwezige verschillen door onnauwkeurigheden in de activiteitsbepaling gemaskeerd werden.

In september 1986, december 1986 en april 1987 zijn in het IJsselmeer ook een aantal vissoorten bemonsterd. De ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs activiteit werd gemeten in de totale vis. De monsters bestonden uit mengmonsters van minimaal vijf vissen. Voor enkele soorten (blankvoorn, baars en snoekbaars) werden de vissen opgedeeld in een tweetal lengteklassen (groter en kleiner dan 14 cm). De resultaten staan vermeld in tabel 3.4.3.

Alleen de baars en blankvoorn zijn steeds bemonsterd, zodat bij deze soorten een duidelijke tendens is waar te nemen. In blankvoorn werd in september 1986 een hoogste ¹³⁷Cs activiteit gemeten van ± 35 Bq/kg. Daarna daalde de activiteit tot een niveau van ± 15 Bq/kg in april 1987. In baars bleef de activiteit in dezelfde periode ongeveer op hetzelfde niveau, ± 65 Bq/kg. In snoekbaars werden ongeveer dezelfde waarden gevonden als in baars, terwijl in pos en brasem veel lagere activiteiten gevonden werden. Voor deze beide

Tabel 3.4.3: Verloop van activiteiten van ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs in vis uit het IJsselmeer.

Soortnaam	Datum van bemonstering	lengte < 14 cm		lengte < 4 cm	
		¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Blankvoorn	17-09-1986	35	15	32	14
"	09-12-1986	26	11		
"	15-04-1987	13	5	15	6
Snoekbaars	17-09-1986	60	26	81	37
"	09-12-1986	62	26		
Pos	17-09-1986	17	8	46	21
Baars	17-09-1986	66	30		
"	09-12-1986	58	23		
"	15-04-1987	72	27	71	29
Brasem	09-12-1986	14	6		
"	27-04-1987	10	4		

N.B. Alle activiteiten zijn uitgedrukt in Bq/kg vers gewicht.

laatste soorten werden echter per bemonstering soms sterk uiteenliggende waarden gevonden. De verschillen tussen de beide lengteklassen waren in de meeste gevallen niet significant. Alleen voor grotere snoekbaarsen werd een duidelijk hogere waarde gevonden dan voor kleinere.

In alle monsters werden ook significante hoeveelheden ¹³⁴Cs aangetroffen. De verhouding tussen ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs bedroeg gemiddeld (± 1 stand.dev.) 2,4 ($\pm 0,2$), hetgeen redelijk overeenkomt met de verhouding in de uitstoot van Tsjernobyl (CCR86).

In dit onderzoek blijkt dat de hoogste activiteiten gemeten werden in baars en snoekbaars. Tot april 1987 werd geen daling waargenomen. Uit metingen in september 1987 door het RIVO bleek, dat op dat moment ook bij deze vissen de daling had ingezet (CCR88). Dit werd bevestigd door metingen, welke door DBW/RIZA in april 1988 werden uitgevoerd. Voor blankvoorn was deze dalende tendens al veel eerder ingetreden.

De meest waarschijnlijke verklaring voor deze verschillen is het verschil in positie in de voedingsketen. Bij elke trap in de voedingsketen wordt ¹³⁷Cs geaccumuleerd (Ey75, Pl75). De vissen, welke het hoogst in de voedingsketen staan zullen dus de hoogste ¹³⁷Cs activiteiten bevatten. Dat het maximum bij de roofvissen later optreedt dan bij de vissen, welke op de bodemfauna fourageren is ook begrijpelijk, omdat vissen activiteit traag accumuleren (CCR88). Een extra indicatie zou kunnen zijn een verschil in geaccumuleerd cesium in grote en kleine exemplaren van de roofvissen. Kleine vissen fourageren ook hoofdzakelijk op de bodemfauna. Voor de snoekbaars gaat dit ook op, maar bij de baars werd geen significant verschil gevonden.

Tenslotte is een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de accumulatie van ¹³⁷Cs in het spierweefsel van toppereenden. Deze zijn afkomstig uit bijvangsten van vissers rond het

IJsselmeer. De activiteiten werden per individu gemeten. De resultaten staan vermeld in tabel 3.4.4.

Voor mei 1986 werd een 137Cs activiteit gemeten van < 8 Bq/kg drooggewicht. Deze relatief hoge detectiegrens werd veroorzaakt door de geringe hoeveelheid materiaal, welke ter beschikking stond.

Eind 1986 waren de activiteiten significant hoger, namelijk tot 53 Bq/kg. Om deze waarden te vergelijken met die van de vissen en mosselen moeten de gehalten omgerekend worden naar Bq/kg vers gewicht. Spierweefsel bestaat voor ca. 80 % uit water. Dit betekent dat de gemeten gehalten door een factor 5 gedeeld moeten worden.

Tabel 3.4.4: 137Cs en 134Cs activiteiten in het spierweefsel van toppereenden, gevangen in het IJsselmeergebied.

Vangstdatum	137Cs [Bq/kg]	134Cs [Bq/kg]
17-11-1985	< 8	< 8
10-03-1986	< 8	< 8
26-11-1986	53	16
26-11-1986	42	17
23-12-1986	18	< 10

NB. Alle activiteiten zijn uitgedrukt in Bq per kg drooggewicht.

Toppereenden hebben hun broedplaats in IJsland, Noord-Scandinavië en Noord-Rusland. In de winter komen aanzienlijke aantallen voor in het IJsselmeergebied en het Waddengebied. De belangrijkste voedselbron bestaat uit weekdieren. In het IJsselmeergebied voeden ze zich hoofdzakelijk met driehoeksmosselen (SOV87). Vanwege hun broedplaats in Scandinavië en Rusland zou verwacht kunnen worden, dat toppereenden relatief sterk besmet zouden zijn.

Hoewel een aantal van drie eenden uiterst gering is, lijkt toch de uitspraak gerechtvaardigd, dat deze verwachting niet uit lijkt te komen. De gehalten liggen beduidend lager dan die in vissen. Wel liggen ze iets hoger dan die in de mosselen. Het lage gehalte in één exemplaar ten opzichte van beide anderen wordt mogelijk veroorzaakt door een andere broedplaats.

3.5 Zuiveringsslib

De resultaten van het onderzoek aan zuiveringsslib zijn elders al in detail gepubliceerd (Ba87 en CCRX86). In bijlage 1 wordt het betreffende artikel van Van Baardwijk et al. (Ba87) weergegeven. Daarom zal hier worden volstaan met een korte samenvatting van dit onderzoek. Wel zal nog worden ingegaan op de relatie met het overig onderzoek.

Eind mei en begin juni 1986 zijn bij een 15 rioolwaterzuiveringsinstallaties monsters van het zuiveringsslib genomen. De totaal-β activiteiten varieerden van 2 - 29 kBq/kg droog slib* en de 137Cs activiteiten van 0,06 - 7,2 kBq/kg. De radioactiviteiten in de installaties bleek voor 96 % gebonden te zijn aan het slib.

Er is een duidelijk verband te leggen tussen de verdeling van de totale 137Cs depositie over Nederland (CCRX86) en de activiteiten in het zuiveringsslib op de verschillende lokaties. Ook is er een relatie te leggen tussen de gemeten besmetting en de wijze, waarop het afvalwater aangeboden wordt. De laagste activiteiten werden gevonden in een installatie, die een gescheiden rioolsysteem bedient. Een aanzienlijk deel van de aangevoerde activiteit is dus afkomstig van de afspoeling van (verharde) oppervlakken.

De totaal-β activiteiten in het zuiveringsslib liggen veel lager dan de activiteiten, welke gevonden werden in het zwevend stof in Lobith en Eijsden. Wel is het bindingspercentage aan slib veel hoger dan in Lobith en Eijsden. De maximale 137Cs activiteiten liggen echter in dezelfde orde van grootte. Een mogelijke verklaring voor deze verschillen is het feit, dat aan de totaal-β activiteit vooral de kortlevende isotopen bijgedragen hebben. Vanwege de wat hogere leeftijd van het slib in de zuiveringsinstallaties, veroorzaakt door de ophoping van slib, kan dus een groot gedeelte van de kortlevende isotopen al vervallen zijn. Dit wordt ondersteund door de hogere bindingspercentages. Uit metingen aan zwevend slib in Eijsden en Lobith (zie hoofdstuk 3.2) bleek, dat de langer levende nucliden zich in sterke mate hechten aan slibdeeltjes.

In een tweetal installaties, RWZI Eindhoven en RWZI Haarlem, is ook het verloop van de activiteit gevolgd. Er trad een snelle daling van de activiteit op, welke voornamelijk toe te schrijven was aan een verdunningseffect met onbesmet slib. Dit komt overeen met de gegevens m.b.t. zwevend slib in de rivieren. Zes maanden na het ongeval werd de achtergrondactiviteit bereikt. Dit tijdstip ligt veel vroeger dan dat in de grote rivieren ondanks de lange verblijftijd van het slib in de installaties. Hiervoor zijn een tweetal redenen. Allereerst zorgen de zuiveringsinstallaties voor de afvoer van water uit stedelijke gebieden, terwijl de rivieren voornamelijk gevoed worden door de afvoer van water uit landelijke gebieden. Het is bekend dat de afspoeling van activiteit van harde oppervlakken sneller verloopt dan die van niet verharde (CCRX88), en tweede reden kan zijn dat de waterbodem in de rivieren zorgt voor nalevering van radioactiviteit.

Tenslotte is er door de Unie van Waterschappen een risicoanalyse uitgevoerd m.b.t. het gebruik van het zuiveringsslib als meststof in de landbouw (UW86). Geconcludeerd werd dat toepassing ervan in de landbouw verantwoord was. Aan de hand van een modelmatige aanpak, waarbij de maximale besmetting van zuiveringsslib berekend werd, is deze conclusie gecontroleerd en juist bevonden (Ba87).

* Alle activiteiten zijn teruggerekend naar drooggewicht.
Tenzij nadrukkelijk anders vermeld, worden alle waarden gegeven per kilo drooggewicht.

4. BESMETTINGSBALANS NEDERLANDSE BINNENWATEREN

De mate van besmetting van de Nederlandse binnenwateren werd bepaald door de volgende processen: de natte en droge depositie vanuit de lucht in mei 1986, de aanvoer van radionucliden via de grote rivieren en de afvoer ervan naar de Noordzee. Ook het radioactieve verval van de stoffen speelt een belangrijke rol. Omdat voor de effecten op langere termijn vrijwel alleen de bijdrage van ^{137}Cs van belang is, zal in dit hoofdstuk alleen de besmettingsbalans voor dit nuclide besproken worden.

Over de natte en droge depositie vanuit de lucht zijn weinig directe meetgegevens bekend. Door het RIVM zijn kort na de ramp berekeningen gemaakt aan de hand van enkele metingen van de droge depositie, metingen in regenwater en regenkaarten van het KNMI (CCR86). Op deze wijze werd de gemiddelde depositie van ^{137}Cs geschat op 1800 Bq/m^2 . In de nazomer van 1986 werd door het RIVM een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de besmetting van de terrestrische bodem. Hiertoe werden op een groot aantal plaatsen de bovenste 5 cm van grasland bemonsterd (CCR88), waarna de activiteiten van enkele afzonderlijke nucliden in deze monsters bepaald werden. Berekend werd dat de gemiddelde ^{137}Cs depositie in Nederland 1690 Bq/m^2 bedroeg. In deze waarde is ook de bijdrage t.g.v. de fall out van kernproeven inbegrepen. Deze bedroeg 300 Bq/m^2 . Bij de berekeningen van de besmettingsbalans voor de Nederlandse wateren zal de waarde van 1690 Bq/m^2 genomen worden als maat voor de directe ^{137}Cs depositie. Het transport van cesium in de rivieren verloopt zowel via de vaste fase (gebonden aan zwevend stof) als via de water fase (opgelost) (He87). Zoals in hoofdstuk 3.1 reeds vermeld is, zijn er weinig (en dan nog onbetrouwbare) gegevens bekend over de hoeveelheden ^{137}Cs , welke in opgeloste vorm in het oppervlaktewater aanwezig zijn geweest. Daarom moest worden overgegaan tot een indirecte methode voor de bepaling van dit niet gebonden cesium. Dit kan gedaan worden door gebruik te maken van het evenwicht tussen de cesium gehalten in zwevend stof en water. Dit wordt uitgedrukt in de verdelingscoëfficiënt K_d . * Voor de Nederlandse wateren zijn hier echter geen gegevens over bekend. Door Mundschenk (Mu83a) werd een gemiddelde K_d waarde van 14670 l/kg gevonden in de Rijn bij Koblenz over de periode 1977 - 1983. Deze waarde is in de berekening gebruikt. Recent onderzoek heeft in het Ketelmeer overeenkomstige K_d -waarden opgeleverd (ECN88, Co88).

In Tabel 4.1 wordt een berekening voor de in- en uitvoer van ^{137}Cs via de belangrijkste waterwegen in de periode mei 1986 - december 1987 gegeven. Vanwege het ontbreken van een uitgebreide set meetgegevens is hierbij voor de hele beschouwde periode een gemiddelde waarde genomen voor de afvoer, het zwevend stof gehalte en de cesium activiteiten. Voor de afvoer zijn de gemiddelde waarden genomen voor een jaar met normale neerslaghoeveelheden (RPD87). De zwevend stof gehalten zijn de gemiddelde waarden over 1986, zoals gemeten in het routinemeetnet WAKWAL. De

^{137}Cs activiteiten zijn geschat uit de metingen, welke beschikbaar waren.

Hierbij is ook rekening gehouden met het verloop in de activiteiten in de tijd, zoals geschetst in hoofdstuk 3.2. Alleen voor de Rijn en de Maas zijn gedetailleerde meetgegevens bekend. Daarom zijn deze ter vergelijking weergegeven in tabel 4.2.

Uit de tabellen blijkt, dat het transport van cesium in belangrijke mate plaatsvindt in de opgeloste fase. Dit lijkt op het eerste oog onwaarschijnlijk, omdat bekend is dat cesium in sterke mate hecht aan vaste deeltjes (He87). Vanwege de geringe hoeveelheden vaste stof per liter oppervlaktewater is de absolute hoeveelheid cesium, welke aanwezig is in opgeloste vorm, echter aanzienlijk.

Uit een vergelijking tussen tabel 4.1 en tabel 4.2 blijkt, dat de schattingen in tabel 4.1 redelijk overeenkomen met de uitgebreide set gegevens. Voor het cesium dat in de Rijn via de vaste fase getransporteerd wordt is de overeenkomst zelfs uitstekend. Voor de andere compartimenten is de afwijking $\pm 20\%$. Er blijkt echter geen systematische afwijking op te treden. Hieruit volgt, dat de gegevens uit tabel 4.1 betrouwbaar genoeg zijn voor het opstellen van een besmettingsbalans.

Een opmerkelijk gegeven uit tabel 4.2 is, dat ook na mei 1986 aanzienlijke hoeveelheden ^{137}Cs Nederland binnengekomen zijn. Op 1 juli 1986 was slechts de helft van de totale cesiumlast door de grote rivieren naar Nederland getransporteerd. Vooral tijdens hoogwatergolven (sep 86 - mrt 87 voor Maas en jan - mrt 87 voor Rijn) was de aanvoer groot. In eerdere nota's (He87a , CCR88) werd verondersteld dat alleen in mei 1986 de bijdrage van opgelost cesium significant zou zijn. Deze aanname was gebaseerd op het feit, dat begin mei enkele hoge - maar discutabele, zie hoofdstuk 3.1.1 - ^{137}Cs activiteiten in oppervlaktewater gemeten werden, waarna de activiteiten weer snel daalden tot beneden de detectiegrens. Hierdoor werd de bijdrage aan de totale belasting door het opgeloste cesium in mei 1986 overschat en in de verdere beschouwde periode onderschat.

In het CCRX-rapport (CCR88) is de aanvoer via Rijn en Maas hoger geschat. Voor de Rijn werden voor particulier en opgelost cesium schattingen gegeven van respectievelijk 3 en 9 TBq^* . Voor de Maas waren deze waarden respectievelijk 0,2 en $0,7 \text{ TBq}$. De hogere inschattingen worden geheel veroorzaakt door de eerder genoemde inschatting van de bijdrage van het opgeloste cesium. De resultaten voor het particulier materiaal stemmen namelijk wel redelijk overeen met de in tabel 4.2 gepresenteerde waarden.

Aan de hand van de in tabel 4.1 en 4.2 vermelde gegevens is een besmettingsbalans voor de Nederlandse binnenwateren opgesteld. Deze staat vermeld in tabel 4.3. Bij de post

* De verdelingscoëfficiënt K_d is gedefinieerd als cs/cl waarbij cs en cl resp. de concentraties in de vaste en vloeibare fase voorstellen. In de literatuur zijn er verschillende manieren om deze concentraties uit te drukken. In deze nota worden als eenheden gebruikt: cs in Bq/kg droge stof en cl in Bq/l . De K_d heeft dus de eenheid l/kg .

* $1 \text{ TBq} = 1 \cdot 10^{12} \text{ Bq}$

Tabel 4.1: Berekening in- en uitvoer van ^{137}Cs in de Nederlandse binnenwateren van mei 1986 tot en met december 1987.

	Afvoer ¹ [m3/s]	zwev.stof ² [mg/l]	Cs-137 ³ [Bq/kg]	Totale particul. last ⁴	opgelost ⁵
In:					
Rijn	1975	48	570	2,85	4,04
Maas	280	37	380	0,21	0,38
Uit:					
IJsselmeer	460	37	570	0,51	0,94
Haringvliet	920	11	380	0,20	1,26
Nw.Waterweg	1475	24	290	0,54	1,54
Noordzeekanaal	150	4	290 ⁶	0,09	0,16

- 1 Gemiddelde afvoeren in een jaar met normale neerslaghoeveelheden (RPD87).
- 2 Gemiddelde waarden over 1986 (WAKWAL). Voor het IJsselmeer is het meetpunt IJ23 genomen.
- 3 Schatting, verkregen door een serie gemeten waarden te middelen.
- 4 Totale last van ^{137}Cs over de periode 1 mei 1986 - 31 december 1987, uitgedrukt in 10^{12}Bq .
- 5 Berekend m.b.v. een Kd voor Cs-137 van 14670 (Mu83a).
- 6 Voor deze lokatie waren geen gegevens bekend. Daarom is hier dezelfde waarde genomen als in de Nieuwe Waterweg.

Tabel 4.2: Bijdrage van Rijn en Maas aan de belasting van de Nederlandse binnenwateren met ^{137}Cs . Alle waarden zijn uitgedrukt in 10^{12}Bq . De benodigde afvoer- en zwevend stofgegevens zijn ontleend aan WAKWAL. Voor de berekening van de opgeloste fractie is een Kd-waarde van 14670 (Mu83a) gebruikt.

periode	particulair	opgelost	totaal	% bijdrage
Rijn bij Lobith				
mei 86	0,84	1,77	2,61	34
jun 86	0,43	0,72	1,16	15
jul - sep 86	0,37	0,58	0,95	12
okt - dec 86	0,33	0,44	0,76	10
jan - mrt 87	0,43	0,49	0,92	12
apr - jun 87	0,16	0,29	0,45	6
jul - sep 87	0,21	0,35	0,56	7
okt - dec 87	0,12	0,19	0,32	4
Totaal	2,88	4,83	7,72	100
Maas bij Eijsden				
mei 86	0,038	0,132	0,170	37
jun 86	0,013	0,032	0,045	10
jul - sep 86	0,003	0,014	0,017	4
okt - dec 86	0,057	0,043	0,100	22
jan - mrt 87	0,025	0,029	0,054	12
apr - jun 87	0,008	0,026	0,034	7
jul - sep 87	0,005	0,011	0,016	3
okt - dec 87	0,009	0,013	0,021	5
Totaal	0,157	0,300	0,459	100

Tabel 4.3: ^{137}Cs Besmettingsbalans Nederland over de periode mei 1986 tot december 1987. Alle waarden zijn uitgedrukt in 10^{12}Bq .

Aanvoer	Afvoer
Rijn	7,72
Maas	0,46
Depositie ¹⁺²	7,50

	15,68

	5,24
Verschil = 10,44	

Gemiddelde belasting² van de binnenwateren = 2350Bq/m^2

- 1 Totale (natte + droge) depositie = 1690Bq/m^2 (CCR88)
- 2 Hierbij is uitgegaan van een totaal wateroppervlak van $4440 \cdot 10^6\text{m}^2$ (zie ook tabel 4.4).

depositie is geen rekening gehouden met cesium, dat via afspoeling van de terrestrische bodem in het water is terechtgekomen. Hierover zijn geen gegevens bekend.

Uit de tabel blijkt, dat de aanvoer van ^{137}Cs vanuit het buitenland via de Rijn in dezelfde orde van grootte lag als de directe depositie in de Nederlandse wateren. De aanvoer via de Maas was relatief gering. In de beschouwde periode is ca. 30 % van de totale belasting afgevoerd naar de Noordzee. Hierbij waren de afvoeren via het IJsselmeer, het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg ongeveer gelijk, terwijl afvoer via het Noordzeekanaal vrijwel geen rol speelde.

De totale netto belasting van de Nederlandse wateren bedroeg ruim 10TBq , hetgeen overeenkomt met een gemiddelde besmetting van 2350Bq/m^2 . Deze waarde ligt beduidend hoger dan de in de terrestrische bodem gevonden waarde van 1690Bq/m^2 . Uit het verschil tussen beide deposities volgt dat de aanvoer van de Rijn voor ca. 30 % heeft bijgedragen aan de totale belasting. Overigens dient opgemerkt te worden, dat de berekende depositie van $7,5\text{TBq}$ waarschijnlijk te hoog is. De gemiddelde directe depositie is namelijk gesteld op 1690Bq/m^2 voor alle binnenwateren.

Uit het depositiepatroon van Nederland (CCR86) blijkt echter, dat de directe depositie in Zeeland relatief gering is geweest. Omdat de verhouding Zeeuwse wateren/totaal

oppervlak Nederlandse binnenwateren* groter is dan de verhouding terrestrische Zeeuwse bodem/totaal landoppervlak** zal de gemiddelde directe depositie voor het oppervlaktewater dus lager gelegen hebben dan 1690 Bq/m².

Wanneer hiervoor gecorrigeerd wordt aan de hand van de in de CCRX nota gepubliceerde gegevens (CCRX88), wordt voor de binnenwateren een gemiddelde directe depositie in mei 1986 verkregen van 1500 Bq/m². Hieruit volgt een gecorrigeerde totale belasting van de waterbodem van 2200 Bq/m².

Een andere aanpak voor het bepalen van de belasting van de Nederlandse waterbodems loopt via het berekenen van de besmetting uit de gemeten 137Cs activiteiten in het sediment. Hiervoor geldt:

$$Ah = ActCs \times 0,01 \text{ DS} \times RHO \times v_h$$

Ah = depositie in Bq/m²

ActCs = gemeten 137Cs activiteit in Bq/kg d.s.

DS = droge stof gehalte in %

RHO = soortelijk gewicht van de natte bodem in kg/m³

v_h = diepte van bemonstering in meter

Uitgaande van een soortelijke massa van 2650 kg/m³ voor de droge stof en van 1000 kg/m³ voor het in de bodem aanwezige water wordt het soortelijk gewicht RHO berekend volgens:

$$RHO = 100 / [(DS/2650) + ((100 - DS)/1000)]$$

Bij deze berekeningen moest rekening worden gehouden met de volgende aspecten, welke aanleiding konden geven tot grote variaties in de uitkomsten.

- Op veel lokaties is alleen bemonsterd met een Van Veenhapper. Hierbij kan de bemonsteringsdiepte variëren van 1 - 10 cm.
- Bij box corer monsters zijn vaak niet alle lagen geanalyseerd.
- Op een aantal lokaties is zowel met de Van Veenhapper als met de box corer bemonsterd.
- Veel lokaties zijn onregelmatig bemonsterd.
- Vaak is gemeten in specifieke sedimentatiegebieden. Het is daarom moeilijk om uit de enkele punten, welke bemonsterd zijn, de besmetting voor het gehele gebied te bepalen.

Om deze problemen zoveel mogelijk te omzeilen is gekozen voor de volgende aanpak.

- Bij de Van Veenhapper is de bemonsteringsdiepte gesteld op 0,05 meter.
- Bij de box corer monsters zijn alleen de lagen 0 tot 2 en 2 tot 5 cm in de berekeningen betrokken.
- De onregelmatige bemonstering is ondervangen door voor een bepaalde lokatie de waarden, verkregen in een bepaalde periode, te middelen. Als te beschouwen perioden zijn genomen: mei - december 1986 en juli - december 1987. De eerste periode is gekozen als een representant van de totale belasting (directe depositie + aanvoer via Rijn en Maas). In december 1986 bevond nog

vrijwel alle activiteit zich in de bovenste 5 cm (hoofdstuk 3.3). De periode juli - december 1987 is gekozen om inzicht te verkrijgen in de besmetting, welke ook op langere termijn van belang is. Een gedeelte van de activiteit is namelijk verdwenen naar diepere lagen of weggespoeld naar de Noordzee.

- De besmetting binnen een bepaald gebied is berekend door de gemiddelde waarden, welke op de diverse lokaties binnen dat gebied verkregen zijn, te middelen.

De resultaten van deze berekeningen staan vermeld in tabel 4.4.

Tabel 4.4: 137Cs Besmetting van de Nederlandse Binnenwateren.

Initiële belasting			
Gebied	Oppervlak [x 10 ⁶ m ²]	Depositie ¹ (Bq/m ²)	Belasting [x 10 ¹² Bq]
IJsselmeer	1180	1800	2,12
Ketelmeer	30	3900	0,12
Markermeer	710	3000	2,13
Randmeren	137	3800	0,52
Amer	15	13800	0,21
Nieuwe Merwede	15	3000	0,05
Hollands Diep	31	15300	0,47
Haringvliet	72	5600	0,40
Westerschelde	500	400	0,20
Zeeuwse water.	750	750	0,56
Overig	1000	1800	1,80
Totaal	4440	1900 ²	8,58

Belasting in december 1987			
Gebied	Oppervlak [x 10 ⁶ m ²]	Besmetting ³ [Bq/m ²]	Belasting [x 10 ¹² Bq]
IJsselmeer	1180	1300	1,53
Ketelmeer	30	5600	0,17
Markermeer	710	1100	0,78
Randmeren	137	3200	0,44
Amer	15	2700	0,04
Nieuwe Merwede	15	3700	0,06
Hollands Diep	31	3800	0,12
Haringvliet	72	5200	0,37
Westerschelde	500	550	0,28
Zeeuwse water.	750	400	0,30
Overig	1000	1300	1,30
Totaal	4440	1200 ²	5,39

1 Gemiddelde depositie in de bovenste 5 cm van het sediment over de periode mei - december 1986

2 Gemiddelde berekend uit totale belasting en totale oppervlak

3 Gemiddelde depositie in de bovenste 5 cm van het sediment in de periode juli - december 1987

* Uitgaande van de gegevens uit de tabel 4.4. is het oppervlakte van de Zeeuwse wateren 28 % van het totale Nederlandse wateroppervlak.

** Uit gegevens van het CBS (CBS86) is het terrestrische oppervlak van Zee-land 5 % van het totale Nederlandse terrestrische oppervlak.

De berekende deposities vertoonden een grote spreiding rond de gemiddelde waarde. De standaarddeviatie bedroeg in veel gevallen meer dan 50 %. Dit werd veroorzaakt door het verloop van de activiteit in de tijd, door verschillen in bemonsteringsmethode (box corer en Van Veenhapper) en door variaties in de exacte monsterlokatie. De berekening van de depositie in een bepaald gebied aan de hand van gegevens van enkele monsterlokaties bleek echter opvallend nauwkeurig. Dit kon worden geschat aan de hand van metingen in het Ketelmeer. In de eerste helft van 1987 bedroeg de gemiddelde belasting aan de hand van een drietal monsterlocaties 5100 Bq/m². Uit een monstercampagne in februari 1987, waarbij 34 lokaties werden bemonsterd, werd een gemiddelde depositie bepaald van 4900 Bq/m².

De gemiddelde belasting van de waterbodem bedroeg in 1986 ca. 1900 Bq/m². Deze waarde ligt lager dan de waarde, welke uit de besmettingsbalans (tabel 4.3) na correctie verkregen werd, nl. 2200 Bq/m². Gezien de onnauwkeurigheden in zowel tabel 4.3 als in tabel 4.4 kan echter niet worden gesteld, dat het verschil tussen beide waarden (15 %) significant is. Beide methoden geven aan dat de belasting van het aquatisch milieu hoger was dan de belasting van het terrestrisch milieu.

Hieruit blijkt dat de extra belasting door afspoeling van ¹³⁷Cs van de terrestrische bodem en door aanvoer vanuit het buitenland via de grote rivieren groter is dan de afvoer naar de Noordzee.

Eind 1987 bedroeg de gemiddelde resterende belasting in de laag 0 - 5 cm ca. 1200 Bq/m². Deze daling wordt veroorzaakt door de afvoer naar de Noordzee en door begraving

van radioactiviteit in sedimentatiegebieden. Uit de bodemprofielen, besproken in hoofdstuk 3.3, blijkt dat op een aantal lokaties een significante hoeveelheid cesium gevonden werd op grotere diepten.

Met betrekking tot de besmetting van de diverse gebieden kunnen de volgende opmerkingen gemaakt worden.

In 1986 was vooral de waterbodem in het Noordelijk Delta-bekken besmet. De bodem van de Amer en het Hollands Diep waren het meest besmet, terwijl ook de besmetting van de bodem van het Haringvliet aanzienlijk was. Eind 1987 was de besmetting in dit gebied veel geringer en was het Haringvliet relatief de meest besmette lokatie.

Dit wordt vooral veroorzaakt door het transport van besmet slib, via resuspensie en sedimentatie, van oost naar west. In het Hollands Diep heeft daarnaast bedekking van het besmette slib met minder verontreinigd slib plaatsgevonden. In het IJsselmeergebied was in 1986 de besmetting van de waterbodem van het Ketelmeer en de randmeren het grootst. Eind 1987 is de besmetting in het gehele gebied gedaald behalve in het Ketelmeer, waar de belasting toegenomen is. Dit wordt veroorzaakt door de aanvoer van besmet slib via de Rijn.

De laagste depositie werd gemeten in de Zeeuwse wateren. Dit is in overeenstemming met het depositiepatroon, dat door het RIVM is gevonden (CCR86).

Concluderend kan gesteld worden dat via beide methoden, berekening uit de besmettingsbalans van Nederland en uit de gemeten activiteiten in het sediment, hetzelfde beeld verkregen wordt. De belasting van de Nederlandse waterbodem bedraagt ca. 2000 Bq/m².

5. GEDRAG VAN RADIOACTIEF CESIUM IN AQUATISCHE SYSTEMEN

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zullen een aantal aspecten aan de orde komen, welke betrekking hebben op het gedrag van radionucliden in het aquatisch milieu. Het meeste onderzoek is verricht naar het gedrag van ^{137}Cs . Vanwege zijn lange halfwaardetijd (30 jaar) draagt dit nuclide het meeste bij aan de stralingsbelasting van het aquatisch milieu (CCR88). Daarnaast is dit nuclide ook erg geschikt om processen in het water en de waterbodem te volgen. Redenen hiervoor zijn ((He87):

- vanwege zijn γ -straling bij 662 keV is het nuclide eenvoudig te detecteren;
- het nuclide wordt in sterke mate door bodemdeeltjes geadsorbeerd, zodat het een geschikte tracer is voor sedimentatie, resuspensie en transport van bodemmateriaal;
- het nuclide kan gebruikt worden voor datering van recente sedimenten, doordat er sprake is van een éénmalige piekbelasting.

Een complicatie is dat ^{137}Cs niet alleen ten gevolge van de kernramp in Tsjernobyl in het milieu terecht gekomen is. Ook tijdens de bovengrondse kernproeven in de jaren vijftig en zestig zijn grote hoeveelheden ^{137}Cs vrijgekomen. Bovendien hebben lozingen van andere kerncentrales eveneens aanleiding gegeven tot een geringe accumulatie van cesium in de waterbodem. Hoewel dit enerzijds gebruikt kan worden voor datering van minder recente sedimenten, moet hier anderzijds bij procesonderzoek, waarbij de uitstoot van Tsjernobyl als tracer gebruikt wordt, voor worden gecorrigeerd.

Een belangrijk gedeelte van het onderzoek naar het gedrag van cesium is nog gaande. Daarom hebben een aantal van de resultaten, welke hier worden gepresenteerd dan ook nog een voorlopig karakter. Definitieve resultaten zullen in een later stadium gepubliceerd worden.

5.2 $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding in de depositie t.g.v. Tsjernobyl

Zoals hierboven reeds vermeld, moet om de ^{137}Cs depositie ten gevolge van Tsjernobyl te bepalen eerst een indruk verkregen worden van de hoeveelheden, welke voor mei 1986 al in het aquatisch milieu aanwezig waren. Hiervan zijn echter weinig gegevens bekend. Onderscheid tussen de depositie ten gevolge van Tsjernobyl en andere bronnen kan gemaakt worden door naast ^{137}Cs een nuclide te meten, dat vrijwel alleen ten gevolge van Tsjernobyl in het milieu te

recht gekomen is. Hiervoor is het nuclide ^{134}Cs goed bruikbaar. Dit nuclide was in aanzienlijke hoeveelheden aanwezig in de uitstoot in Tsjernobyl, terwijl het niet voorkwam in de fall-out van de kernproeven. Alleen in de lozingen van kerncentrales worden soms geringe ^{134}Cs activiteiten aangetroffen (Ki84). Uit meetgegevens in zwevend slib in Eijsden (tabel 3.2.1) blijkt inderdaad, dat de ^{134}Cs activiteiten, gemeten voor mei 1986, verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de activiteiten, welke na mei 1986 gemeten werden. Bovendien heeft ^{134}Cs een halfwaardetijd van 2 jaar, zodat op deze wijze de Tsjernobyl uitstoot gedurende een ruime tijd gevolgd kan worden.

Omdat de $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding in de uitstoot van Tsjernobyl niet exact bekend was (CCR86), moest deze eerst bepaald worden. Dit wordt meestal gedaan door, na correctie van de gemeten ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteiten voor het radioactief verval na 26 april 1986 (de dag van de kernramp), het verband te bepalen tussen alle gemeten ^{137}Cs en ^{134}Cs activiteiten. Hierbij wordt er vanuit gegaan, dat de "oude" deposities van ^{137}Cs uniform over alle gemeten lokaties verdeeld zijn. Deze aanname is voor de waterbodem niet waarschijnlijk. Daarom is gekozen voor een iets andere aanpak. Per compartiment (bodem en zwevend stof) en per lokatie zijn de voor verval gecorrigeerde ^{137}Cs activiteiten uitgezet tegen de eveneens aldus gecorrigeerde ^{134}Cs activiteiten, waarna de helling bepaald is door middel van lineaire regressie. Omdat de waterbodem zowel met een box-corer als met een Van Veenhapper bemonsterd is, zijn alleen de gegevens van de bovenste 5 cm van het sediment gebruikt. Ook zijn alle lokaties, waar minder dan 5 keer een meting uitgevoerd is, uitgesloten. Tenslotte zijn uitgesloten enkele extreem hoge activiteiten, welke vooral in mei 1986 gemeten werden, omdat deze enkele punten het hele verloop van de lijn zouden bepalen.

Vervolgens is de meest waarschijnlijke $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding bepaald door het gewogen gemiddelde van alle hellingen te berekenen. Dit is afzonderlijk gedaan voor alle zwevend stofmonsters en voor alle waterbodemmonsters. De resultaten hiervan staan vermeld in tabel 5.2.1.

De gevonden $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhoudingen van 1,95 in de bodem en 2,08 in het zwevend stof komen uitstekend overeen met de waarde 2,03, welke door het RIVM gemeten werd in niet regelmatig overstroomde bodems (CCR88). De gevonden waarden komen ook goed overeen met de verhoudingen, welke in luchtfilters en regenwater, in Nederland en in het buitenland, gemeten werden (CCR86, Th86, Hab86a). Hieruit kan geconcludeerd worden, dat ^{137}Cs en ^{134}Cs in vrijwel-gelijke mate door bodemdeeltjes geadsorbeerd worden.

Toch was het opmerkelijk dat het gewogen gemiddelde van de richtingscoëfficiënten voor bodem en zwevend slib significant van elkaar verschilden ($p < 0,05$). Dit betekent dat in

Tabel 5.2.1: $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding in de depositie ten gevolge van Tsjernobyl.

137Cs/134Cs verhouding				
Compartiment	gemiddelde	st.dev.	waarnemingen	range
bodem	1,95	0,18	n = 24	1,31 - 2,34
zwevend stof	2,08	0,26	n = 11	0,28 - 2,49

zwevend stof ^{137}Cs meer preferent gebonden wordt ten opzichte van ^{134}Cs dan in de bodem. Dit kan verklaard worden door verschillen in de adsorptie van ^{137}Cs en ^{134}Cs . Zo is in de literatuur bekend, dat de verdelingscoëfficiënten in sediment of zwevende stof voor ^{133}Cs (stabiel), ^{134}Cs en ^{137}Cs wel een factor 15 van elkaar kunnen verschillen (Mu83b). Hierbij heeft het nuclide, dat het langste in het milieu aanwezig is, de hoogste affiniteit. Dit wordt toegeschreven aan het aanwezig zijn van verschillende bindingsplaatsen voor cesium in de kleimineralen; waarbij naar gelang de verblijftijd van cesium binnen het kristal het zich meer hecht aan de plaatsen met de hoogste bindingsenergie. Omdat het sediment een wat andere samenstelling heeft dan het zwevend stof, waarbij de laatste een hoger gehalte heeft aan kleimineralen en organisch stof, zal dus ook de $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding verschillend zijn voor sediment en zwevend stof.

5.3 ^{137}Cs depositie t.g.v. kernwaproeven

De hoeveelheid ^{137}Cs , welke ten gevolge van de fall out van de kernproeven uit de vijftiger en zestiger jaren geaccumuleerd is in de bovenste centimeters van de waterbodem, werd berekend uit de hierboven vermelde regressielijnen, waarbij de ^{137}Cs activiteiten werden uitgezet tegen de ^{134}Cs activiteiten. De afsnede is hierbij een maat voor de depositie ten gevolge van de fall out. De gevonden resultaten voor een aantal lokaties staan vermeld in tabel 5.3.1.

In de bodem varieerden de ^{137}Cs activiteiten ten gevolge van de fall out in de meeste gevallen tussen min 5 en plus 10 Bq/kg droge stof.

De gemiddelde waarde was 10 Bq/kg. Deze waarden kunnen vergeleken worden met de depositie van 300 Bq/m², welke door het RIVM gevonden is in niet regelmatig overstroomde bodems (CCR88). Een depositie van 300 Bq/m² zou bij het gemiddelde droge stof gehalte in de waterbodem, 50 %, een ^{137}Cs activiteit opleveren van 8 Bq/kg droge stof. Voor droge stof gehalten van 35 %, H10 en RIJH, en 80 %, IJ23, zouden deze activiteiten respectievelijk 13 en 4 Bq/kg droge stof zijn. Hieruit volgt, dat in de waterbodem de ^{137}Cs depositie ten gevolge van de kernproeven op de meeste lokaties gelijk aan of kleiner dan de depositie op de terrestrische bodem is. Toch zijn er wel enkele saillante details.

- Het restant van de depositie in het IJsselmeergebied is in het algemeen wat groter dan die in het Noordelijk Delta-bekken. Dit kan verklaard worden, doordat pas na de afsluiting in 1970 van het Haringvliet het Noordelijk Delta-bekken een belangrijk sedimentatiegebied geworden is. Hierdoor zal er enerzijds een geringere depositie zijn opgetreden. Anderzijds is er een sterke sedimentatie sinds 1970 opgetreden, waarbij het besmette bodemslib begraven is onder relatief schoon sediment.
- De accumulatie van ^{137}Cs in het Ketelmeer is wat lager dan in het IJsselmeer. Hiervoor zijn meerdere verklaringen mogelijk. Het meeste ^{137}Cs kan sinds 1963, het moment waarop de fall out maximaal was, vanuit het Ketelmeer verplaatst zijn naar het IJsselmeer. Ook kunnen de lagere activiteiten in het Ketelmeer veroorzaakt worden door een sterke menging van de bodem. In dit meer treedt immers in sterke mate sedimentatie en resuspensie op (Be88), terwijl bij bovenstaande berekeningen uitgegaan werd van de bovenste 5 cm van het sediment. Het is het meest waarschijnlijk, dat beide processen hebben bijgedragen tot de waargenomen verschillen.
- In het IJsselmeer worden duidelijk hoge waarden gevonden

Tabel 5.3.1: ^{137}Cs activiteiten in zwevend stof en bodem ten gevolge van fall-out.

Lokatie	^{137}Cs activiteit [Bq/kg d.s.]			
	Aantal Bodem waarn.	Zwevend stof	Aantal waarn.	
Rijn Lobith			- 56	71
Lek Hagest. LHA	55	8		
Lek Hagest. RIJH	22	11		
Nieuwe Maas	- 4	10		
Maas Eijsden			22	48
Maas Keizersveer			- 24	12
Westerschelde SVOD	9	13		
Westerschelde S01			18	12
Ketelmeer IJ004	9	17	- 28	6
Ketelmeer IJ002	11	17	- 29	5
Ketelmeer IJ001	12	25	- 6	5
Ketelmeer IJ12	- 2	5	- 79	5
IJsselmeer IJ1	18	14		
IJsselmeer IJ23	- 2	29	38	6
IJsselmeer IJ050	72	15		
Markermeer IJ111	- 3	18		
Oostvaardersplassen	0	11		
Amer	- 6	15		
Nieuwe Merw. NM14	1	8		
Nieuwe Merw. NM15	14	7		
Holl.Diep H7	- 5	23		
Holl.Diep H8	- 2	6		
Holl.Diep H9	- 4	8		
Haringvli. H10	40	12		
Haringvli. H12	- 5	8	59	5
Amst-Rijnkanaal	- 1	10		
Noordzeekanaal	3	6		
Nieuwe Waterweg			7	6
Waddenzee ZWH	9	6		

den in de kleiige gebieden. Dit wordt veroorzaakt door de preferente adsorptie van cesium aan kleimineralen (He87).

- Erg hoge activiteiten werden berekend op twee lokaties in de Lek bij Hagestein. Het is dus waarschijnlijk, dat hier in sterke mate sedimentatie van zeer fijn slib optreedt. Ook na de ramp in Tsjernobyl werden immers erg hoge waarden gemeten (hoofdstuk 3.3). Op deze lokatie vindt mogelijk ook accumulatie van ^{137}Cs plaats, dat door kerncentrales geloosd wordt.
- Ook op lokatie H10 in het Haringvliet werden zowel voor als na Tsjernobyl erg hoge activiteiten gemeten.

In het zwevend stof was de variatie in de geëxtrapoleerde ^{137}Cs activiteiten nog veel groter. Hier werden waarden gevonden van minus 79 tot plus 59 Bq/kg. Deze grote spreiding wordt gedeeltelijk veroorzaakt door het geringe aantal punten, dat per lokatie gemeten is. Daarnaast moeten ook andere factoren meespelen, zoals blijkt uit de sterk negatieve waarde bij Lobith. Mogelijke oorzaken zijn sterke variaties in de slibsamenvestiging of de aanwezigheid van aanzienlijke hoeveelheden ^{134}Cs , afkomstig van lozingen van kerncentrales, waardoor de aanname, dat al het ^{134}Cs afkomstig is van Tsjernobyl, niet meer opgaat.

5.4 Relatie tussen verspreiding van ¹³⁷Cs en verspreiding van microverontreinigingen

In 1987 is een langlopend onderzoek gestart naar het gedrag van anorganische en organische microverontreinigingen in het IJsselmeergebied. Hiervan zijn de resultaten voor 1987 reeds gepubliceerd (Be87, Be88). Omdat in dezelfde periode ten behoeve van het Tsjernobyl onderzoek intensief bemonsterd is in het Ketelmeer, is het zinvol om voor dit meer een vergelijking te maken tussen het gedrag van cesium en van de microverontreinigingen.

In februari 1987 zijn op een groot aantal lokaties bodemonsters genomen met behulp van een boxcorer. In alle monsters is de ¹³⁷Cs activiteit gemeten. In een zestal gevallen is uit de box-core ook een monster genomen, waarin de gehalten aan organische en anorganische verbindingen zijn bepaald. Om na te gaan met welke microverontreiniging de cesium accumulatie het beste correspondeert is voor deze zes gevallen de correlatie berekend tussen de ¹³⁷Cs activiteit (afhankelijke variabele) en het gehalte van de betreffende verontreiniging. Hierbij trad echter het probleem op, dat alleen de monsters voor de radioactiviteitsbepaling opgedeeld waren in lagen. Daarom is de correlatie zowel voor de laag 0 - 2 cm als voor 2 - 5 cm berekend. De resultaten staan vermeld in tabel 5.4.1. In de tweede kolom zijn tevens de verdelingscoëfficiënten tussen water en zwevend stof weergegeven, omdat deze een maat zijn voor de binding aan het sediment.

Hoewel het aantal waarnemingen, waarop de correlatie gebaseerd is, gering is, is er toch een duidelijke tendens zichtbaar. De beste correlatie wordt gevonden met de zware metalen lood, chroom en kwik. Deze metalen worden ook het sterkst aan de vaste deeltjes gebonden, zoals blijkt uit de Kd waarden. Ze binden zich met name aan de minerale fractie daarvan. Uit de goede correlatie volgt, dat ook cesium in belangrijke mate gebonden wordt aan de minerale fase. Opmerkelijk is echter dat er ook een goede correlatie is met hexachloorbenzeen en benzofluorantheen. Deze stoffen worden hoofdzakelijk gebonden aan organische stof. Hiervoor zijn een tweetal verklaringen mogelijk. Cesium bindt zowel aan de minerale fractie van het sediment als aan organisch stof. De andere mogelijkheid is, dat beide variabelen, de minerale fractie en het organisch stofgehalte, grotendeels bepaald worden door de mate waarin sedimentatie plaatsvindt op de betreffende lokaties. Op deze beide verklaringen zal in hoofdstuk 5.5 nog nader worden ingegaan.

De correlaties, waarbij de ¹³⁷Cs activiteit in de laag 0 - 2 cm is meegenomen, zijn in het algemeen beter dan de correlaties voor de laag 2 - 5 cm. Dit is in overeenstemming met de informatie, dat voor de bepaling van de microverontreinigingen alleen het bovenste laagje van het sediment bemonsterd is.

In het rapport over de verspreiding van microverontreinigingen in het Ketelmeer zijn voor enkele stoffen massabalansen opgesteld. Ter vergelijking is ook een massabalans voor ¹³⁷Cs uitgewerkt. Hierbij zijn de volgende gegevens gebruikt:

- Metingen zijn gebruikt, welke gedaan zijn in februari, mei, juli en augustus 1987. Alleen op deze data waren er volledige datasets beschikbaar.

Tabel 5.4.1: Correlatie tussen de ¹³⁷Cs activiteit en de gehalten aan microverontreinigingen in het sediment in het Ketelmeer. De bemonstering heeft plaatsgevonden in februari 1987, het aantal waarnemingen bedroeg 6. De ¹³⁷Cs activiteiten staan vermeld in deze nota. De gehalten aan microverontreinigingen zijn ontleend aan Be87. De Kd-waarden zijn ontleend aan Ko88. Voor ¹³⁷Cs is de Kd 15 l/kg (Mu83).

1: afhankelijke variabele = ¹³⁷Cs activiteit in laag 0 - 2 cm
2: afhankelijke variabele = ¹³⁷Cs activiteit in laag 2 - 5 cm

Verbinding	Verd.coëff.Kd [l/kg]	corr.coëff.1 r ²	corr.coëff.2 r ²
lood	690	0,80	0,74
chroom	300	0,80	0,71
kwik	250	0,80	0,61
cadmium	150	0,53	0,47
zink	140	0,60	0,55
mangaan	nb.	0,68	0,77
HCB	nb.	0,77	0,82
BbF	nb.	0,78	0,73
PCB 101	nb.	0,58	0,36

HCB = hexachloorbenzeen

PCB101 = 2,4,5,2,5' pentachloorbifenyl

BbF = benzo(b)fluorantheen

- Er zijn geen gegevens over de ¹³⁷Cs activiteiten in zwevend stof bij de ingang van het Ketelmeer. Als benadering zijn hiervoor de resultaten, verkregen in de Rijn bij Lobith, gebruikt. Deze activiteit bedroeg 249 Bq/kg droge stof.
 - De ¹³⁷Cs activiteiten in het zwevend stof, dat het Ketelmeer uitgaat zijn gemeten bij IJ12. Deze activiteit was 315 Bq/kg.
 - Het gemiddelde zwevend stofgehalte bij de inlaat van het Ketelmeer bedraagt 34,9 mg/l en dat bij de uitlaat 18,9 mg/l (Be88).
 - De in water opgeloste ¹³⁷Cs activiteiten zijn berekend met een Kd waarde van 15×10^3 l/kg (Mu83).
 - De gemiddelde waterafvoer bedraagt zowel bij inlaat als uitlaat 420 m³/s.
- De resulterende massabalans staat in tabel 5.4.2.

Tabel 5.4.2: Massabalans voor ¹³⁷Cs in het Ketelmeer in 1987.

Alle waarden worden gegeven in 10^{11} Bq/jr.

Invoer: zwevend stof	1,15		
opgelost	2,25	Totaal	3,40
Uitvoer: zwevend stof	0,79		
opgelost	2,78	Totaal	3,57
		Verschil	0,17

Uit deze balans volgt dat in 1987 vrijwel net zo veel ¹³⁷Cs het Ketelmeer verlaten heeft als er ingekomen is. Er treedt dus geen netto accumulatie op in het Ketelmeer. Voor zware metalen als cadmium en lood werd wel een netto accumulatie gevonden (Be88). Dit verschil wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de veel kleinere Kd waarde van ¹³⁷Cs ten opzichte van die van cadmium en lood. Circa 60 % van het

cesium is vrij in de oplossing aanwezig, terwijl dit voor lood en cadmium slechts 10 % is.

Wel bleek de gemiddelde ^{137}Cs activiteit in het zwevend stof hoger te zijn bij de uitlaat van het Ketelmeer dan bij de inlaat, resp. 315 Bq/kg en 249 Bq/kg. Omdat dit veroorzaakt kan worden door een verrijking van het zwevend stof aan kleine deeltjes zijn de activiteiten ook gecorrigeerd door de ^{137}Cs activiteit uitsluitend te betrekken op het deel van de zwevende stof $< 16 \mu\text{m}$.

Deze resultaten staan in tabel 5.4.3: Hierin zijn ook gecorrigeerde waarden opgenomen voor de bovenste 2 centimeter van het sediment. Ook na deze correctie blijken in drie van de vier gevallen de ^{137}Cs activiteiten significant hoger te liggen bij de uitlaat ten opzichte van de inlaat. Tussen het gehalte in het zwevend stof en het gehalte in het bodem is geen correlatie te vinden.

Tabel 5.4.3: ^{137}Cs activiteiten in zwevend stof en sediment indien betrokken op de fractie $< 16 \mu\text{m}$. Alle waarden zijn uitgedrukt in Bq/kg $< 16 \mu\text{m}$ onder de aanname dat droge stof $\approx$ mineraal materiaal.

Voor het sediment zijn de gegevens voor de laag 0 - 2 cm genomen.

Bemonstering	Zwevend stof		Sediment (IJ004)
	Binnenkomend (Lobith)	Uitgaand (IJ12)	
februari 87	485	610	807
mei 87	494	647	456
juli 87	511	760	577
september 87	668	350	357

Deze gegevens (massabalans en zwevend stofgehalten) leiden tot de volgende conclusies.

De extra belasting van het IJsselmeer wordt veroorzaakt door het ^{137}Cs , dat via de Rijn naar Nederland getransporteerd wordt. Het Ketelmeer heeft, wat betreft cesium, medio 1987 geen reinigende functie.

Het Ketelmeer draagt er dus toe bij dat het slib, dat in het IJsselmeer aangevoerd wordt, sterker besmet is dan het in Lobith aangevoerde slib. De totale hoeveelheid slib, welke naar het IJsselmeer vervoerd wordt neemt echter af. In het Ketelmeer neemt ook de activiteit, welke in het water opgelost is, toe. Dit wordt veroorzaakt door een tweetal factoren. Ten eerste treedt er een selectieve bezinking op van het zwevend stof, waardoor de bijdrage van de deeltjes $< 16 \mu\text{m}$ (en dus de gebonden cesiumactiviteit) toeneemt in het Ketelmeer. Ten tweede leidt de hoge mate van sedimentatie/resuspensie in het Ketelmeer (Be88) tot een herverdeling van de activiteit over de zwevende stof fase en de waterfase. Welke rol de activiteit in het sediment hierbij speelt is uit de gegevens niet op te maken.

In september 1987 was het ^{137}Cs gehalte aan zwevend stof lager bij de uitlaat dan bij de inlaat. Dit is waarschijnlijk te wijten aan een transport van slib uit het IJsselmeer naar het Ketelmeer. De bodem van het IJsselmeer is, namelijk minder sterk verontreinigd dan die van het Ketelmeer (zie hoofdstuk 4).

In het rapport over de microverontreinigingen worden een drietal modellen voor de uitwisseling tussen bodem en water gepresenteerd:

1. Al het zwevend stof bezinkt in het Ketelmeer en het uitstromend materiaal bestaat uit opgewerveld bodemmateriaal.
2. In het Ketelmeer bezinkt een gedeelte van het zwevend stof materiaal, terwijl er geen opwerveling van bodemmateriaal optreedt.

3. Er treedt een intensieve selectieve sedimentatie en resuspensie op van zwevend stof en van bodemmateriaal. Voor een drietal zware metalen, cadmium, kwik en zink, werd gevonden dat model 3 het best de experimentele resultaten kon verklaren. De bijdrage van het sediment aan de uitstromende flux kon zelfs berekend worden.

Op grond van de gegevens van tabel 5.4.3 kan model 1 ook voor ^{137}Cs als minder waarschijnlijk beschouwd worden, omdat er geen relatie bestaat tussen de gecorrigeerde ^{137}Cs activiteiten in het sediment en in het uitstromend zwevend stof. Het feit, dat de uitstromende vracht ongeveer even groot is als de instromende vracht (zie tabel 5.4.2), terwijl de in de bovenste 5 cm aanwezige ^{137}Cs activiteit veel lager is (namelijk $1,68 \times 10^{11}$ Bq in 1987, zie hoofdstuk 4), wijst eveneens in deze richting. Ook model 2 is niet waarschijnlijk, omdat er geen relatie is tussen de gecorrigeerde gehalten in het instromende en uitstromende zwevend stof (tabel 5.4.3). Bovendien is het onwaarschijnlijk dat in een dergelijke situatie meer materiaal het meer uitgaat dan dat er inkomt. Het resterende model, nummer 3, kan ook niet de gegevens, verkregen in mei en juni 1987, verklaren. Dit is echter waarschijnlijk te wijten aan het niet meenemen in het model van de opgeloste fase. Voor een zwaar metaal als cadmium is dit ook geen probleem, omdat dit vrijwel geheel aan de vaste fase gebonden is (Be88). Cesium bevindt zich echter voor een belangrijk deel in de opgeloste fase. Daarom zal bij een opstelling van een model voor cesium ook rekening gehouden moeten worden met de evenwichtsinstelling tussen water, zwevend stof en bodemmateriaal. Ook diffusie van cesium vanuit het poriënwater kan niet uitgesloten worden. De resultaten, welke in september 1987 gevonden werden, kunnen verklaard worden door aan te nemen, dat hierbij minder besmet slib - bijvoorbeeld vanuit het IJsselmeer - in het Ketelmeer terecht gekomen is.

Concluderend kan gesteld worden, dat voor cesium het model, waarin een intensieve sedimentatie en resuspensie van zwevend stof en bodemmateriaal optreedt, de meetgegevens het beste kan verklaren.

Bij de ontwikkeling van een verder model dient echter rekening gehouden te worden met de opgeloste fase en met eventuele bijmenging van slib, dat van elders aangevoerd wordt.

5.5 Relatie tussen ^{137}Cs activiteit en samenstelling sediment

^{137}Cs wordt in sterke mate gebonden door zwevend stof en door de vaste fase van het sediment. Het is bekend, dat de verschillende componenten van het zwevend stof en sediment cesium in verschillende mate binden. Zo is vaak gevonden, dat kleimineralen in zeer sterke mate cesium binden (He87). De ruimtelijke verdeling van cesium in de waterbodem van een bepaald gebied zal dus niet alleen bepaald worden door de externe aanvoer, maar ook afhangen van de samenstelling van het sediment.

De relatie tussen de cesium activiteit en de samenstelling van

het sediment kan op meerdere manieren onderzocht worden. Het sediment kan worden gezeefd over een aantal zeven met verschillende poriëngroottes, waarna de ^{137}Cs activiteit in de verschillende fracties gemeten wordt. Deze manier is onder andere toegepast door Mundschenk (Mu85) voor de bepaling van de cesiumverdeling in sediment van de Rijn. Als nadeel heeft deze methode dat er grote hoeveelheden sediment nodig zijn, ca. 20 kg, en dat het sediment slechts in enkele fracties gescheiden kan worden. Een verder nadeel is dat er alleen een correlatie gelegd kan worden met de korrelgrootte en niet met bijvoorbeeld het organisch stof gehalte. Een tweede techniek is het toepassen van een statistische analyse.

In een groot aantal sedimentmonsters worden de ^{137}Cs activiteit en een aantal andere relevante parameters (korrelgrootteverdeling, organisch stof, anorganisch stof) gemeten. Vervolgens wordt met behulp van een statistische methode, enkelvoudige of multiple lineaire regressie, het verband bepaald tussen de cesium activiteit en de andere gemeten parameters. Een voordeel van deze techniek is dat scheiding van het sediment in verschillende fracties niet nodig is. Een tweede voordeel is dat men de correlatie kan bepalen tussen de cesium activiteit en alle gewenste parameters. Tenslotte is het ook mogelijk om gemiddelde resultaten over een bepaalde periode en over meerdere lokaties te verkrijgen. Hierdoor wordt het effect van uitbijters geëlimineerd. Nadeel is echter dat een groot aantal monsters geanalyseerd moet worden om statistisch significante verschillen te vinden. Omdat in het onderzoek naar de gevolgen van Tsjernobyl een groot aantal bodemonsters geanalyseerd is, kan de statistische methode hier toegepast worden.

Bij de berekening van de correlatie tussen de cesium activiteit en algemene bodemparameters zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd.

- De resultaten kunnen beïnvloed worden door de diepte van de bemonsterde laag. Wanneer ook diepere lagen, waarin het cesium (nog) niet is doorgedrongen, in de analyse worden meegenomen, zal dit aanleiding geven tot een zeer slechte correlatie. Om dit te ondervangen is alleen de bovenste laag in de beschouwing meegenomen. Dit betekent dat bij de box-corer monsters alleen de laag van 0 - 2 cm is meegenomen.
- De resultaten kunnen ook beïnvloed worden door het feit, dat de aanvoer van ^{137}Cs niet continu heeft plaatsgevonden, maar grotendeels in de vorm van een éénmalige besmetting. Daardoor kunnen er op de verschillende lokaties grote verschillen in de tijd optreden in de cesium activiteiten. De berekeningen zijn daarom uitgevoerd voor een tweetal perioden: februari - juni 1987 en mei 1986 - december 1987. De eerste periode is genomen, omdat in deze maanden geen grote verschillen in de tijd meer gemeten werden (zie hoofdstuk 3.3). Ook geeft deze periode een indruk van de accumulatie op langere termijn. De tweede periode is meegenomen om een zo groot aantal monsters te hebben. Oorspronkelijk was ook de periode juni september 1986 geselecteerd om inzicht te krijgen in de initiële verdeling van de ^{137}Cs activiteit. Het aantal monsters, waarin alle relevante parameters bepaald waren was echter te gering ($n = 3$) om statistiek op toe te passen.
- De verdeling wordt ook bepaald door verschillen in belasting van de verschillende waterbodems. Daarom zijn er naast een berekening voor alle Nederlandse waterbodems ook berekeningen uitgevoerd voor een tweetal gebieden,

waarbinnen de externe belasting ongeveer gelijk geweest is. Deze gebieden zijn het IJsselmeer (IJsselmeer en Ketelmeer) en het Noordelijk Deltabekken (Amer, Nieuwe Merwede, Hollands Diep en Haringvliet).

- De korrelgrootteverdeling van het sediment is bepaald met een Malvern deeltjesteller. Hierbij worden geen betrouwbare resultaten verkregen voor deeltjes kleiner dan $10\ \mu\text{m}$. De kleideeltjes bevinden zich echter in de fractie $< 2\ \mu\text{m}$. Besloten is in de statistische analyse geen fracties mee te nemen kleiner dan $16\ \mu\text{m}$.

De multiple regressie is uitgevoerd met de ^{137}Cs activiteit als afhankelijke variabele. Deze werd uitgedrukt in Bq/m^3 nat sediment.

Als onafhankelijke parameters zijn gekozen een drietal minerale fracties, het organisch stofgehalte, het anorganisch koolstofgehalte en het watergehalte. De volgende minerale fracties zijn meegenomen: korrelgrootte $188 - 87\ \mu\text{m}$, korrelgrootte $53 - 16\ \mu\text{m}$ en korrelgrootte $< 16\ \mu\text{m}$. Al deze parameters werden uitgedrukt in kg/m^3 nat sediment. In bijlage 2 worden de gebruikte formules in de multiple regressie nader uitgewerkt. In tabel 5.5.1 worden de resultaten van de multiple regressie weergegeven voor de bodemonsters van alle lokaties. Eerst worden voor de verschillende parameters de coëfficiënten met hun standaarddeviatie vermeld.

Daarna wordt aangegeven in hoeverre de parameters een significante bijdrage leveren. Dit is gedaan met behulp van een tweezijdige toets. Vanwege de grote natuurlijke spreiding van de resultaten is de overlap tussen de verzamelingen meetpunten groot. Daarom wordt een overlap van 10 % acceptabel geacht.

Uit de gegevens voor de periode mei 1986 - december 1987 blijkt, dat het organisch stofgehalte en de fractie $< 16\ \mu\text{m}$ een significante positieve bijdrage ($p < 0,01$) leveren aan de ^{137}Cs activiteit in het sediment. Een minder sterke ($p < 0,10$) en negatieve bijdrage wordt gevonden voor de fractie $53 - 16\ \mu\text{m}$ en het anorganisch koolstofgehalte. De beide andere variabelen, fractie $188 - 87$ en water, geven geen significante bijdrage. Tenslotte blijkt ook de restterm niet significant van 0 te verschillen. Dit geeft aan, dat de in de berekening meegenomen variabelen de hele cesium accumulatie kunnen beschrijven.

Het feit dat de fractie $< 16\ \mu\text{m}$ positief gecorreleerd is aan de ^{137}Cs activiteit komt overeen met het algemene beeld, dat in de literatuur gegeven wordt (Sch68, Br74, Fr76, Mu83a, Fo84, Su86).

Deze correlatie wordt toegeschreven aan de sterke binding van cesium aan kleimineralen en wel in het bijzonder aan illiet en mica-achtige kleien. Recent onderzoek (Co88) naar de adsorptie van cesium aan enkele in de Nederlandse waterbodem veel voorkomende kleien heeft eveneens aangetoond, dat illiet cesium het sterkste bindt. Daarnaast werd er kwalitatief een recht evenredig verband gevonden tussen de cesium adsorptie aan natuurlijk sediment en het illiet gehalte in dat sediment.

De sterke positieve correlatie tussen de cesium activiteit en het organisch stofgehalte is in de literatuur omstreden. Door Brisbin et al. (Br74) werd voor sediment in de nabijheid van de Savannah River Plant in de Verenigde Staten ook een zeer sterke positieve correlatie gevonden tussen de ^{137}Cs activiteit en het organisch stofgehalte. Deze correlatie was zelfs groter dan die met de kleimineralen. Voor sediment uit

Tabel 5.5.1: Verband tussen de ¹³⁷Cs activiteit en de samenstelling van de bovenste laag van het sediment, zoals berekend met multiple regressie. Overzicht van de gehele Nederlandse waterbodem.

Variable	Coëff.B	St.Dev.B	t-toets	Signif.t
Nederland, feb 87 - jun 87, aantal waarnemingen = 114				
KGv 188 - 87 μm	- 93	68	-1.370	.1737
KGv 53 - 16 μm	- 184	114	-1.602	.1121
KGv < 16 μm	118	60	1.969	.0515
Organisch. stof	769	416	1.848	.0674
Anorg. koolstof	- 2115	1693	-1.249	.2143
water	98	68	1.449	.1503
(constante)	8620	61060	.141	.8880
Nederland, mei 86 - dec 87, aantal waarnemingen = 148				
KGv 188 - 87 μm	- 59	53	-1.102	.2722
KGv 53 - 16 μm	- 142	84	-1.701	.0912
KGv < 16 μm	137	52	2.627	.0096
Organisch. stof	1447	332	4.355	.0000
Anorg. koolstof	- 2152	1330	-1.617	.1080
water	35	49	.719	.4735
(constante)	11972	43618	.274	.7841

hetzelfde gebied kwamen Evans et al. (Ev83) echter tot de conclusie, dat binding aan organisch materiaal geen belangrijke rol speelde. Schneider en Block (Sch68) vonden ook in Rijnsediment geen verband tussen de cesium accumulatie en het organisch stofgehalte. In het onderzoek van de Rijksuniversiteit Utrecht werden wel aanwijzingen gevonden voor een rol van organisch materiaal. Organisch stof-rijk zwevend stof uit het IJsselmeer vertoonde een heel ander adsorptiegedrag dan organisch stof-arm sediment. Een relatie tussen het organisch stofgehalte en de ¹³⁷Cs activiteit is ook goed denkbaar. Het is welbekend dat micro-organismen ¹³⁷Cs in aanzienlijke mate kunnen ophopen in hun weefsel (Ey75, Bl82). De bioaccumulatie factor* varieert voor plankton en algen van 500 tot 2500 l/kg. Wanneer dit materiaal afsterft, komt het geaccumuleerde cesium niet opeens vrij, maar blijft grotendeels gebonden aan het organische materiaal (Bl67). Ook afgestorven organisch materiaal kan cesium binden via ionenwisseling aan de vele aanwezige geladen (hydroxyl-) groepen. De negatieve bijdragen van de fracties 53 - 16 μm en 188 - 87 μm aan de ¹³⁷Cs activiteit kunnen verklaard worden door het feit, dat de cesiumbinding afneemt met een toenemende korrelgrootte (Br74, Fr76). Francis et al. (Fr76) weten dit aan steeds hogere kwartsgehalten in de fracties. Een tweetal onderzoekers (Mu83a, Su86) vond echter dat de fractie 16-63 μm gelijke hoeveelheden cesium bond als de fractie < 16 μm . Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt door het feit, dat zij de zeefmethode toepasten, waarbij het organisch materiaal niet verwijderd werd. De bijdrage van de fractie 16 - 65 μm is dan toe te schrijven aan het organisch materiaal. Het feit dat de coëfficiënten negatief zijn lijkt op het eerste gezicht vreemd. Dit komt, doordat de variabelen niet volledig onafhankelijk zijn, zoals wel verondersteld wordt bij een ideale multiple regressie. Een toename in het gehalte van de grotere fracties gaat meestal gepaard met een daling in dat van

de kleinere fracties. Dergelijke negatieve correlaties werden ook verkregen door Brisbin et al. (Br74) en Forgy en Epperson (Fo84). Anorganisch koolstof kan op een tweetal manieren bijdragen aan de cesium accumulatie in de bodem. Bij de massale precipitatie van calcië, welke in de nazomer in het IJsselmeer optreedt, kan een hoeveelheid cesium in het precipitaat ingesloten worden. Cesium kan echter niet in de calcië kristallen ingebouwd worden (Sch68).

Daarom zou precipitatie van grote hoeveelheden calcië ook een verdunnende invloed op de gehalten van kleimineralen en organisch stof kunnen hebben, waardoor een negatieve bijdrage geleverd wordt aan de cesiumbinding. Uit de negatieve coëfficiënt blijkt dat laatstgenoemde bijdrage overheerst. Overigens treedt de calcië precipitatie vooral op bij een hoge pH. Het mag dus niet uitgesloten worden dat in het anorganisch koolstofgehalte ook een pH effect op de adsorptie van cesium aan andere componenten meegenomen wordt.

Tenslotte moet de variabele water genoemd worden. Hoewel de coëfficiënt voor water niet significant van 0 verschilde, leidde verwaarlozing van deze factor toch tot een zeer hoge significante restterm. Dit kan niet verklaard worden door de hoeveelheid cesium, welke in opgeloste vorm in het sediment aanwezig is. Vanwege de hoge verdelingscoëfficiënt Kd tussen sediment en water is deze hoeveelheid verwaarloosbaar. Een mogelijke verklaring is, dat deze variabele variaties in de aard van het slib beschrijft. Recente deposities, die meestal veel cesium bevatten, bestaan doorgaans uit slap slib met een hoog watergehalte. Dat de coëfficiënt niet significant van 0 verschilt, wordt veroorzaakt door het feit, dat de variaties reeds door de andere variabelen beschreven zijn. Een andere verklaring is dat in het watergehalte een aantal andere, niet nader te preciseren factoren worden meegenomen. Hierbij valt te denken aan zowel ruimtelijke factoren (wel of geen sedimentatiegebied) als aan chemische factoren (kalium en ammonium gehalten). Tenslotte kan niet uitgesloten worden, dat het watergehalte variaties in de behandeling van de monsters beschrijft. Vanwege het grote aanbod aan monsters duurde het vaak een lange tijd, voordat de monsters voor de analyse in behandeling werden genomen. Hierdoor werden regelmatig veel hogere droge stofgehalten gevonden dan op grond van de verdere samenstelling verwacht mocht worden. Dit droge stofgehalte is echter ook bepalend voor de gehalten van de andere variabelen (zie bijlage 2).

Wanneer de resultaten, verkregen voor de periode mei 1986 december 1987, vergeleken worden met de resultaten voor de periode februari - juni 1987, blijkt dat de meeste coëfficiënten niet veel veranderen. Alleen de coëfficiënt voor het organisch stofgehalte is in de periode februari - juni 1987 slechts de helft van die in de periode mei 86 - december 87. Hierop zal in een later stadium nog worden teruggekomen. De significantie van de verschillende coëfficiënten wordt in het algemeen minder, maar het totaalbeeld blijft gelijk.

Hieruit volgt dat de variatie in de tijd van de ¹³⁷Cs activiteit geen grote invloed heeft op de gevonden relaties. Hierbij dient echter wel gesteld te worden dat er vlak na de kernramp vrijwel geen monsters volledig zijn geanalyseerd. Voor de periode mei - september 1986 werden slechts een drietal monsters in de berekening meegenomen. Vrijwel alle monsters zijn opgenomen in 1987 en op dat moment waren de grootse variaties in de tijd al voorbij.

* De bioaccumulatie factor is de verhouding tussen de concentratie van een radionuclide in weefsel, meestal uitgedrukt in Bq/kg vers gewicht, en de concentratie van het nuclide in water, uitgedrukt in Bq/l.

Tabel 5.5.2: Verband tussen de ¹³⁷Cs activiteit en de samenstelling van het sediment, zoals berekend met multiple regressie. Resultaten voor het IJsselmeergebied en het Noordelijk Deltabekken.

Variabele	Coëff.B	St.Dev.B	t-toets	Signif.t
IJsselmeergebied, feb - jun 87, aantal waarnemingen = 63				
KGv 188 - 87 µm	195	80	-2.438	.0180
KGv 53 - 16 µm	124	139	.887	.3788
KGv < 16 µm	28	80	-.352	.7258
Organisch. stof	336	557	.603	.5492
Anorg. koolstof	5053	2088	-2.420	.0188
water	67	64	1.038	.3036
(constante)	68859	59766	1.152	.2542
IJsselmeergebied, mei 86 - dec 87, aantal waarnemingen = 77				
KGv 188 - 87 µm	63	69	-.913	.3643
KGv 53 - 16 µm	51	96	-.532	.5965
KGv < 16 µm	89	71	1.264	.2105
Organisch. stof	1531	472	3.242	.0018
Anorg. koolstof	3967	1707	-2.325	.0230
water	50	56	.881	.3811
(constante)	15477	49766	.311	.7567
Noordelijk Deltabekken, feb - jun 87, aantal waarnemingen = 23				
KGv 188 - 87 µm	90	483	-.187	.8540
KGv 53 - 16 µm	750	321	-2.333	.0331
KGv < 16 µm	107	216	.498	.6251
Organisch. stof	1908	1540	1.239	.2334
Anorg. koolstof	9221	9459	.975	.3442
water	528	637	.829	.4194
(constante)	-495288	395062	-1.254	.2216
Noordelijk Deltabekken, mei 86 - dec 87, aantal waarn. = 32				
KGv 188 - 87 µm	76	207	.366	.7176
KGv 53 - 16 µm	694	327	-2.120	.0441
KGv < 16 µm	173	139	1.244	.2249
Organisch. stof	2091	1362	1.587	.1374
Anorg. koolstof	7781	6420	1.212	.2369
water	623	393	1.587	.1250
(constante)	-495288	395062	-1.254	.2216

In tabel 5.5.2 worden de resultaten van de lineaire regressie gegeven voor bodemonsters uit het IJsselmeergebied en uit het Noordelijk Deltabekken. De significantie van de verschillende coëfficiënten is hierbij meestal zeer matig. Dit wordt vooral veroorzaakt door het veel geringere aantal bodemonsters, waarop de analyse betrekking heeft. Zo zijn in het Noordelijk Deltabekken slechts 32 monsters volledig geanalyseerd. Toch zijn er in vergelijking met de gegevens uit tabel 5.5.1 de volgende tendenzen.

De fractie 53 - 16 µm geeft in het Noordelijk Deltabekken een sterkere negatieve coëfficiënt dan in tabel 5.5.1. In het IJsselmeer werden geen significant van 0 verschillende coëfficiënten gevonden. Dit zou kunnen wijzen op een verschillende mineralensamenstelling in beide gebieden. De fractie < 16 µm vertoonde voor de periode mei 86 - december 87 voor

beide gebieden een beeld, dat gelijk is aan het in tabel 5.5.1 geschetste beeld. Voor de periode februari - juni 87 werd echter in geen van beide gevallen een significante coëfficiënt gevonden. Hiervoor is geen verklaring.

Het organisch stofgehalte liet een opmerkelijk verschil zien tussen beide gebieden. In het IJsselmeergebied was de coëfficiënt in de periode mei 1986 - december 1987 vier maal zo hoog als die in de periode februari - juni 1987. In het Noordelijk Deltabekken werd echter geen verschil tussen beide perioden gevonden. Deze verschillen kunnen niet verklaard worden door veel hogere gehalten aan organisch stof in het IJsselmeergebied dan in het Noordelijk Deltabekken.

Tabel 5.5.2 geeft de gemiddelde hoeveelheden in kg/m³ weer voor alle onderzochte variabelen. Hieruit blijkt dat zowel in het Noordelijk Deltabekken als in het IJsselmeergebied organisch stofgehalten van ca. 30 kg/m³ gevonden werden. Ook was er geen verschil in het gehalte tussen beide perioden. Voor heel Nederland werd een organische stofgehalte van 36 ± 16 kg/m³ gevonden voor de periode februari - juni 1987. Voor de periode mei 1986 - december 1987 was dit 31 ± 18 kg/m³. Waarschijnlijk zijn de verschillen te wijten aan verschillen in de aard van het organisch materiaal. In het Noordelijk Deltabekken wordt vrijwel al het materiaal aangevoerd via de Rijn en Maas, terwijl in het IJsselmeer een aanzienlijk gedeelte van het materiaal in situ gevormd wordt. In het Noordelijk Deltabekken wordt derhalve vooral organisch materiaal afkomstig van terrestrische hogere planten aangetroffen, terwijl in het IJsselmeergebied een aanzienlijk gedeelte van het materiaal afkomstig is van algen. De gevonden verschillen kunnen dus verklaard worden door de aanname, dat cesium in verschillende mate door deze vormen van organisch materiaal gebonden wordt. Hierover is echter in de literatuur niets bekend. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat de terrestrische planten een andere hoeveelheid cesium hebben kunnen opnemen dan de algen. Ook hier zijn geen gegevens over bekend.

Ook voor het anorganisch koolstof werden verschillen tussen beide gebieden gevonden. In het IJsselmeergebied werd een sterk negatieve coëfficiënt gevonden, terwijl de coëfficiënt in het Noordelijk Deltabekken niet significant was. Toch zijn er geen grote verschillen in de anorganisch koolstofgehalten tussen beide gebieden. Dit maakt het aannemelijk, dat het eerder beschreven pH effect een belangrijke factor is.

De hierboven beschreven analyse geeft een indruk van de effecten, welke variaties in de verschillende componenten van het sediment op de cesium accumulatie hebben. Er wordt echter geen indruk verkregen van de absolute rol van de verschillende componenten, omdat de coëfficiënten worden uitgedrukt in Bq/kg. Om hiervan een indruk te krijgen moeten ook de concentratie van de betreffende componenten meegenomen worden. In tabel 5.5.4 wordt dit verder uitgewerkt voor heel Nederland voor de periode mei 1986 - december 1987. Hierbij zijn de met behulp van multiple regressie bepaalde hellingen uit tabel 5.5.1 vermenigvuldigd met de gemiddelde gehalten uit tabel 5.5.3. In de laatste kolom wordt de relatieve bijdrage aan de ¹³⁷Cs activiteit weer gegeven. Hoewel deze gegevens voor een ander gebied of voor een andere periode wat anders lagen, zijn de in tabel 5.5.4. vermelde gegevens met betrekking tot de minerale fractie < 16 µm en het organisch stofgehalte representatief voor alle in beschouwing genomen cases.

De binding aan organisch stof levert de grootste bijdrage aan de accumulatie van ^{137}Cs . De bijdrage van de minerale fractie $< 16 \mu\text{m}$ is ongeveer de helft van die van organisch stof en ligt in dezelfde orde van grootte als de bijdrage van water. De andere variabelen leveren een bijdrage, welke niet groter is dan 20 %.

Uit deze gegevens volgt, dat het alleen in beschouwing nemen van de coëfficiënten uit de multiple regressie de invloed van bepaalde variabelen sterk kan over- of onderschatten. Het meest duidelijk is dit te zien aan de rol van anorganisch koolstof. De coëfficiënt hiervan was in alle gevallen verreweg het grootst, maar de totale bijdrage is slechts 20 %. Voor de waterfractie geldt het omgekeerde. Een tweetal punten verdienen tenslotte nog nadere aandacht.

Eerder is reeds gesteld dat zowel de lutum fractie als de or-

ganisch stof fractie een belangrijke rol spelen bij de binding van ^{137}Cs aan sediment. Uit tabel 5.5.4 blijkt echter, dat de bijdrage van organisch stof groter is dan de bijdrage van de fractie $< 16 \mu\text{m}$. Dit betekent dat het gedrag van cesium in de bodem sterker wordt bepaald door het organisch stofgehalte dan door het gehalte aan kleimineralen. Aan de binding van cesium aan kleimineralen is erg veel onderzoek verricht, maar over de binding aan organisch stof is weinig bekend. Hier dient dan ook op korte termijn onderzoek aan verricht te worden.

Tenslotte moet de rol van de waterfractie opgemerkt worden. Reeds eerder is opgemerkt dat eliminatie van deze factor uit de multiple regressie aanleiding gaf tot een grote significante restterm. Dit wordt verklaard door de grote relatieve bijdrage van deze term.

Tabel 5.5.3: Gemiddelde samenstelling van de bovenste laag van het sediment, uitgedrukt in kg/m^3 nat sediment. De gemiddelde waarden zijn genomen voor de periode mei 1986 - december 1987.

Component	Nederland		IJsselmeer	Noord.Deltab.
	gem.	stand.dev	gem.	gem.
KGV 188 - $87 \mu\text{m}$	82	145	101	69
KGV 53 - $16 \mu\text{m}$	83	64	87	77
KGV $< 16 \mu\text{m}$	174	116	144	242
Organisch. stof	31	18	28	41
Anorg. koolstof	7	4	6	9
water	718	151	691	725

Tabel 5.5.4: Bijdrage van de verschillende variabelen aan de lineaire regressie vergelijking. Genomen is de periode mei 1986 december 1987 voor heel Nederland.

Variabele	Gem.waarde (kg/m^3)	Coëfficiënt (Bq/kg)	Totaal (Bq/m^3)	Bijdrage (%)
KGV 188 - $87 \mu\text{m}$	82	- 59	- 4838	- 6
KGV 53 - $16 \mu\text{m}$	83	- 142	- 11786	- 16
KGV $< 16 \mu\text{m}$	174	137	23838	32
Organisch. stof	31	1447	44857	60
Anorg. koolstof	7	- 2152	- 15064	- 20
water	718	35	25130	34
(constante)		-11972	11972	16
Cs-137 [Bq/m^3]	74567			100

6. DISCUSSIE

6.1 Besmetting aquatisch milieu

6.1.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal een overzicht gegeven worden van de belangrijkste effecten, welke de kernramp in Tsjernobyl gehad heeft op het aquatisch milieu in Nederland. Hierbij zullen - waar mogelijk - ook de consequenties op langere termijn besproken worden.

Tevens zal worden aangegeven, welke aspecten nog nader onderzoek vereisen.

6.1.2 Besmetting oppervlaktewater

In de grote rivieren werden in mei 1986 maximale rest- β activiteiten gemeten van 10 - 15 kBq/m³. Dit was ten opzichte van normaal een verhoging met meer dan een factor 200. Deze verhoging ligt in dezelfde orde van grootte als welke in Duitsland voor de totaal- τ activiteiten gevonden werd (Mu86). Opmerkelijk was, dat in de Rijn de maximale activiteit niet hoger lag dan in de Maas ondanks de hogere depositie in het stroomgebied van de Rijn (CCR86). Dit werd toegeschreven aan de bufferende werking (groot waterreservoir) van het Bodemeer (Hab87a).

De activiteiten liepen weer snel terug en in september 1986 lagen de waarden weer beneden de in het IMP gehanteerde norm voor de basiskwaliteit van oppervlaktewater van 1 kBq/m³ (IMP86). Het niveau van voor mei 1986 werd voor de rivieren op verschillende tijdstippen bereikt: voor de Schelde juni 1986, de Maas september 1986 en de Rijn januari 1987. Deze volgorde werd bepaald door de grootte van de stroomgebieden en van de depositie (CCR86W).

In de meren en kleinere rivieren werden maximale activiteiten van 5 - 15 kBq/m³ gevonden. Alleen in de Dommel werd een veel hogere (150 kBq/m³) rest- β activiteit gevonden. Deze werd veroorzaakt door sterke afspoeling van de depositie in de regio 's Hertogenbosch/Eindhoven ten gevolge van lokale regenbuien. In vrijwel alle gevallen werd een snelle afname tot een normaal niveau waargenomen.

Een uitzondering hierop vormde het IJsselmeer. Eind 1987 werden hier nog steeds verhoogde waarden (1,5 - 2 x verhoogd) gemeten. Dit wordt veroorzaakt door nalevering van nucliden uit het bodemsediment van het IJsselmeer zelf en door nalevering vanuit het Ketelmeer. Hoewel de gemeten waarden (0,1 - 0,2 kBq/m³) ver beneden de IMP norm liggen, verdient het aanbeveling het verloop van de activiteit op deze lokatie verder te volgen. Het is namelijk goed denkbaar, dat scenario berekeningen, uitgevoerd in het kader van de studie vestigingsplaatsen kerncentrales, betreffende het optreden van reactorongevallen (SPH88), een te optimistisch beeld schetsen ten aanzien van de omvang en duur van een eventuele besmetting van het IJsselmeer. Om een onderscheid te kunnen maken tussen de invloed van het Ketelmeer en de bodem van het meer zelf, verdient het verder aanbeveling om enkele malen op verschillende lokaties in het IJsselmeer te bemonsteren.

De hoogste rest- β activiteiten (tot 300 kBq/m³) werden gemeten in een aantal sloten en in regenwaterbassins in het Westland. Vanwege het geringe volume en de snelle doorspoeling trad op deze lokaties ook een zeer snelle daling op, maar in de medio juni 1986 onderzochte wateren

werden in een aantal gevallen nog steeds waarden gemeten, welke hoger lagen dan de IMP norm.

Een vergelijking met gegevens uit de ons omringende landen is moeilijk, omdat vrijwel nooit de rest- β waarden gepubliceerd zijn, maar de activiteiten van de afzonderlijke τ -emitters. Uit metingen van het nuclide ¹³¹I in mei 1986 bleek, dat de Nederlandse wateren een geringe belasting (maximum 15 Bq/l (Ve87)) hebben gehad in vergelijking met Zwitserland (45 Bq/l (BG87)) en Duitsland (200 Bq/l (Hab87a)). Dit beeld stemt overeen met eerder gepubliceerde gegevens over de depositie in Europa (CCR86). Voor het stroomgebied van Maas en Schelde waren geen resultaten beschikbaar.

Het verdient aanbeveling te overwegen om ook in Nederland het onderzoek van oppervlaktewater uit te breiden met metingen van de afzonderlijke nucliden. Een gedeelte van het routinematige onderzoek van het oppervlaktewater zou dan vervangen kunnen worden door τ -spectrometrie. Op de argumenten hiervoor zal in hoofdstuk 6.4 nader worden ingegaan.

De bepaling van de rest- β activiteiten zou vooral gebruikt kunnen worden voor de continue bewaking van het water aan de grenzen.

Hiervoor zou dan een geautomatiseerd systeem geplaatst moeten worden. Deze aanbeveling van de CCRX-commissie (CCR86, CCR88) wordt nog steeds onderschreven. Uitgaande van alleen de resultaten van het routineprogramma in 1986 (WAKWAL) zou de besmetting ten gevolge van Tsjernobyl in Lobith zijn opgemerkt op 6 mei en in Eijsden op 13 mei. In de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel zou de besmetting zelfs helemaal niet zijn opgemerkt.

6.1.3 Besmetting zwevend stof

In de rivieren de Rijn en de Maas zijn in mei 1986 ¹³⁷Cs activiteiten gemeten van 7 - 10 kBq/kg. Dit betekent een verhoging van de activiteiten met een factor 500 - 1000 ten opzichte van de waarden van voor mei 1986. De maximale activiteiten lagen wat hoger dan in de Rijn in Duitsland gemeten zijn (Hab87b). Hetzelfde gold voor de mate van de verhoging (Mu86). In Duitsland zijn echter alleen gegevens bekend van maandelijkse mengmonsters. Wanneer gecorrigeerd wordt voor het verschil in mengmonsters en centrifugemonsters, lagen de verhogingen wel in dezelfde orde van grootte.

In de Schelde werd slechts een zeer geringe verhoging gemeten. Na een aanvankelijk snelle afname verliep de daling in de activiteiten in 1987 nog slechts langzaam. Eind 1987 waren de waarden nog steeds een factor 10 - 20 hoger dan normaal. Er mag dus verwacht worden, dat de activiteiten nog geruime tijd verhoogd zullen blijven. Het verdient dan ook aanbeveling om de komende jaren regelmatig zwevend stof te bemonsteren in de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden. Te denken valt hierbij aan een frequentie van éénmaal per maand.

Van de overige wateren zijn alleen het Haringvliet en het IJsselmeergebied regelmatig bemonsterd. Evenals in de grote rivieren werden hier eind 1987 nog sterk verhoogde ¹³⁷Cs activiteiten gemeten. Ook hier is voortzetting van de radioactiviteitsmeting noodzakelijk. Wel kan het aantal lokaties verminderd worden. In het IJsselmeergebied kan worden

volstaan met metingen op één lokatie (in plaats van de vijf lokaties nu) in het Ketelmeer, één (nu twee) in het IJsselmeer en één in het Markermeer. Om zo veel mogelijk aan te sluiten bij het nu lopende routineonderzoek lijken de lokaties IJ12, IJ23 en IJ111 de meest aangewezen plaatsen. In het Haringvliet kan het aantal lokaties van twee teruggebracht worden naar één, namelijk H12. Omdat het Noordelijk Deltabekken een belangrijk sedimentatiegebied is, verdient het echter aanbeveling om ook een lokatie toe te voegen in het Hollands Diep. Hier komt H8 het meest in aanmerking, omdat deze midden in het huidige sedimentatiefront is gelegen. Een vergelijking met resultaten van voor 1986 werd in ernstige mate bemoeilijkt door het vrijwel geheel ontbreken van dergelijke gegevens. Alleen in de Maas zijn regelmatig slibmonsters geanalyseerd (CEC84). Dit onderzoek wordt nog steeds voortgezet en in deze nota is hier dan ook gebruik van gemaakt. Voor de Rijn zijn gegevens gebruikt, welke verkregen zijn in Koblenz (Mu86). Het verdient aanbeveling om dit γ -spectrometrisch slibonderzoek bij Eijsden, waarbij maandelijks verzamelmonsters genomen worden, in te passen in het DBW/RIZA-onderzoek. Dit onderzoek dient tevens te worden uitgebreid met analoge monsternames in de Rijn bij Lobith. Hierop zal in hoofdstuk 6.4. nog nader worden ingegaan.

6.1.4 Besmetting waterbodem

In de nazomer van 1986 werden in het sediment ^{137}Cs activiteiten gemeten van 15 tot 900 Bq/kg. Vóór mei 1986 bedroegen de activiteiten 1 - 20 Bq/kg. De hoogste activiteiten werden gevonden in het Noordelijk Deltabekken en in de rivier de Dommel. De laagste activiteiten werden gemeten in de Westerschelde en in het IJsselmeer. In de Rijn werd een waarde gevonden van 150 Bq/kg.

Deze waarden lagen in het algemeen lager dan in Duitsland. Zo werden in de Rijn waarden gevonden van 400 - 1300 Bq/kg (Mu96, Hab87b), terwijl in de Donau activiteiten tot 28000 Bq/kg gemeten werden (Fr86). De lagere activiteiten worden gedeeltelijk veroorzaakt door de lagere depositie in Nederland (CCR86). Daarnaast lijkt ook een geleidelijke verplaatsing van de activiteit op te treden naar meer stroomafwaarts gelegen gebieden.

Bij de verdeling van de activiteit over Nederland speelden twee factoren een rol. Enerzijds werd de belading van de bodem bepaald door de directe depositie (vergelijk IJsselmeer met Dommel). Anderzijds was ook de aanvoer van besmet slib via de rivieren van groot belang (vergelijk Hollands Diep en Ketelmeer met IJsselmeer).

In de zomer van 1987 was er op de meeste lokaties een daling in de activiteit van de bovenlaag opgetreden. Wel werden op vrijwel alle plaatsen nog significante hoeveelheden ^{137}Cs aangetroffen. De hoogste activiteiten werden gevonden op één lokatie in het Haringvliet, in het Ketelmeer en in de Oostvaardersplassen.

Opmerkelijk was de toename in de besmetting van de bodem van de Rijn. Een oorzaak hiervan kan zijn de verplaatsing van radioactief besmet slib in stroomafwaartse richting. Ook tussen de belangrijkste sedimentatiegebieden van de Rijn traden grote verschillen op. In het Noordelijk Deltabekken trad een vrij sterke daling in de activiteit op. Dit werd gedeeltelijk veroorzaakt door de verspreiding van de activiteit over een groot gebied, gaande van oost naar west, via resuspensie en resedimentatie. Daarnaast trad in het Hollands

Diep ook begraving van het sterk besmette slib met relatief schoon slib op. In het Ketelmeer was de daling veel minder groot. Wel trad hier een sterke menging van het sediment op tot dieptes van 25 cm. Dit heeft zijn oorzaak in de grote dynamiek van het meer (Be87).

Verwacht mag worden, dat de komende jaren de cesium activiteiten in het sediment nog sterk verhoogd zullen blijven. Een voortzetting van de monitoring van de radioactiviteit in het sediment is dan ook gewenst. Hierbij dient uitsluitend gebruik gemaakt te worden van de box-corer, omdat bij de Van Veenhapper de onzekerheid over de bemonsterde diepte te groot is. Wel kan er een vermindering van de frequentie van bemonstering tot 3 maal per jaar plaatsvinden. Ook het aantal te bemonsteren lokaties kan verminderd worden. De volgende lokaties dienen nog bemonsterd te worden.

- Noordelijk Deltabekken: Er kan worden volstaan met één lokatie in het Hollands Diep en één lokatie in het Haringvliet. Hiervoor komen H8, gelegen midden in het sedimentatiefront, en H10 het meest in aanmerking.
- IJsselmeergebied: In het Ketelmeer dienen IJ001 en IJ004 regelmatig bemonsterd te worden. Ook in het IJsselmeer is voortzetting van het onderzoek nodig. Verwacht mag worden, dat het IJsselmeer ook de komende jaren nog verder besmet zal raken door nalevering vanuit het Ketelmeer.
- Rijn: Hiervoor komt het meest de Lek bij Hagestein in aanmerking.

Naast deze inkrimping van het meetprogramma verdient het aanbeveling in de komende jaren ook enkele verdere onderzoeken uit te voeren, omdat uit het huidige onderzoek op deze lokaties geen eenduidige conclusies getrokken kunnen worden.

- Markermeer: Hier zijn tot nog toe alleen Van Veenhappermonsters genomen. Sommige resultaten wijzen op een zeer lage besmetting, terwijl andere resultaten op een initiële besmetting wijzen, die veel hoger is geweest dan die in het IJsselmeer. Er zijn ook verdere aanwijzingen (depositiepatroon uit CCR86 en metingen zwevend stof) dat de directe depositie in het Markermeer relatief hoog geweest is. Het gebrek aan gegevens met betrekking tot de ruimtelijke verdeling (zowel horizontaal als verticaal) van de ^{137}Cs activiteit maakt het onmogelijk dit te verifiëren. Daarom verdient het aanbeveling op een aantal lokaties, verspreid over het Markermeer, monsters te nemen tot op een diepte van 25 cm.
- Oostvaardersplassen: De tot nu toe beschikbare resultaten wijzen erop, dat in dit belangrijke natuurgebied grote verschillen bestaan in de horizontale en verticale verspreiding van het cesium. Daarnaast bleek uit een berekening van de depositie, dat deze veel hoger lag dan de gemiddelde directe depositie. Dit is waarschijnlijk te wijten aan een lokale sterke regenbui begin mei 1986. Daarom dient ook in dit gebied een verder inzicht verkregen te worden in de ruimtelijke verdeling van het ^{137}Cs in de bodem. Hiertoe dient op een aantal lokaties bemonsterd te worden tot een diepte van 50 cm. Deze diepte is nodig vanwege de sterke dynamiek in deze plassen. Tevens bieden de Oostvaardersplassen de mogelijkheid om verschillen in het gedrag van cesium in de waterbodem ten opzichte van de terrestrische bodem te onderzoeken. Binnen een klein gebied, waardoor grote verschillen in depositie onwaarschijnlijk zijn, kan onderzoek gedaan worden in een terrestrische bodem, een waterbodem en een bodem,

welke na mei 1986 pas is drooggevalen.

- Haringvliet: Op lokatie H10 werden de hoogste activiteiten gemeten. Er dient nagegaan te worden, hoe dik deze sterk besmette laag is.
- Rivieren: Het is niet duidelijk, of de relatief hoge activiteiten een gevolg zijn van een hoge besmetting, of dat de bemonsteringsmethode (Van Veenhapper) hieraan debet is. Door monsters te nemen tot op een diepte van 25 cm dient dit geverifieerd te worden.

6.1.5 Besmetting biologisch materiaal

In het biologisch materiaal trad na de kernramp een geringe stijging van de ^{137}Cs activiteit op. Er zijn echter nooit waarden gemeten, die hoger lagen dan 100 Bq/kg . Wel was er een verloop in het tijdstip, waarop de maximale activiteit gemeten werd. In mosselvis was dit maximum al bereikt in mei 1986, terwijl in de schelpen dit pas optrad in april 1987. In vissen werden maxima gemeten variërend van eind 1986 voor blankvoorn tot midden 1987 voor baars. Er was een relatie te leggen tussen de plaats van de dieren in de voedselketen en het moment, waarop het maximum optrad. Eind 1987 was in alle onderzochte soorten de daling duidelijk ingezet.

De ernst van de besmetting van het aquatisch milieu ten gevolge van Tsjernobyl is moeilijk te quantificeren, omdat er voor planten en dieren geen normen zijn voor de blootstelling aan straling. De algemene stelling is, zie onder andere IMP Straling (IMPS84), dat bij het huidige stelsel van dosisbeperking voor de mens de bescherming van plant en dier eveneens in voldoende mate gewaarborgd is. Op de juistheid van deze stelling zal later in dit hoofdstuk nog nader worden ingegaan. Uit de rapportages van de CCRX-commissie (CCR86, CCR88) bleek, dat de gevolgen van Tsjernobyl voor de mens erg gering zijn geweest. Voor het eerste jaar na het ongeval werd een effectief dosisequivalent* berekend van $80 \mu\text{Sv}$; hetgeen zeer gering is in vergelijking met de jaarlijkse dosisequivalent van $2500 \mu\text{Sv}$, waaraan een volwassen persoon onder normale omstandigheden is blootgesteld (CCR88). Hiervan uitgaande lijkt de stelling gerechtvaardigd, dat de effecten van Tsjernobyl op het aquatisch milieu wel merkbaar zijn geweest, maar dat de effecten zeer gering van omvang waren.

Nog steeds uitgaande van de stelling, dat de bescherming van het milieu voldoende wordt gewaarborgd in het huidige stelsel van dosislimieten, kan er ook een uitspraak gedaan worden aan de hand van de norm voor het consumeren van visserijprodukten door de mens. De huidige norm voor consumptievis bedraagt 600 Bq/kg (CCR86). Na juni 1986 zijn er door DBW/RIZA geen ^{137}Cs en ^{134}Cs waarden gevonden, die deze norm ook maar benaderden. Ook hieruit volgt dat de stralingsbelasting van het aquatisch milieu gering is geweest. Hierbij dient te worden opgemerkt, dat de norm alleen geldt voor eetbare delen, terwijl door DBW/RIZA de hele vissen zijn geanalyseerd. Dit heeft echter weinig effect op de eindconclusie, omdat cesium zich niet in bepaalde organen ophoopt.

Gezien de relatief geringe belasting van de biota kan het on-

derzoek dan ook grotendeels worden stopgezet. Wel verdient het aanbeveling om, gezien de belasting van de waterbodem, het onderzoek van bodemdieren nog te continueren. Hierbij valt in het bijzonder te denken aan een onderzoek van de Oostvaardersplassen, omdat in dit gebied zeer hoge deposities lijken te zijn opgetreden.

6.2 Inspanningen Rijkswaterstaat na de kernramp

6.2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de activiteiten van Rijkswaterstaat, welke na de kernramp ontplooid zijn, geëvalueerd. Hierbij zal aandacht besteed worden aan zowel het gehanteerde meetprogramma als aan de maatregelen, welke door de waterbeheerders zijn toegepast.

6.2.2 Inspanningen DBW/RIZA

Hoewel na het stopzetten van de kernproeven in de zestiger jaren ook bij DBW/RIZA de faciliteiten voor het meten van radioactiviteit geleidelijk waren afgebouwd, is na de kernramp in Tsjernobyl snel ingespeeld op de nieuwe situatie. Nadat de radioactieve wolk Nederland op 2 mei 1986 bereikte (CCR86), werden de eerste metingen al op dezelfde dag verricht. In het begin was alle aandacht gericht op metingen aan het oppervlaktewater, gevolgd door metingen aan het zwevend stof. Later werd de aandacht verlegd naar meting van langdurige effecten op het aquatisch milieu via activiteitsbepalingen in het sediment en in biota. Ondanks het feit, dat er vrijwel geen faciliteiten (deskundigheid, laboratoriumcapaciteit, rampenscenario's) direct beschikbaar waren, kan gesteld worden dat er adequaat gereageerd is op de dreigende situatie. Wel kunnen er nu, twee jaar na de kernramp, de volgende kritische aantekeningen bij het uitgevoerde programma gezet worden.

In het oppervlaktewater is begin mei 1986 wel op een erg groot aantal lokaties bemonsterd. Dit werd onder andere veroorzaakt door de enorme vraag naar analysegegevens op vele monsterplaatsen. Ook was de regelmaat, waarmee de monsters genomen werden, soms gering. Een ander nadeel van de grote vraag naar analysegegevens was, dat de documentatie van de monsternamen vaak tamelijk gebrekkig verliep. Dit maakte interpretatie van de gegevens moeilijk en soms onmogelijk. Na half mei was de omvang van het programma ruimschots voldoende. Een groot nadeel was echter, dat vrijwel nooit de afzonderlijke nucliden gemeten zijn. De samenstelling van de radioactieve besmetting van het water moest dan ook afgeleid worden uit metingen in lucht en regenwater. Hierdoor is mogelijk het onderzoek in een te vroeg stadium stopgezet. Ook in een later stadium deed het gemis aan apparatuur en een geschikte bepalingsmethode zich gelden.

In het zwevend stof zijn slechts op twee lokaties regelmatig monsters genomen. Op andere lokaties is met een te geringe regelmaat bemonsterd om een eenduidig inzicht te verkrijgen over het verloop in de besmetting. Bij deze metingen was de tijdsduur tussen monsternamen en analyse erg groot. Hierdoor is de mogelijkheid om het programma aan de hand van de resultaten bij te sturen in ernstige mate belemmerd.

* Grootheid, die een maat is voor de hoeveelheid ioniserende straling op het lichaam met betrekking tot de gezondheidsrisico's voor de mens. Hierin zijn via weegfactoren verdisconteerd de effecten van de verschillende soorten straling en de effecten op de verschillende organen.

Ook was de waarde van de gemeten verzamelparameters (totaal- α en totaal- β) gering. In het sediment zijn erg veel monsternames geweest. Wel was het aantal lokaties erg groot en was de regelmaat soms gering. Ook hier trad het probleem op van de lange tijdsduur tussen monsternamen en analyse.

Concluderend kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan.

- Er dient een calamiteitenprogramma opgesteld te worden. Een van de belangrijkste conclusies na de kernramp in Tsjernobyl is, dat de watersystemen in heel Nederland in aanzienlijke mate beïnvloed zijn en dat door accumulatie nog jarenlang verhoogde gehalten in de waterbodems aanwezig zullen blijven. Er mag verwacht worden, dat bij eventuele toekomstige soortgelijke calamiteiten ook een groot gedeelte van Nederland besmet zal raken. Momenteel is het interdepartementale Project Kernongevallenbestrijding (PKOB) in uitvoering, hetgeen moet resulteren in een "draaiboek" voor het overheidsoptreden tijdens nucleaire calamiteiten. Hierin is ook Rijkswaterstaat vertegenwoordigd. In dit draaiboek dient wel onderscheid gemaakt te worden tussen besmetting van het aquatisch milieu via fall-out en tussen directe besmetting van de waterwegen. In geval van plaatselijke besmetting kan een dergelijk draaiboek alsnog aangepast worden.
- Er dienen bij DBW/RIZA continu faciliteiten (apparatuur, deskundigheid) beschikbaar te zijn voor het uitvoeren van metingen van radioactieve besmetting en voor de interpretatie van de gegevens. In het geval van een calamiteit dient direct gereageerd te kunnen worden. Uit het feit dat bij deze voor Nederland relatief geringe ramp adequaat gehandeld is, mag niet de conclusie getrokken worden, dat dit bij een ernstiger ramp ook wel zal gebeuren. Bovendien stelt de meting van lage activiteiten in oppervlaktewater dermate hoge eisen aan de deskundigheid en apparatuur (Hab87a), dat uitbesteding van de metingen problemen kan opleveren.
- Er dient een methode te worden ontwikkeld voor de bepaling van afzonderlijke τ -nucliden in oppervlaktewater. Eventueel dient de apparatuur voor g-spectrometrie te worden uitgebreid voor het meten van lage activiteiten. Deze apparatuur zou overigens ook, na uitbreiding toegepast kunnen worden voor het meten van een aantal α -stralers.

6.2.3 Inspanningen Rijkswaterstaat

Kort na de kernramp zijn door Rijkswaterstaat de volgende richtlijnen en adviezen voortgekomen uit interdepartementaal overleg, uitgevaardigd om de verspreiding van de radioactiviteit tegen te gaan (UW86, BE86, ZZW86, Vr86).

- In mei 1986 geen inlaat van IJsselmeerwater in Markermeer.
- Snelle afvoer van Rijnwater naar Noordzee (openen van de stuwen in de Nederrijn-Lek gedurende de hele maand mei).
- Beperkt inlaten van Rijnwater voor doorspoeling.
- Uitwisseling Hollands Diep en Zeeuwse wateren geminimaliseerd.
- Geforceerd doorspoelen van Midden-Limburgse en Brabantse kanalen.

- Advies: laten leeglopen van verzamelbassins met regenwater.
- Advies: geen koeien laten lopen in de uiterwaarden.
- Advies: geen waterinlaat bij hoge slibgehaltes.
- Advies: zoveel mogelijk afvoer van uitslagwater naar Noordzee.

Het is moeilijk om aan de hand van dit onderzoek uitspraken te doen over de effectiviteit van deze maatregelen, omdat er vrijwel geen inzicht is in de gevolgen, welke het niet treffen van deze maatregelen zou hebben gehad. Toch kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt.

- Het niet doorspoelen van het Markermeer met IJsselmeerwater heeft niet geleid tot lagere activiteiten in dit gebied. Uit dit onderzoek blijkt zelfs, dat het doorspoelen een positief effect gehad zou kunnen hebben, omdat de depositie in het Markermeer groter lijkt te zijn geweest dan in het IJsselmeer.
- Het versneld afvoeren van het Rijnwater naar de Noordzee door de stuwen in de Nederrijn-Lek gedurende de maand mei open te houden heeft in de nazomer van 1986 geleid tot een grotere ophoping van activiteit in de bodem van het Noordelijk Deltabekken dan in het Ketelmeer. In de zomer van 1987 was dit effect echter teniet gedaan door nalevering vanuit de Rijn. De aanvoer van radioactiviteit is dus aanzienlijk langer doorgedaan dan was ingeschat. Dit bleek ook uit tabel 4.2. In de maand mei 1986 werd slechts 34 % van de totale cesiumvracht aangevoerd.
- In de Zeeuwse wateren is inderdaad weinig activiteit geaccumuleerd en het afschermen van deze wateren van de wateraanvoer via Rijn en Maas lijkt dus effectief te zijn geweest.
- Half mei was er geen verschil in de rest- β activiteiten in de Dommel en in de Zuid-Willemsvaart, hoewel de initiële activiteit in eerstgenoemde rivier veel hoger was. Het lijkt dus dat het neerslagpatroon een grotere invloed heeft gehad dan de versnelde doorspoeling. Wel dient hierbij vermeld te worden, dat de bodem van de Dommel relatief sterk besmet is, terwijl voor de Zuid-Willemsvaart geen gegevens over de besmetting van de waterbodem bekend zijn.
- Het advies om de regenwaterbassins leeg te laten lopen lijkt zinvol te zijn geweest. In enkele niet geleegde bassins werden half juni 1986 nog steeds activiteiten gemeten, welke ruimschoots boven de IMP norm lagen. De kritiek van het Ministerie van Landbouw en Visserij (BE86) op dit advies lijkt dan ook niet terecht te zijn geweest.

Overigens dient te worden opgemerkt dat bij de provincies en waterschappen weinig deskundigheid aanwezig was. Vlak na de ramp is er dan ook een grote claim gelegd op Rijkswaterstaat voor het uitvoeren van metingen in regionale wateren en voor het geven van adviezen. Een gedeelte van het wat chaotische meetprogramma in oppervlaktewater in de eerste helft van 1986 is hier dan ook op terug te voeren. Het is te verwachten dat bij een nieuwe ramp weer een beroep zal worden gedaan op de aanwezige know-how en faciliteiten bij Rijkswaterstaat. Het verdient daarom aanbeveling om bij calamiteitenprogramma's direct aandacht te besteden aan de regionale wateren.

Het is belangrijk voor het beheer van de diverse wateren om te komen tot interventieniveaus voor oppervlaktewater, waarboven het nemen van maatregelen geadviseerd wordt. Dergelijke waarden kunnen niet alleen zinvol zijn bij het optreden van een kernramp, maar ook gehanteerd worden bij

incidentele lozingen. Hierbij is het echter wel noodzakelijk om uit te gaan van de afzonderlijke nucliden. Het probleem, dat er geen interventieniveaus beschikbaar waren, was één van de grootste moeilijkheden, waarmee men in Nederland vlak na de ramp geconfronteerd werd (CCR86, BE86, Vr86).

6.3 Procesonderzoek

6.3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zullen de conclusies besproken worden, welke getrokken kunnen worden uit het langlopende wetenschappelijk onderzoek. Hierbij dient opgemerkt te worden dat veel van deze conclusies nog een voorlopig karakter hebben. Tevens zullen enkele aanbevelingen gedaan worden omtrent verder onderzoek.

6.3.2 $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding in de depositie t.g.v. Tsjernobyl en belasting van onderwaterbodem met "oud" ^{137}Cs

Met behulp van lineaire regressie werd in bodem en zwevend slibmonsters de $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ verhouding van de depositie ten gevolge van Tsjernobyl bepaald. In de bodem was deze verhouding 1,95 en in het zwevend stof 2,08. Deze waarden komen uitstekend overeen met de waarden, welke in de terrestrische bodem gevonden werden, namelijk 2,03 (CCR88). Wel was het opmerkelijk, dat de verhoudingen voor bodem en zwevend stof significant van elkaar verschillen. De meest waarschijnlijke oorzaak is, dat zwevend stof hogere gehalten bevat aan kleimineralen en organisch stof.

Met behulp van lineaire regressie werden tevens schattingen verkregen van de ophoping van ^{137}Cs in de waterbodem ten gevolge van fall-out van de kernproeven in de vijftiger en zestiger jaren. In de bovenste vijf centimeters werden in het algemeen activiteiten gemeten van min 5 tot plus 10 Bq/kg droge stof. Deze waarden kwamen uitstekend overeen met de deposities, welke in de terrestrische bodem gemeten werden (CCR88). Wel werden er grote lokale verschillen gemeten. Zo werden hoge activiteiten gemeten in de Lek, in het IJsselmeer en in het Haringvliet. De verschillen konden worden gecorreleerd aan verschillen in sedimentatiepatroon, transport en samenstelling. In het zwevend stof werden sterk verschillende bijdragen van "oud" cesium gevonden. Eén van de belangrijkste oorzaken was hierbij het geringe aantal meetpunten.

6.3.3 Relatie tussen verspreiding van ^{137}Cs en verspreiding van microverontreinigingen

In 1987 liep ook een onderzoek naar het gedrag van microverontreinigingen in het IJsselmeergebied (Be87, Be88). Voor het Ketelmeer zijn de gegevens uit deze rapporten vergeleken met de verspreiding van ^{137}Cs . Voor bodemmonsters, genomen in februari 1987 werd met behulp van lineaire regressie het verband bepaald tussen de gehalten aan verschillende microverontreinigingen en de ^{137}Cs activiteit. De beste correlatie werd gevonden met de zware metalen lood, chroom en kwik en met de organische verbindingen hexachloorbenzeen en benzofluorantheen. Deze gegevens wijzen op een binding van cesium aan zowel de minerale fractie als aan organisch stof.

Ook is een massabalans voor het Ketelmeer in 1987 opgesteld. Hieruit bleek dat er vrijwel evenveel cesium het Ketelmeer verlaat dan dan er aangevoerd wordt. Voor de zware metalen cadmium en lood werd wel een netto accumulatie gevonden (Be88). Dit verschil is te verklaren uit de veel grotere fractie van cesium, welke in opgeloste vorm aanwezig is. Wel draagt het Ketelmeer ertoe bij dat het zwevend stof, dat in het IJsselmeer binnenkomt, sterker verontreinigd is dan het zwevend stof, dat bij Lobith aangevoerd wordt.

Tenslotte zijn een drietal modellen voor de uitwisseling tussen bodem en water (Be88) getoetst voor cesium. Het model, waarin een intensieve sedimentatie en resuspensie van zwevend stof en bodemmateriaal optreedt, verklaart het gedrag van cesium het best. Dit model is ook voor zware metalen van toepassing. Het model dient voor cesium echter aangevuld te worden met bijdragen van de opgeloste fase. Verder zijn er aanwijzingen dat het model aangepast moet worden door ook rekening te houden met slib, dat van elders (het IJsselmeer) wordt aangevoerd.

6.3.4 Relatie tussen ^{137}Cs activiteit en samenstelling sediment

Met behulp van multiple regressie is de relatie tussen de ^{137}Cs accumulatie in de bovenste centimeters van de waterbodem en de samenstelling van het sediment onderzocht. Als afhankelijke variabele werd genomen de ^{137}Cs activiteit per m^3 natte bodem. Als onafhankelijke variabelen werden geselecteerd de minerale fracties (188 - 87 μm), (53 - 16 μm) en (< 16 μm), het organisch stofgehalte, het anorganisch koolstofgehalte en het watergehalte. Deze gehalten werden uitgedrukt in kg/m^3 natte bodem. Om variaties in de tijd en variaties in de belasting te elimineren werden de metingen uitgevoerd voor een tweetal perioden (februari - juni 1987 en mei 1986 - december 1987) en een drietal gebieden (heel Nederland, IJsselmeergebied en Noordelijk Deltabekken) uitgevoerd. Het aantal monsters, waarmee de berekeningen werden uitgevoerd, varieerde van 23 (Noordelijk Deltabekken, februari - juni 1987) tot 148 (Nederland, mei 1986 - december 1987). Een probleem dat bij multiple regressie vaak optreedt is dat de verschillende variabelen niet onafhankelijk van elkaar zijn. Ook in dit onderzoek werden vaak significante correlaties tussen de variabelen gevonden. Deze kunnen verklaard worden door factoren als het wel of geen sedimentatiegebied zijn, de chemische samenstelling van het sediment en het feit dat een toename in de fractie grote deeltjes gepaard gaat met een afname in de fractie kleine deeltjes. Toch werden voor de hele Nederlandse waterbodem significante bijdragen gevonden voor een aantal variabelen. Hierdoor kan uitgesloten worden, dat de relatie tussen de ^{137}Cs accumulatie en de verschillende variabelen grotendeels bepaald wordt door één fractie. In een dergelijk geval zouden namelijk de andere factoren geen significante bijdrage leveren.

Er werd een positieve correlatie gevonden met de fractie < 16 μm en met het organisch stofgehalte. De relatie met de fractie < 16 μm wordt veroorzaakt door de welgedocumenteerde sterke binding van ^{137}Cs aan kleimineralen (He87, Co88). De relatie met het organisch stofgehalte is veel minder bekend in de literatuur. Uit de gegevens in hoofdstuk 5.5 blijkt zelfs dat de bijdrage van organisch stof groter is dan de bijdrage van de kleimineralen. Deze rol kan niet alleen verklaard worden door het grote aantal geladen (hydroxyl-) groepen in organische stof. Uit verschillen, welke gevonden

werden tussen het IJsselmeergebied en het Noordelijk Deltabekken, blijkt dat ook de aard van het organisch stof (afkomstig van hogere planten of van algen) een rol speelt. Het verdient daarom aanbeveling om onderzoek uit te voeren naar de binding van ^{137}Cs aan organisch stof. Er zijn namelijk een aantal aanwijzingen dat het gedrag van cesium in het aquatisch milieu niet alleen door de binding aan kleimineralen, maar ook door andere bindingsvormen, in het bijzonder de binding aan organisch stof, wordt bepaald.

- Uit onderzoek aan de Rijksuniversiteit Utrecht (Co88) bleek de adsorptie en desorptie van cesium aan natuurlijke slibsluizen wezenlijk te verschillen van de adsorptie door het kleimineraal illiet.
- Het gehalte aan niet-radioactief cesium in de Rijn bedraagt 0,1 - 0,5 $\mu\text{g/l}$ (Mu83). Deze concentratie is ruimschoots voldoende om alle sterke bindingsplaatsen (Co88) aan het illiet te bezetten.
- Biologisch materiaal is in staat om cesium actief te accumuleren (Bi82), waarbij na het afsterven niet direct al het cesium weer vrijkomt (Bi67). De andere variabelen leveren een veel minder significante bijdrage aan de cesium accumulatie in sediment. Wel dient opgemerkt te worden dat de pH ook van belang is. Dit bleek uit het gedrag van de variabele anorganisch koolstof. Hoewel de gehalten aan anorganisch koolstof in het IJsselmeergebied en het Noordelijk Deltabekken niet wezenlijk van elkaar verschillen, werden toch verschillende coëfficiënten in beide gebieden gevonden.

6.4 Algemene aandachtspunten

6.4.1 Inleiding

Na Tsjernobyl is een uitgebreid radioactiviteitsprogramma opgezet. Hierdoor is het één van de grotere veldonderzoeken in watersystemen geworden. In dit hoofdstuk zullen enkele aspecten besproken worden, welke niet op de directe gevolgen van de kernramp betrekking hebben. Enkele aspecten hiervan kunnen ook van belang zijn bij het opzetten en evalueren van veldonderzoek, dat verricht wordt op andere onderzoeksterreinen.

6.4.2 Bepaling van afzonderlijke nucliden in oppervlaktewater

Eén van de grote problemen, welke zowel bij de evaluatie van de gevolgen van Tsjernobyl als bij het procesonderzoek optraden, was het vrijwel geheel ontbreken van activiteitsmetingen van afzonderlijke nucliden in oppervlaktewater. Van een aantal nucliden, ^3H , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{210}Pb , ^{210}Po en ^{226}Ra , wordt in het kader van het CCRX programma de activiteit gemeten, maar er was, en is nog steeds, geen inzicht in de totale nuclidenamenstelling van het oppervlaktewater. Hierbij gaat het vooral om die nucliden, welke α -straling uitzenden. Het verdient daarom aanbeveling te overwegen om in Nederland het onderzoek van oppervlaktewater uit te breiden met metingen van de afzonderlijke α -emitters.

Hiervoor zijn een aantal argumenten, welke zowel op beleidsmatig gebied als op onderzoeksgebied liggen.

* In het stralingshygiënisch beleid wordt uitgegaan van de volgende drie punten (IMPS84):

- Rechtvaardiging: een activiteit mag alleen plaatsvinden, wanneer dat gerechtvaardigd is t.o.v. ieder ander alternatief.

- De normering van de stralingsbelasting is gebaseerd op de aanbevelingen van de ICRP (ICRP77). Er is echter in toenemende mate een discussie gaande met betrekking tot deze aanbevelingen. Dit bleek al uit het advies van de Gezondheidsraad (GEZ84) met betrekking tot de toepassing van de ICRP aanbevelingen op de Nederlandse situatie. Hierin werd namelijk zowel een meerderheids- als een minderheidsstandpunt geformuleerd. Deze discussie richt zich onder meer op de wijze, waarop deze norm is vastgesteld (GEZ84, Bar87, Bi87). Aan de hand van effecten, welke met behulp van epidemiologisch onderzoek bepaald zijn na blootstelling aan hoge stralingsdoses zoals in Hiroshima en Nagasaki, zijn via extrapolatie risicoschattingen gemaakt voor de effecten van de lage doses straling, welke optreden ten gevolge van kunstmatige stralingsbronnen. De conclusies, welke door het ICRP uit het epidemiologisch onderzoek zijn getrokken, worden niet door iedereen onderschreven (Bi87, GEZ84). Hierbij wordt gepleit voor een verlaging van de huidige normen met een factor 10 of meer. Ook het feit, dat de norm alleen geldt voor kunstmatige bronnen van straling en niet voor door de mens reguleerbare verhogingen van de natuurlijke radioactiviteit (bv. radioactiviteit in bouwmaterialen) is een punt, dat ter discussie staat (IMPS84). Een ander aspect is dat volgens de ICRP en de Gezondheidsraad een lethaal kankerrisico ten gevolge van straling van 10^{-5} per jaar aanvaardbaar geacht wordt. Deze waarde ligt in dezelfde orde van grootte als het risico, dat men in het verkeer loopt, maar hij ligt ver boven het niveau van 10^{-6} per jaar, dat in het indicatief meerjaren programma milieuhygiëne gegeven wordt voor de maximale blootstelling per afzonderlijke stof (IMPM85). Toepassing van deze norm zou echter betekenen dat het reguleerbare gedeelte van deze stralingsbelasting vrijwel tot nul gereduceerd zou moeten worden (He88). Tenslotte levert het toepassen van de rechtvaardigings- en ALARA-principes*, zoals verwoord in ICRP77, in de praktijk grote problemen op (Bi87, He88). Dit wordt vooral veroorzaakt door het feit, dat veel effecten niet in geld uit te drukken zijn, zodat een kosten-baten-analyse niet goed mogelijk is. Concluderend moet gesteld worden, dat er degelijk rekening gehouden moet worden met een verdere aanpassing van deze norm in de nabije toekomst.

Dit heeft ook gevolgen voor normen, welke hiervan afgeleid worden. Hierbij is de norm voor water (drinkwater en oppervlaktewater) van eminent belang. Bij de meeste belastingspaden, via welke de totale stralingsbelasting opgelopen wordt, speelt de radioactiviteit in het water direct of indirect een rol. Zo zijn door Tjissen (Tij86) een zevental belastingspaden gespecificeerd ten behoeve van de normstelling op langere termijn, waarbij bij 5 belastingspaden de activiteit in water meegenomen werd. Een dergelijke norm voor water is echter niet aanwezig en er wordt alleen een signaleringsniveau gehanteerd (IMPS84), waarin gebruik gemaakt wordt van verzamelparameters (totaal- α en rest- β activiteit). Ook wanneer normen met betrekking tot stralingsbelasting opgesteld zullen worden voor de waterbodem, zal hierbij de activiteit in het water meegenomen moeten worden.

- Individuele dosislimieten: limieten om te bereiken, dat de risico's voor radiologische werkers en voor leden van de bevolking steeds voldoende laag zijn.

- ALARA (As Low As Reasonably Achievable): elke blootstelling moet zo beperkt worden gehouden als redelijkerwijs mogelijk is.

De verschillende nucliden dragen echter in verschillende mate bij aan de stralingsbelasting (ICRP79). Daarnaast moet opgemerkt worden, dat de nuclidensamenstelling van het water niet constant is. Zo zijn vanaf 1970 de gehalten aan ^3H en ^{137}Cs (tot mei 1986) in de Maas steeds afgenomen ten gevolge van een verminderde invloed van de fall-out (CEC86). Om deze redenen is het van essentieel belang, dat er bij het opstellen en aanpassen van normen voor water-inzicht is in de nuclidensamenstelling van het oppervlaktewater. Het bovengenoemde geldt eveneens bij het opstellen van signaleringsniveaus en interventieniveaus.

- Elke radioactieve lozing heeft zijn eigen nuclidensamenstelling. Door het verloop in de tijd van de activiteiten van de verschillende nucliden te volgen wordt het eenvoudiger om specifieke lozingen, ook zeer geringe, in het buitenland, welke een bedreiging kunnen vormen voor het aquatisch milieu in Nederland, op te sporen.
- Bij optreden van calamiteiten bepaalt de aard en de mate van verhoging van het vrijgekomen nuclide in sterke mate de te nemen maatregelen. Dit betekent dat in een dergelijk geval de samenstelling van de besmetting gemeten moet worden. Na de kernramp in Tsjernobyl kon dit echter niet plaatsvinden (Tr86). De betekenis van de ramp voor de drinkwatervoorziening moest worden geschat aan de hand van rest- β metingen in oppervlaktewater met behulp van de metingen van afzonderlijke nucliden in regenwater.
- In veel andere landen; waaronder Duitsland worden ook de afzonderlijke nucliden in het oppervlaktewater bepaald. Dit maakt het mogelijk om gegevens snel uit te wisselen.
- De besmetting van biologisch materiaal vindt hoofdzakelijk plaats door opname van radionucliden, welke zich bevinden in de waterfase. In de literatuur zijn voor veel nucliden gegevens bekend over de accumulatie van nucliden biologisch materiaal, maar hierbij wordt steeds uitgegaan van de activiteiten in de waterfase (BI82). Wanneer men dus inzicht wil krijgen in de effecten van bepaalde lozingen op het aquatisch ecosysteem, moet men beschikken over watergegevens (IAEA76). Overigens dient hierbij nog opgemerkt te worden, dat weinig bekend is over de effecten van straling op het ecosysteem. In het IMP Straling (IMPS84) wordt als richtlijn gegeven, dat doses, welke toegestaan kunnen worden voor de mens, ook geen nadelige effecten voor het ecosysteem zullen opleveren.
- Uit de berekeningen uit hoofdstuk 4 blijkt, dat een aanzienlijke bijdrage aan de belasting via de Rijn en Maas optreden is door opgelost cesium. Hierbij moest echter gebruik gemaakt worden van schattingen uit de activiteiten in zwevend stof met behulp van slechts enkele literatuurgegevens, omdat directe meetgegevens niet voorhanden waren.
- Bij het procesonderzoek zijn wel gegevens bekend van radionucliden in het zwevend stof en het sediment, maar niet van radionucliden in het water. Dit maakt het onmogelijk om langs directe weg inzicht te krijgen in het gedrag van radionucliden in het aquatisch milieu. Inherent hieraan is, dat modellen met betrekking tot verspreiding van radioactiviteit in het milieu (zie bijvoorbeeld SPH88) niet getoetst kunnen worden.

Naast deze argumenten op het gebied van beleid en onderzoek zijn er ook een aantal technische ontwikkelingen, welke het meten van γ -nucliden in oppervlaktewater aantrekkelijk maken.

- De vroeger meestal gebruikte NaI-kristallen voor de radioactiviteitsbepaling worden meer en meer vervangen door halfgeleiderdetectoren. Bij de NaI-detektor was het vanwege de geringe resolutie slechts mogelijk om mengsels van enkele nucliden te meten. Dit maakte het voor een complex mengsel als oppervlaktewater alleen mogelijk om de totale γ -straling te meten. Met de halfgeleiderdetectoren is het echter mogelijk om in een mengsel een groot aantal nucliden simultaan te analyseren.
- De activiteiten in water zijn erg laag. Dit betekent dat er voor een nauwkeurige meting een concentrering nodig is uit een grote hoeveelheid water (50 - 100 liter) (BfG80). Dit geeft transportproblemen. Dit kan echter ondervangen worden door terplaatse te concentreren over een kolom. De keuze aan adsorberende harsen (ionenwisselaars) neemt de laatste jaren sterk toe.
- Een aantal nucliden, welke tot nog toe α -spectrometrisch of gravimetrisch bepaald moesten worden, kunnen ook γ -spectrometrisch bepaald worden. Dit geeft een grote besparing van arbeid. Wel dient hiervoor de bestaande analyseapparatuur aangepast te worden. Deze investering kan echter op redelijke termijn worden terugverdiend, omdat in een dergelijk geval ook de totaal- α metingen kunnen vervallen.

Uit het bovenstaande blijkt, dat het essentieel is om over te gaan op metingen van de afzonderlijke nucliden in oppervlaktewater. In principe zouden deze grotendeels het huidige meetprogramma kunnen vervangen. De meeste nucliden, welke momenteel via een totaal parameter, rest- β metingen, bepaald worden, kunnen eveneens γ -spectrometrisch bepaald worden. De belangrijkste β -emitters, welke geen γ -straling uitzenden, zijn ^3H , ^{89}Sr en ^{90}Sr . Deze nucliden worden echter ook nu al door het RIVM regelmatig afzonderlijk bepaald. Deze bepalingen zouden dan ook gehandhaafd moeten blijven.

Een alternatief voor de directe bepaling van afzonderlijke nucliden in oppervlaktewater is het meten ervan in zwevend stof. Het grote voordeel hiervan is, dat veel nucliden zich in sterke mate aan slibdeeltjes hechten, zodat de activiteiten in slib hoger liggen dan in water. Hierdoor is de meetprocedure eenvoudiger en gevoeliger. Er zijn echter enkele nadelen verbonden aan deze methode. Voor omzetting van de activiteiten in zwevend slib naar activiteiten in water is kennis van de K_d voor het evenwicht water/zwevend stof nodig. Deze is verschillend voor alle nucliden. Zo worden cesium-ionen veel sterker door slib gebonden dan jodide en ruthenium-ionen (BG87, He87). Over de hoogte van deze K_d waarden bestaat in de literatuur weinig overeenstemming. Factoren die hierbij een rol spelen zijn: samenstelling zwevend stof, samenstelling water en snelheid van evenwichtsinstelling. Om de metingen in zwevend stof te kunnen hanteren, moeten eerst hierover gegevens voor de Nederlandse situatie verkregen worden. Dit vergt dus weer metingen in het oppervlaktewater, zij het eventueel slechts voor een beperkte periode.

6.4.3 Bemonstering zwevend stof

In hoofdstuk 3.2 is voor de ^{137}Cs activiteiten in het zwevend stof in de Maas bij Eijsden een vergelijking gemaakt tussen monsters, verkregen met een doorstroomcentrifuge, en monsters, verzameld in slibbakken. Uit de resultaten, bleek,

dat er grote verschillen tussen beide bemonsteringsmethoden waren. Uit de relatie tussen de ^{137}Cs activiteit en de samenstelling van het sediment (hoofdstuk 5.5) valt af te leiden, dat de discrepantie tussen beide bemonsteringsmethoden is gelegen in een verschillende samenstelling van het slib.

Hierbij is het waarschijnlijk, dat de verschillen gelegen zijn in de lutum gehalten en organische stof gehalten. Een vergelijking van de samenstelling van de slibs was niet mogelijk, omdat er geen verdere analysegegevens van de monsters, verzameld in de slibbakken beschikbaar waren. Toch verdient het aanbeveling om een onderzoek uit te voeren naar de verschillen in samenstelling van zwevend stof, verzameld met een centrifuge en met behulp van slibbakken.

Laatstgenoemde hebben namelijk het voordeel dat de bemonstering continu plaatsvindt. Hierdoor worden schommelingen in de gehalten ten gevolge van externe factoren, zoals sterke variaties in de waterafvoer en opwervelingen ten gevolge van scheepvaart en weersomstandigheden, uitgemiddeld.

Hierbij valt te denken aan de sterke wisselingen in de ^{137}Cs activiteiten, welke gevonden werden tijdens de intensieve bemonstering van zwevend stof tijdens hoogwatergolven in februari en april 1987 in de Rijn bij Lobith (figuur 8). Ook een kortdurende, hoge besmetting van het slib zal eerder met een slibbak worden aangetoond dan met een centrifuge. Een nadeel van slibbakken kan echter zijn dat het meest fijne zwevende stof minder goed ingevangen wordt. Erg veel stoffen hechten namelijk bij voorkeur aan deze fijne deeltjes (He87).

6.4.4 Bemonstering van de waterbodem

In dit onderzoek zijn vaak bodemonsters genomen. Hierbij is gebruik gemaakt van zowel de Van Veenhapper als de box corer. Aan de hand van de verkregen resultaten zijn de volgende opmerkingen te maken.

De Van Veenhapper is een snelle en eenvoudige bemonsteringsmethoden, wanneer men geïnteresseerd is in de bepaling van de aan- en afwezigheid van stoffen in de bodem. Ook is de methode geschikt om een inzicht te verkrijgen in lokale verschillen. Dit blijkt onder andere uit figuur 29, waar de verspreiding van de cesium activiteit over Nederland gegeven wordt. Tenslotte kan de methode gebruikt worden om het verloop in de tijd te volgen voor een stof. Hierbij dient men echter te bedenken dat bij deze methode de bemonsteringsdiepte niet constant is, waardoor de spreiding in de resultaten groot kan zijn. Dit treedt in het bijzonder op, wanneer de te bepalen stof niet uniform in de bodem verdeeld is (fig. 20). Ook de stevigheid van de bodem speelt een belangrijke rol. In de cesiummetingen in het Markermeer (fig. 18) is nauwelijks nog een tendens te ontdekken. Tenslotte is de Van Veenhapper minder geschikt, wanneer er grote variaties in de tijd op kunnen treden zoals in sedimentatiegebieden. Veel van de problemen, welke optreden bij het gebruik van een Van Veenhapper kunnen opgelost worden door een monster te nemen met een box-corer of een daarmee vergelijkbare bodemhapper. Hierbij treedt wel het nadeel op, dat de methode veel arbeidsintensiever is. Verder neemt de analyse van de monsters veel meer tijd in beslag, omdat alle monsters opgedeeld worden in submonsters.

* De bioconcentratiefactor = de activiteit in het organisme (Bq/kg vers gewicht), gedeeld door de activiteit in het water (Bq/l).

Een factor, waar ook aandacht aan besteed dient te worden, is dat er sterke lokale variaties in de concentratie van een stof op kunnen optreden. Dit blijkt in het bijzonder uit figuur 26, waarin de ^{137}Cs concentratie op een groot aantal lokaties in het Noordelijk Deltabekken is weergegeven. Zelfs in een meer met een grote dynamiek, zoals het Ketelmeer (Be88), kunnen grote verschillen optreden (figuur 14). De uiterste zorg dient dan ook besteed te worden aan de keuze van de te bemonsteren lokaties. Hierbij verdient het aanbeveling om in eerste instantie meerdere lokaties te selecteren ten einde een representatief beeld voor een gebied te verkrijgen. Tevens is het van groot belang, dat bij meerdere monsternames op één lokatie de plaats van dit bemonsteringspunt exact bekend is en de bemonstering ook op deze lokatie plaatsvindt.

Tenslotte kan uit het Tsjernobyl onderzoek de volgende conclusie getrokken worden met betrekking tot de frequentie van bemonstering. Evenals bij de keuze van de lokaties moet in het begin intensief gemeten worden, waarna men de frequentie geleidelijk kan laten dalen. Wanneer de concentraties van stoffen ook op lange termijn gevolgd worden, verdient het aanbeveling om de frequentie niet te laten dalen tot eenmaal per jaar. Dan kunnen namelijk factoren als wateraanvoer, slibaanvoer, sedimentatie/resuspensie, fysische turbatie en bioturbatie de resultaten sterk beïnvloeden. Dit is ondermeer te zien in figuur 12 en 20, waar duidelijk de invloeden van het seizoen zichtbaar zijn. Door één maal per kwartaal een monster te nemen kunnen in elk geval deze seizoensinvloeden beter uitgemiddeld worden.

6.4.5 Ecotoxicologische consequenties van de ^{137}Cs besmetting

De besmetting van het aquatisch milieu ten gevolge van Tsjernobyl zal vooral in het ecosysteem doorwerken bij soorten die een specifiek voedingspatroon hebben. De ^{137}Cs activiteiten in vissen bedroegen in 1987 20 tot 70 Bq/kg (vers gewicht). Hoge bioconcentratiefactoren* zijn gevonden bij roofvissen (400 - 14000 l/kg).

Voor andere soorten varieerden deze van 400 tot 4500 (BI82). In algen en zooplankton varieerde de bioconcentratiefactor tussen 130 en 3400 (BI82). De radioactiviteit in de driehoeksmosselen was relatief laag, rond 2 Bq/kg in het vlees en 10 Bq/kg in de schelp.

Gelet op het bovenstaande zal de hoogste belasting optreden bij visetende vogels. Bij de aalscholver bijvoorbeeld, kan de gemiddelde ^{137}Cs belasting in het voedsel 10 Bq/kg lichaamsgewicht/dag bedragen, uitgaande van een consumptie van 400 g vis met een belasting van 40 Bq/kg en een lichaamsgewicht van 2 kg. De schattingen van de voedselinname zijn gebaseerd op het onderzoek van v. Dobbe (Do52).

Zoals reeds in hoofdstuk 6.1.5 gemeld is, zijn er voor planten en dieren geen normen voor de blootstelling aan straling.

Wel kan de hierboven berekende waarde van 10 Bq/kg/dag vergeleken worden met normen voor humane consumptie. Door de ICRP zijn voor de meeste nucliden grenswaarden voor de jaarlijkse inname berekend, de Annual Limit of Intake (ICRP79). Deze ALI's worden gegeven in Bequerels per jaar.

Inname van deze hoeveelheid leidt juist niet tot overschrijding van de toegestane totale stralingsdosis. Wanneer een mengsel van nucliden binnengekregen wordt liggen de maximaal toelaatbare hoeveelheden lager dan de ALI van de betreffende nucliden. De sommatie over alle nucliden van de binnengekregen hoeveelheid per nuclide, gedeeld door de ALI van dat nuclide, mag de waarde van 1 niet overschrijden. Voor radiologische werkers bedraagt de ALI voor ^{137}Cs 4×10^6 Bq/jaar. Uitgaande van een gemiddeld lichaamsgewicht van 70 kg en van het feit, dat de maximale stralingsdosis voor leden van de bevolking 1/10 van die voor radiologisch werkers bedraagt, bedraagt de maximale inname 16 Bq/kg lichaamsgewicht/dag. Dit betekent dat de gemiddelde belasting ten gevolge van ^{137}Cs voor aalscholvers in 1987 meer dan 50 % was van de totale belasting, welke voor leden van de bevolking is toegestaan. Hierbij dient te worden opgemerkt dat deze schatting aan de lage kant is; de bijdrage van andere nucliden als ^{134}Cs (ALI: 3×10^6) en ^{104}Ru (ALI: 7×10^7) zijn hierin namelijk niet meegenomen.

In 1986 is de belasting waarschijnlijk nog hoger geweest omdat de aalscholvers in dat jaar ook grote hoeveelheden van kortlevende nucliden als ^{131}I (ALI: 1×10^6) hebben binnen gekregen.

Concluderend kan gesteld worden dat bij deze - in Nederland geringe - besmetting van het aquatisch milieu een risicogroep als de aalscholvers een aanzienlijke stralingsdosis moet hebben opgelopen. Er dienen daarom vraagtekens gezet te worden bij de aanname dat bij het huidige stelsel van dosisbeperking voor de mens de bescherming van plant en dier in voldoende mate gewaarborgd is (IMPS84). Uit toepassing van deze aanname in hoofdstuk 6.1.5 volgde immers dat de besmetting van het aquatisch milieu slechts zeer gering is geweest.

Of de populatie aalscholvers onder bovengenoemde belasting op enigerlei wijze te lijden heeft gehad is een open vraag. Hier is geen onderzoek naar verricht en er zijn ook weinig literatuurgegevens bekend over het effect van straling op aquatische biota.

Het verdient derhalve aanbeveling om nader fundamenteel onderzoek te doen naar de gevolgen van straling op aquatische biota. Hierbij zouden de volgende vragen moeten worden beantwoord:

- Welke organismen of groepen van organismen behoren, gezien hun voedingspatroon tot de risicogroepen?
- Welke relatie bestaat er voor deze groepen tussen de hoogte van de stralingsbelasting en effecten op de populatie?

7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

7.1 Besmetting aquatisch milieu

- In oppervlaktewater zijn na Tsjernobyl maximale rest- β activiteiten gemeten van 5 - 15 kBq/m³. Dit betekent voor de grote rivieren een verhoging met meer dan een factor 200 ten opzichte van de situatie voor Tsjernobyl. In de Dommel werd een extreem hoge waarde van 150 kBq/m³ gevonden vanwege afspoeling van verharde oppervlakken.
- Na de besmetting in mei 1986 trad een snelle daling van de activiteit op en in september voldeed het water overal aan de in het IMP gestelde norm van 1 kBq/m³.
- In januari 1987 was in vrijwel alle wateren het niveau van de rest- β activiteit terug op het peil van voor mei 1986. Alleen in het IJsselmeer werden eind 1987 nog verhoogde waarden gemeten. Dit is een gevolg van nalevering uit het bodemsediment van IJsselmeer en Ketelmeer.
- De maximale 137Cs activiteiten in oppervlaktewater bedroegen circa 1 Bq/l.
- Zeer hoge rest- β activiteiten (300 kBq/m³) zijn gemeten in ondiepe sloten en in regenwaterbassins. In de ondiepe sloten trad ook een zeer snelle daling van de activiteit op.
- Het routine-onderzoeksprogramma van Rijkswaterstaat detecteerde de radioactieve besmetting van het Rijn- en Maaswater ten gevolge van Tsjernobyl veel te laat. Aanbevolen wordt een continu bewakingssysteem voor radioactiviteit te installeren in de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden.
- 137Cs werd in sterke mate gebonden aan zwevend stof. In de Rijn en Maas zijn in mei 1986 137Cs activiteiten gemeten in de zwevende stof van 7 - 10 kBq/kg. Dit is een verhoging met een factor 500 - 1000. In de Schelde werd slechts een geringe verhoging gemeten.
- Na een initiële snelle afname verliep de daling van de 137Cs activiteit in 1987 nog slechts langzaam. Eind 1987 waren de gehalten nog steeds verhoogd met een factor 10 - 20.
- Het verdient aanbeveling om in de Maas bij Eijsden en in de Rijn bij Lobith maandelijks het zwevend stof te bemonsteren.
- Ook in andere wateren (Haringvliet en IJsselmeer) werden eind 1987 nog sterk verhoogde 137Cs activiteiten gemeten. Aanbevolen wordt om ook hier de radioactiviteitsmetingen voort te zetten.
- In de nazomer van 1986 werden in de waterbodem 137Cs activiteiten gemeten van 15 tot 900 Bq/kg. Voor mei 1986 waren deze waarden 1 - 20 Bq/kg. De hoogste activiteiten werden gevonden in het Noordelijk Deltabekken en in de Dommel.
- De belasting van de bodem werd bepaald door de directe depositie en door de aanvoer van besmet slib via de grote rivieren.
- In de zomer van 1987 werden op vrijwel alle lokaties nog steeds significante hoeveelheden 137Cs aangetroffen.
- In het Noordelijk Deltabekken trad een vrij sterke daling op ten gevolge van begraving van besmet sediment in het Hollands Diep en verspreiding van activiteit over het hele gebied, gaande van oost naar west via resuspensie en resedimentatie.
- In het Ketelmeer trad een sterke menging op van het sedi-

ment tot op dieptes van 25 cm. Ook trad nalevering van 137Cs op vanuit het Ketelmeer naar het IJsselmeer.

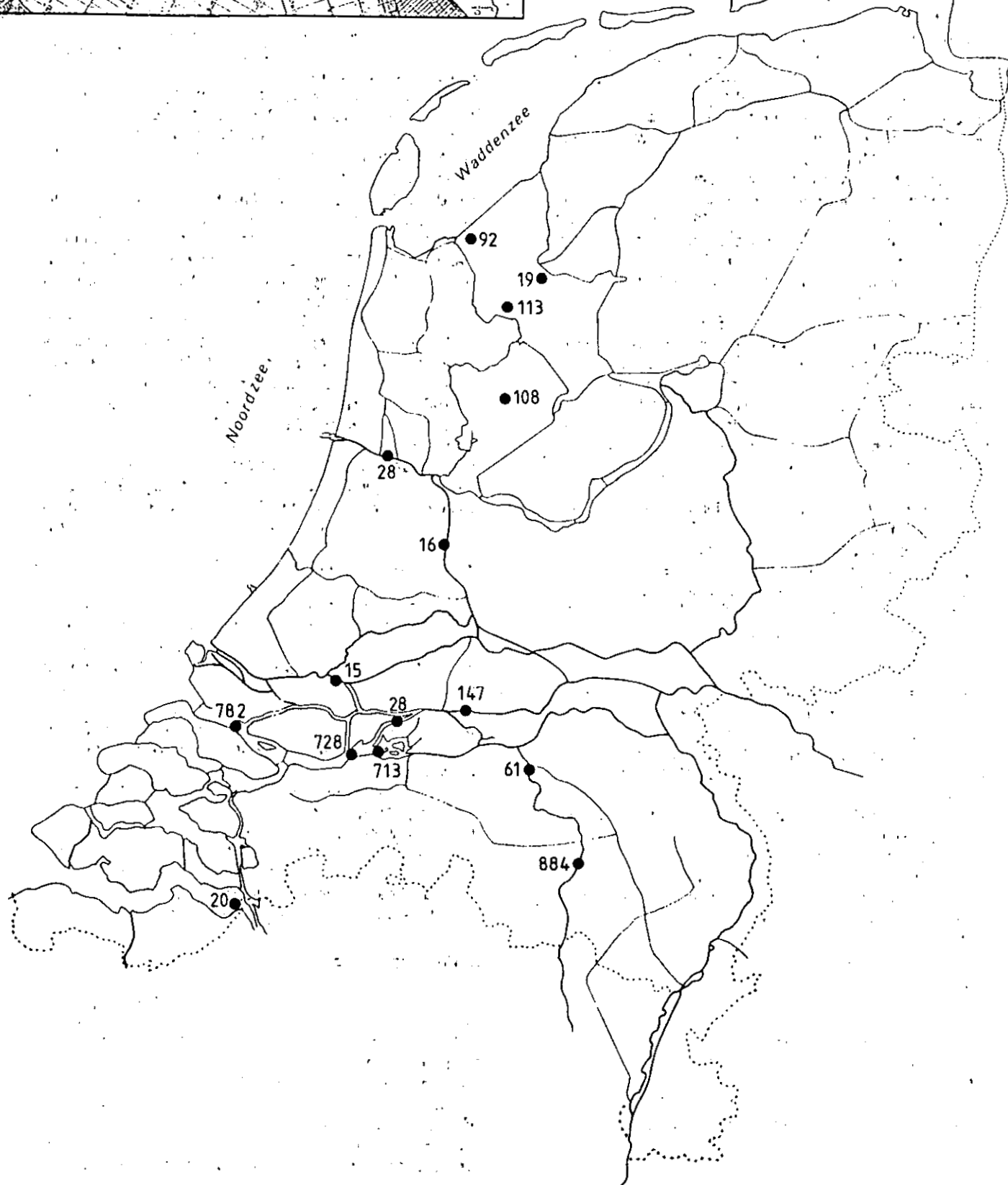
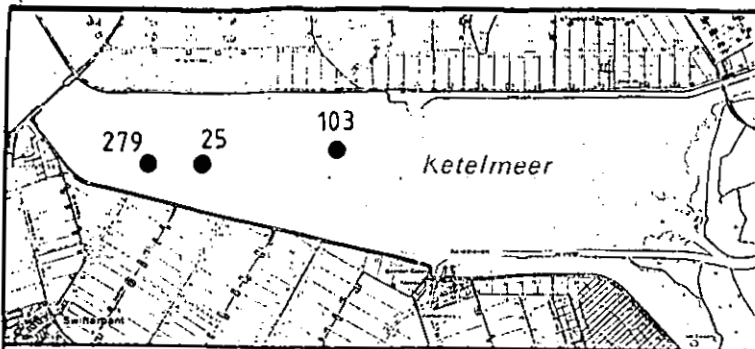
- Aanbevolen wordt het monitoring onderzoek van de waterbodem voorlopig nog voort te zetten.
- In mosselen en vissen werden na de kernramp 137Cs waarden gemeten tot 100 Bq/kg vers gewicht.
- In mosselvis werd in mei 1986 een maximale waarde bereikt, terwijl in de schelpen dit maximum in april 1987 optrad. De daling in mosselvis verliep ook sneller.
- Eind 1987 was voor alle onderzochte soorten een duidelijke daling waarneembaar.
- In het spierweefsel van toppereenden werd eind 1986 een 137Cs gemeten van ca. 10 Bq/kg vers gewicht.
- Gezien de relatief geringe belasting van de biota kan het onderzoek in aquatische biota op landelijke schaal thans worden stopgezet.
- De depositie in de waterbodem bedroeg in de nazomer van 1986 ca. 2000 Bq/m². Deze waarde ligt hoger dan de in terrestrische bodem gemeten depositie (1700 Bq/m²).
- Aanvoer van 137Cs via de Rijn heeft voor ca. 30 % bijdragen aan de belasting van de Nederlandse waterbodem. De aanvoer via de Maas was zeer gering.
- In mei 1986 is slechts 35 % van de totale, d.w.z. op de periode mei 1986 - december 1987 betrokken, cesiumlast door de grote rivieren aangevoerd. Van de rivieraanvoer was een derde deel gebonden aan zwevend stof.
- In 1986 werd de hoogste besmetting gevonden in de Amer en het Hollands Diep. In 1987 waren het Haringvliet en het Ketelmeer het meest belast.
- Eind 1987 bedroeg de resterende belasting in de bovenste 5 centimeter van het sediment nog 1200 Bq/m². Deze daling werd veroorzaakt door afvoer naar de Noordzee en begraving van besmet slib met relatief schoon slib.

7.2 Inspanningen Rijkswaterstaat

- Direct na Tsjernobyl beschikte DBW/RIZA over onvoldoende meetfaciliteiten. Sindsdien is ten aanzien van de meetfaciliteiten al een aanzienlijke verbetering gerealiseerd. Het is noodzakelijk dat bij DBW/RIZA continu faciliteiten beschikbaar zijn voor het meten van radioactieve besmetting én voor het interpreteren van de gegevens.
- Aanbevolen wordt dat een calamiteitenprogramma wordt opgesteld voormeting van radioactiviteit in de Nederlandse wateren. Hieraan wordt in het kader van het Project Kernongevallenbestrijding gewerkt.
- Het ontbreken van interventieniveau's met betrekking tot de radioactieve besmetting heeft het formuleren en treffen van zinnige maatregelen na Tsjernobyl bemoeilijkt. Voor een doelmatig beheer dienen interventieniveau's opgesteld te worden voor oppervlaktewater.

7.3 Procesonderzoek

- De 137Cs/134Cs verhouding in de depositie ten gevolge van Tsjernobyl bedroeg in sediment 1,95 en in zwevend slib 2,08. Het verschil tussen sediment en zwevend slib was significant.
- De accumulatie van 137Cs in de bovenste laag van de waterbodem ten gevolge van de fall-out van kernproeven bedraagt gemiddeld 10 Bq/m².
- In 1987 was de afvoer van cesium vanuit het Ketelmeer vrijwel evengroot als de aanvoer. Wel treedt er in het Ketel-



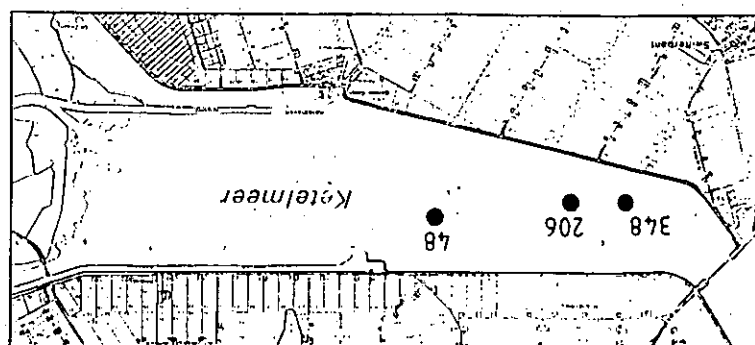
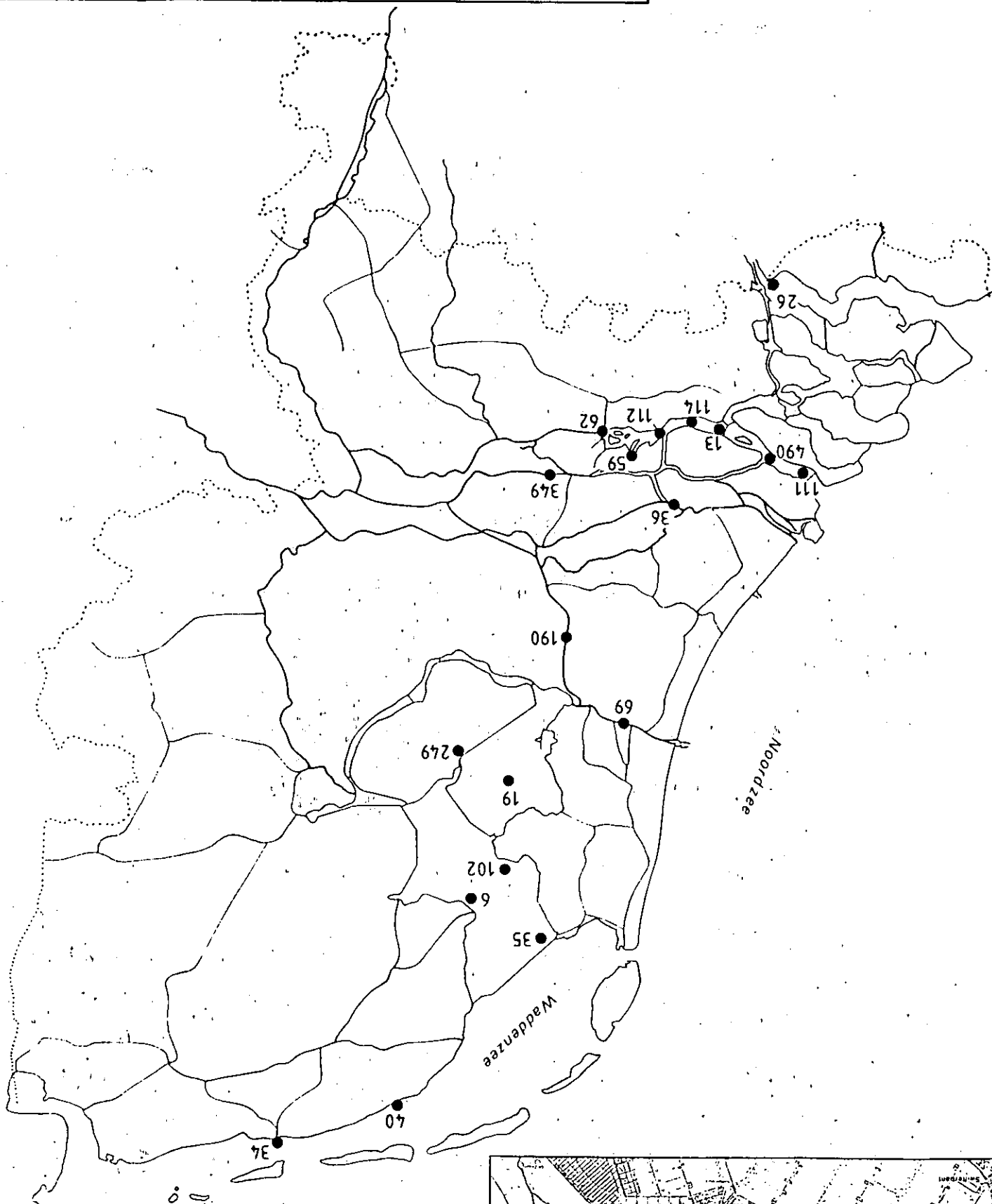
137 Cs in onderwaterbodem - september 1986.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

getekend	nota nr.
dat	figuur 29a
d.d.	nov. 1988
afdeling	AOCH
schaal	reg. nr. A0 88 233

137 Cs in onderwaterbodem - juni / augustus 1987



meer een herverdeling op van cesium over de vaste fase en de waterfase.

- Modellen, welke het gedrag van microverontreinigingen in het aquatisch milieu het beste verklaren, kunnen gebruikt worden als uitgangspunt om het gedrag van cesium te verklaren. Ze kunnen echter niet het volledige gedrag van cesium verklaren.
- De ^{137}Cs accumulatie in de bovenste centimeters van het sediment wordt vooral bepaald door de gehalten aan fractie $< 16 \mu\text{m}$ (filiat) en organisch stof. Hierbij levert laatstgenoemde de grootste bijdrage. De ^{137}Cs activiteit wordt tevens beïnvloed door de pH en de aard van het organisch stof.
- Het verdient aanbeveling om de adsorptie van ^{137}Cs aan organisch stof nader te onderzoeken.

7.4 Algemene aanbevelingen

- Aanbevolen wordt om de radioactiviteitsmetingen in op-

pervlaktewater uit te breiden met de meting van de afzonderlijke γ -nucliden.

- Het bemonsteren van de waterbodem met een box-corer is verre te prefereren boven de bemonstering met een Van Veenhapper.
- Bij bemonstering van de waterbodem dient de uiterste zorg besteed te worden aan de keuze van de lokatie en aan het exact lokaliseren hiervan.
- Het verdient aanbeveling om onderzoek te doen aan de verschillen tussen zwevend stof, bemonsterd met een centrifuge en zwevend stof, bemonsterd met een slibbak.
- Uit berekeningen blijkt dat bij de biota bepaalde groepen, zoals de aalscholver, een aanzienlijke stralingsbelasting moeten hebben opgelopen. Het verdient daarom aanbeveling om fundamenteel onderzoek uit te voeren naar de gevolgen van de radioactieve besmetting op aquatische biota.

Literatuur

- Al79 Alberts, J.J. and Muller, R.N., The Distribution of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , and ^{137}Cs in various Particle Size Classes of Lake Michigan Sediments. *J. Environ. Qual.* 8 (1979), 20.
- Ba87 Baardwijk, F.A.N. van, Vries P.J.R. de en Griffioen P.S., Radio-activiteit in zuiveringsslib ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval. *H2O* 21 (1987), 528.
- Baer87 Baerveldt, A.V., Verspreiding van radionucliden, vrijgekomen bij het kernongeval te Tsjernobyl, in water, bodem en vis in het IJsselmeer. KEMA-rapport 70169-MOB 873160.
- Bar87 Barendsen, G.W. en Kal, H.B., Risicoschattingen voor effecten van lage doses ioniserende straling op de gezondheid. *Milieu* 1 (1987), 7.
- BE86 Berenschot, Evaluatieonderzoek "Tsjernobyl". Rapport nr. 0454, september 1986.
- Be87 Beurskens, J.E.M., Eerste tussentijds verslag van project SM6101: Verspreiding van microverontreinigingen in IJssel, Ketelmeer en IJsselmeer. DBW/RIZA Notitie nr. 87.090X (1987).
- Be88 Beurskens, J.E.M., Hulscher, Th.E.M. ten en Velde, L.E. van der, Verspreiding van microverontreinigingen in IJssel, Ketelmeer en IJsselmeer. DBW/RIZA Werkdocument nr. 88.062X (1988).
- BER84a Rijkswaterstaat, Directie Benedenrivieren. Evaluatie bodemontwikkeling van de Amer in de periode 1971-1982. Nota nr. LTL/84-08 (1984).
- BER84b Rijkswaterstaat, Directie Benedenrivieren. Evaluatie bodemontwikkeling van de Nieuwe Merwede in de periode 1971 t/m 1982. Nota nr. LTL/84-04 (1984).
- BER84c Rijkswaterstaat, Directie Benedenrivieren. Evaluatie bodemontwikkeling van het Hollandsch Diep in de periode 1971-1982. Nota nr. LTL/84-16 (1984).
- BER86 Rijkswaterstaat, Directie Benedenrivieren. Evaluatie bodemontwikkeling van het Haringvliet in de periode 1972-1983. Nota nr. LTL/86-02 (1986).
- BER87 Rijkswaterstaat, Directie Benedenrivieren. De Waterbodem van het Noordelijk Deltabekken deel 1: Een Eerste verkenning. Dordrecht (1987).
- BIG80 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Analysen- und Messanleitungen zur bestimmung der Radioaktivität in Oberflächenwasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben. Oktober 1980.
- BG87 Proceedings van het symposium "Radioactivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bern 1986, Bundesamt für Gesundheitswesen.
- Bi87 Biesiot, W., Stralenbescherming: hoe stevig is de wetenschappelijke onderbouwing? *Milieu* 1 (1987), 12.
- Bl67 Block, W. und Schneider, H., Zur Frage der Belastbarkeit des Rheines mit radioaktiven Nukliden. I. Mitteilung: Sorption von Radionukliden durch den organischen Anteil der Schwebstoffe des Rheines. *gwf-Wasser/Abwasser* 108 (1967), 114.
- Bl82 Blaylock, B.G., Radionuclide Data Bases Available for Bioaccumulation Factors for Freshwater Biota. *Nuclear Safety* 23 (1982), 427.
- Br74 Brisbin, I.L., Beyers, R.J., Dapson, R.W., Geiger, R.A., Gentry, J.B., Gibbons, J.W., Smith, M.H. and Woods, S.K., Patterns of radiocesium in the Sediments of a Stream Channel Contaminated by Production Reactor Effluents. *Health Physics* 27 (1974), 19.
- CBS86 CBS, Algemene Milieustatistiek 1983 - 1985. Staatsuitgeverij 's Gravenhage, 1986.
- CCR86 Coördinatie-commissie voor de Metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen. De radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactorongeval in Tsjernobyl. Oktober 1986.
- CCR86W Coördinatie-commissie voor de Metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen. Werkdocumenten, gebruikt bij het opstellen van het CCRX rapport "De radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactor-ongeval in Tsjernobyl". December 1986.
- CCR88 Coördinatie-commissie voor de Metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen. Rapportage Aanvullende Meetprogramma Tsjernobyl. Juni 1988.
- CEC84 Commission of the European Communities, Radioactive effluents in the waters of the Meuse. Report of Working group 2 of the Committee Radioactive effluents in the waters of the Meuse, december 1984.
- CEC86 Commission of the European Communities, The radiological exposure of the population in the Meuse basin. 1986.
- Co88 Comans, R.N.J., Haller, M. en Weijden, C.H. van der, Reversibiliteit van cesium interactie met kleimineralen, gesuspenseerd slib, en sediment van Nederlandse waterbodems. Instituut voor Aardwetenschappen, afdeling Geochemie, Rijksuniversiteit Utrecht, november 1988.
- Do82 Dobben, W.H. van, The food of the commoner in the Netherlands. *Andrea* 40 (1982), 23.
- ECN88 Sloot, H.A. van der, Tielen, J.A.L.W., Hoede, D. en Wijkstra, J., Interactie van microverontreinigingen met zwevend stof en met de waterbodem onder oxiderende en reducerende omstandigheden. E.C.N. rapport ECN-88-41, 1988.
- Ev83 Evans, D.E., Alberts, J.J. and Clark III, R.A., Reversible Ion-exchange Fixation of Cesium-137 Leading to Mobilization from Reservoir Sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 47 (1983), 1041.
- Ey75 Eyman, L.D. en Kevern, N.R., Cesium-137 and Stable Cesium in a Hypereutrophic Lake. *Health Physics* 28 (1987), 549.
- Fo84 Forgy, J.R. and Epperson, C.E., Distribution of Radionuclides in Dardanelle Reservoir Sediments. *Health Physics* 46 (1984), 335.
- Fr76 Francis, C.W. and Brinkley, F.S., Preferential Adsorption of ^{137}Cs to Micaceous Minerals in Contaminated Freshwater Sediment. *Nature* 260 (1976), 511.
- Fr86 Friedmann, L., Amann, W. und Lux, D., Radioaktive Belastungen des Wassers in Bayern nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. *gwf-Wasser/Abwasser* 127 (1986), 604.
- GEZ84 Gezondheidsraad, Advies inzake stralingsbescherming in Nederland, de ICRP-aanbevelingen in de praktijk. Gezondheidsraad, Den Haag, juli 1984.
- Ha87 Haan, W.F. de en Verwaart, J.W.A., De Verontreinigde Waterbodem van het Hollands Diep en Haringvliet: Problematiek, Effecten en Ontwikkelingen. Samenvatting. DBW/RIZA-notitie nr. 87.089X.
- Hab86 Haberer, K., Umweltradioaktivität und Trinkwasserversorgung. Teil 2: Die Belastung der Luft, der Niederschläge und der Erdoberfläche in Deutschland nach dem Tschernobylunfall. *gwf-Wasser/Abwasser* 127 (1986), 597.
- Hab87a Haberer, K., Umweltradioaktivität und Trinkwasser-

- versorgung. Teil 3: Die Belastung des Oberflächenwassers in Deutschland nach dem Reaktorunfall von Tsjernobyl. gwf/Wasser/Abwasser 128 (1987), 123.
- Hab87b Haberer, K., Umweltradioaktivität und Trinkwasserversorgung. Teil 4: Die Belastung der Gewässersedimente, des Bodens sowie des Grund- und Trinkwassers. gwf/Wasser/Abwasser 128 (1987), 123.
- HAS85 Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Gradientonderzoek Hollands Diep / Haringvliet. Haskoning, rapport nr. 1568.02, februari 1985.
- HCP86 Handbook of Chemistry and Physics (Weast, R.C., Editor-in-Chief), 67th edition, CRC Press Inc., Boca Raton (1986).
- He87 Hettling, H.K., De verspreiding van cesium-134 en cesium-137 in het zoete aquatisch milieu. Literatuuronderzoek. DBW/RIZA-notitie 87.071x.
- He87a Hettling, H.K., Radioactiviteit na "Tsjernobyl". Cesiumverspreiding in Rijkswateren t.g.v. het "Tsjernobyl" ongeval: eerste resultaten en aangepast onderzoeksplan D.B.W./RIZA. DBW/RIZA notitie nr. 87.014x (1987).
- He88 Heijningen, R.J.J., Bartels, J.H.M., Ackers, J.G., Hogeneweg, B., Jong, P. de, Rijn, H.T.U. de en Walle, F.B. de, Beleidsimplicaties met betrekking tot regelbare vormen van achtergrondstraling; definitiestudie van de milieuhygiënische, economische en bestuurlijke aspecten. Ministerie van V.R.O.M., Directie Stralenbescherming, 's Gravenhage, 1988.
- IAEA76 International Atomic Energy Agency, Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Technical reports series No. 172, Wenen, 1976.
- ICRP77 International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 26. Pergamon Press, 1977.
- ICRP79 International Commission on Radiological Protection, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP publication 30. Pergamon Press, 1979.
- IMP86 Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van VROM. De Waterkwaliteit in Nederland. Indicatief meerjarenprogramma water 1985 - 1989.
- IMPM Ministerie van V.R.O.M., Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986 - 1990. 's Gravenhage, 1985.
- IMPS Ministerie van V.R.O.M., Indicatief Meerjaren Programma Straling 1985 - 1989. 's Gravenhage, 1984.
- Ki84 Kirchmann, R., Exposition Radiologiques des Populations du Bassin de la Meuse. Septembre 1984.
- Ko88 Kooij, L.A. van der, Verdelingscoëfficiënten metalen. DBW/RIZA notitie
- LAC87 Ministerie van Landbouw en Visserij. Verslag van de werkzaamheden van de landbouwadviesscommissie milieukritische stoffen in 1986. Den Haag, augustus 1987.
- Me87 Meijer, R.J. de. Bepaling van de cesiumradioactiviteit in monsters oppervlaktewater. KVI-rapport 1987.
- Mu83a Mundschenk, H., Zur Sorption von Cäsium an Schwebstoff und Sediment des Rheins am Beispiel der Nuklide Cs 133, 134 und 137. Teil I: Naturmessungen. DGM 27 (1983), 12.
- Mu83b Mundschenk, H., Zur Sorption von Cäsium an Schwebstoff und Sediment des Rheins am Beispiel der Nuklide Cs 133, 134 und 137. Teil II: Laboruntersuchungen. DGM 27 (1983), 62.
- Mu86 Mundschenk, H., Über Auswirkungen des Unfalls im Russischen Kernkraftwerk Tsjernobyl in Deutschen Oberflächen- gewässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-0363.
- Mu87 Munster, G. van. Gamma-spectrometrie met een halfgeleider detector. DBW/RIZA-notitie 87-016x.
- PI75 Vanderploeg, H.A., Parzyck, D.C., Wilco, W.H., Kerroher, J.R. en Kaye, S.V., Bioaccumulation Factors for Radionuclides in Freshwater Biota. ERDA Report ORNL-5002, Oak Ridge National Laboratory (1975).
- RIVM88 Mattern, F.C.M., Drost, R.M.S., Glastra, P., Koolwijk, A.C. en Zanten, R. van, Onderzoek naar de radioactiviteit van oppervlaktewater. Resultaten 1986. R.I.V.M. rapport 247901004, 1988.
- RPD87 Donselaar, J. van; Herder, C.P. den, Huut, H.R. van, Regt, A.L. de, Veen, J.W.A. van, en Wychers, J.W.G., De Grote Wateren. Een Ruimtelijke Visie. Rijksplanologische Dienst (1987).
- RU86 Rijkswaterstaat en Unie van Waterschappen. Evaluatie gevolgen Tsjernobyl. Den Haag, oktober 1986.
- RW76 Waterstaatkundige werken en waterkwaliteit in het IJsselmeergebied. ZZW-RIZA-RIJP-nota 286, februari 1976.
- Sch68 Schneider, H. und Block, W., Zur Frage der belastbarkeit des Rheins mit radioaktiven Nukliden. III. Mitteilung: Sorption von Radionukliden durch Sedimente des Rheins., gwf-Wasser/Abwasser 109 (1968), 1410.
- SOV87 SOVON 1987, Atlas van de Nederlandse Vogels SP80 Commissie Spaarbekken IJsselmeer, Rapport, september 1980.
- SPH88 Stuurgroep Project Herbezinging, Economische schade van een ongeval met een kerncentrale: Gevolgen van radioactieve besmetting van oppervlaktewater. Rapport nr. SPH06-15 (1988).
- Su86 Surbeck, H. and Voelke H., Radionuclide Content vs. Grain Size in Soil Samples. presented at 5th Symposium on Environmental Radiochemical Analysis, 1 - 3 okt. 86, Harwell.
- Th86 Thomas, A.J. and Martin, J.M., First assessment of Chernobyl radioactive plume over Paris. Nature 321 (1986), 817.
- Tij86 Tijssen, J.P.F., Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne, directie stralenbescherming, Interne notitie. Leidschendam, 2 juni 1986.
- Tr86 Trouwborst, T., Tijssen, J.P.F., Veen, R. van en Frisel, H.J., Verspreiding van de radioactiviteit van Tsjernobyl in Nederland betekenis voor de drinkwatervoorziening. H2O 19 (1986), 260.
- UW86 Unie van Waterschappen. Risico-analyse afzet zuiveringsstrib met betrekking tot radio-activiteit in verband met ongeval kerncentrale Tsjernobyl. juli 1986.
- Ve87 Veen, R. van, Oirschot, M.C.M. van, Uunk, E.J.B. en Baardwijk, F.A.N. van. Radioactieve besmetting ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval in oppervlaktewater, zwevende stof en zuiveringsstrib. DBW/RIZA-nota 87.017.
- Vr86 Vries, P.J.R. de, en Leenen, J.M.J., Tsjernobyl en Waterbeheer. Waterschapsbelangen 71 (1986), 386.
- ZZW86 Rijkswaterstaat directie Zuiderzeewerken, Beheersmaatregelen in het Centrale Merengebied (IJsselmeergebied) i.v.m. verhoging van de radio-activiteit door de ramp in Tsjernobyl. Rapport nr. TVW 156 (1986).

Radio-activiteit in zuiveringsslib ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval

1. Inleiding

Op 26 april 1986 vond in de Russische kerncentrale te Tsjernobyl een ongeval plaats. De ontstane grafietbrand bracht de radio-activiteit hoog in de atmosfeer. Als gevolg hiervan bereikte op 2 mei een radio-actieve luchtstroming Nederland. Door de regenval op 3 en 4 mei kwamen belangrijke hoeveelheden radio-nucliden op het aardoppervlak terecht en vertoonden watermonsters uit het IJsselmeer en de grote rivieren verhoogde stralingsniveaus.



F. A. N. VAN BAARDWIJK
Dienst Binnen-
wateren/RIZA



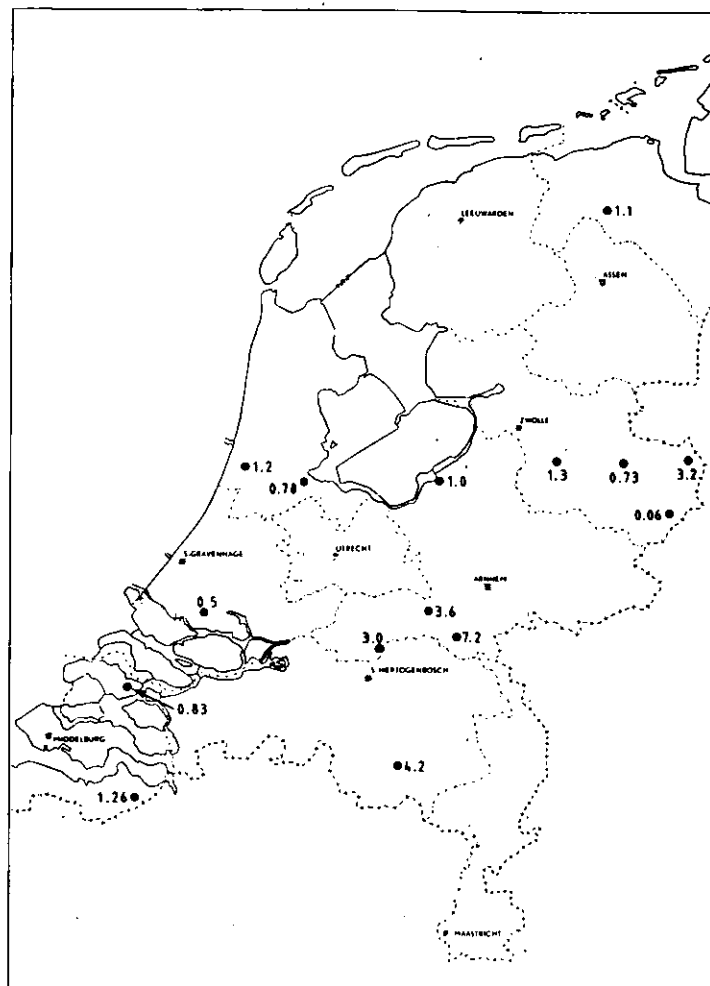
P. J. R. DE VRIES
Unie van
Waterschappen



P. S. GRIFFIOEN
Dienst Binnen-
wateren/RIZA

Vanaf die tijd was 'Tsjernobyl' een hot item onder meer voor de waterbeheerders. Op 29 april riep de Nederlandse regering een bestuurlijke coördinatiegroep in het leven die als taak kreeg om alle activiteiten die uit het Tsjernobyl-ongeval voortvloeiden te coördineren. Deze bestuurlijke coördinatiegroep werd bijgestaan door een technische werkgroep die op zijn beurt taakgroepen instelde voor afzonderlijke deelproblemen die ieder op zich een specifieke deskundigheid vereisten. Dit alles om snel en efficiënt te kunnen werken. In de Taakgroep Waterhuishouding hadden naast vertegenwoor-

Afb. 1 - Spreiding van de onderzochte rwzi's over het land en de in het slib gemeten Cs-137 waarden in kBq/kg ds.



digers van Rijkswaterstaat (hoofddirectie, regionale directies, Dienst Binnenwateren/RIZA) ook vertegenwoordigers van de Unie van Waterschappen zitting. Het opzetten en coördineren van een uitgebreid meetnet om de radio-activiteit te meten en het verloop daarvan te volgen was één van de eerste acties van de werkgroep. Onder andere werd een meetprogramma opgezet voor analyses in oppervlaktewater, zwevend rivierslib, waterbodan en

organismen. Daarnaast zijn radio-activiteitsmetingen uitgevoerd aan zuiveringsslib. Een overzicht van het meetprogramma en de eerste voorlopige resultaten zijn al eerder gepubliceerd [lit. 1 en 8]. In dit artikel wordt meer uitgebreid ingegaan op de resultaten van het onderzoek naar de radio-activiteitsmetingen in het zuiveringsslib en de conclusies die daaruit getrokken kunnen worden over de afzet van het slib in de landbouw en over het uitgevoerde onderzoek zelf.

TABEL II - Overzicht radio-activiteitsmetingen in zuiveringsslib.

Datum	rwzi	Totaal bèta-activiteit in kBq/kg ds	Cesium-137 in kBq/kg ds	Slibsoort
28 05	Dodewaard	—	3,6	na-indikker
28 05	Nijmegen	—	7,2	uitgegist
29 05	Eindhoven	29,2	4,2	vers
29 05	Groningen/Garmerwolde	7,02	1,11	na-indikker
30 05	Amsterdam-Oost	4,3	0,78	uitgegist
30 05	Den Bosch	13,14	3,0	uitgegist
30 05	Haarlem	8,07	1,2	uitgegist
30 05	Harderwijk	6,97	1,0	uitgegist
30 05	Kralingse Veer	3,74	0,5	uitgegist
2 06	Denekamp	24,8	3,2	ingedikt surplus
2 06	Enschede Zuid ¹	1,92	0,06	ingedikt surplus
2 06	Nijverdal	8,47	1,3	ingedikt surplus
4 06	Almelo Sumpel	6,19	0,73	ingedikt surplus
5 06	Hulst	—	1,26	na-indikker
5 06	Mastgat	—	0,85	slibbed

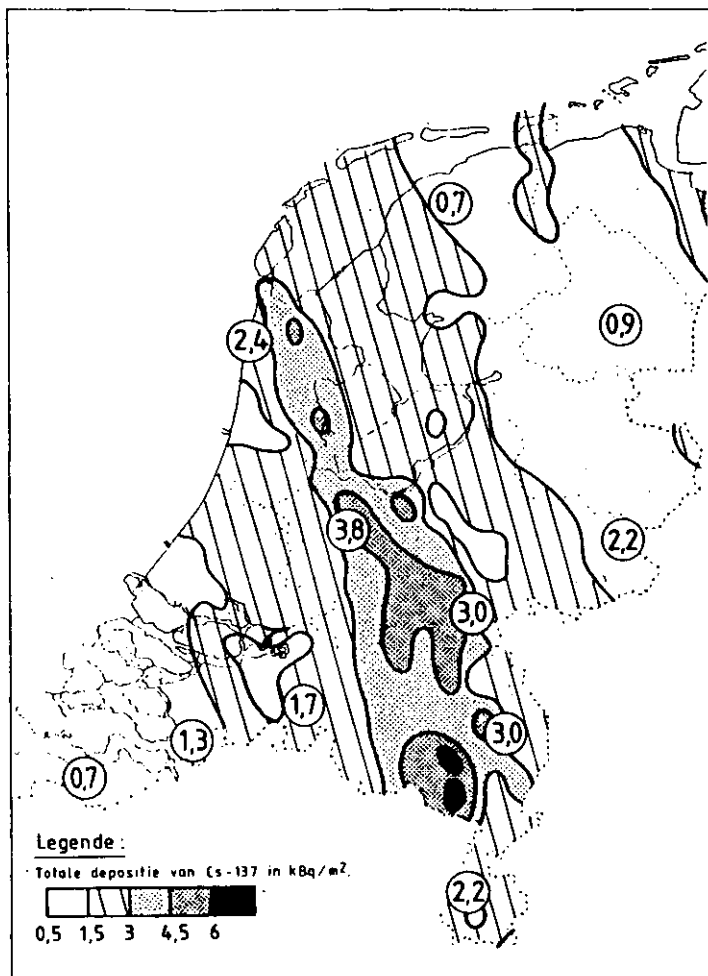
¹ gescheiden rioolsysteem

2. Depositie en niveaus van radio-activiteit

Uit onderzoek van DBW/RIZA bleek dat volgend op het Tsjernobyl-ongeval het zwevende rivierslib een verhoogde radio-activiteitsconcentratie bezat. Verwacht werd dat door adsorptie van radio-nucliden aan

TABEL I - Verdeling van totaal bèta-activiteit over de vaste- en de waterfase.

	Slib 1	Slib 2
Vaste stof (g/l)	39,0	29,6
Totaal bèta-activiteit in slib (Bq/kg ds)	8.417	24.214
Totaal Bèta-activiteit in waterfase (Bq/l)	14,0	17,3
Totaal bèta-activiteit aan slib (%)	95,9	97,6



Afb. 2 - Kaart van Nederland met isodepositielijnen voor de geschatte lokale natte plus droge depositie van Cs-137. Berekend door het RIVM met behulp van een regenkaart van het KNMI. Omcirkelde waarden: gemeten natte depositie plus geschatte droge depositie van Cs-137 in kBq/m².

particulair materiaal ook het zuiveringsslib een verhoogde activiteit zou gaan vertonen, zij het met enige vertraging gelet op de verblijftijd (gemiddeld 30 dagen) van het slib in de rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's). Begin mei 1986 zijn daarom slechts incidenteel radio-activiteitsmetingen aan zuiveringsslib (surplusslib) uitgevoerd. De resultaten wezen, zoals verwacht kon worden niet op een significante verhoging.

Eind mei 1986 werd een gestructureerd doch globaal bemonsteringsprogramma opgezet en kwamen meer radio-activiteitsgegevens van een elftal rwzi's, verdeeld over het gehele land, beschikbaar. In de aangevoerde monsters werden zowel de totaal- β -activiteit (door DBW/RIZA) als het langlevende nuclide Cesium-137 (door RIVM) gemeten. Uit een tweetal metingen in zowel de vaste als de waterfase werd vastgesteld dat circa 96% van de totaal- β -activiteit in de aangevoerde slib-watmengsels aan het slib was gehecht (tabel I). De maximale gemeten activiteit van het langlevende nuclide Cesium-137 in het zuiveringsslib van verschillende rwzi's verspreid over het gehele land is weergegeven in tabel II. Uit deze globale inventarisatie van eind mei

1986 blijkt een grote spreiding in de mate van radio-actieve besmetting. Zo variëren de activiteiten van Cesium-137 van 0,06 tot 7,2 kilo becquerel per kilogram droge stof (kBq/kg ds) in respectievelijk het slib van de rwzi's te Enschede-Zuid en Nijmegen. Deze grote regionale verschillen in de mate van besmetting zijn naar verwachting terug te voeren op de verschillen in de depositie die begin mei 1986 heeft plaatsgevonden. Vooral in een smalle strook van Weert in het zuidoosten tot Den Helder in het noordwesten vielen 3 en 4 mei 1986 grote hoeveelheden radio-actief besmette regen. Naast deze 'natte' depositie vond er ook nog een zogenaamde droge depositie plaats. Hieronder wordt verstaan het neerdalen van stofdeeltjes zonder dat er regen valt. In afb. 1 is de ligging van de rwzi's en de Cesium-137-activiteit die eind mei/begin juni 1986 in het slib gemeten is, weergegeven. De verwachte relatie tussen de activiteitsconcentratie in het slib en de grootte van de depositie die begin mei heeft plaatsgevonden, wordt bevestigd door de door het RIVM, met behulp van een regenkaart van het KNMI, berekende totale depositie (zowel nat als droog) van het radio-actieve nuclide Cesium-137 (afb. 2) te ver-

gelijken met de zuiveringsslibgegevens. Hieruit blijkt dat de installaties waarvan het slib een hoge besmettingsgraad heeft, liggen in de gebieden met een grote depositie. De grootte van de depositie blijkt bepalend te zijn voor de mate waarin het zuiveringsslib is verontreinigd. Deze conclusie wordt ondersteund door de radio-activiteit van het slib afkomstig van de rwzi Enschede-Zuid, die afvalwater zuivert afkomstig van een gescheiden rioolsysteem, te vergelijken met de activiteiten van het slib afkomstig van de naburig gelegen installaties Almelo-Sumpel en Denekamp, die zowel huishoudelijk afvalwater als van verhard oppervlak afstromend regenwater zuiveren. Uit tabel II blijkt dat de activiteiten van Cesium-137 in het slib van Almelo-Sumpel en Denekamp ruim tien- tot vijftigmaal hoger liggen dan de activiteit in het slib van de rwzi Enschede-Zuid. De depositie en de mate van afvoer daarvan op de rioolwaterzuiveringsinstallaties is dus bepalend voor de activiteit in het slib.

3. Activiteitsverloop

Op grond van de resultaten van het bovenvermelde meetprogramma werd besloten het verloop van de radio-activiteit in het slib met de toen bekende hoogste concentratie, zijnde Eindhoven (Nijmegen was nog niet bekend) en de activiteit in het slib van de installatie met de landelijk gezien gemiddelde waarde, zijnde Haarlem-Waarderpolder te volgen. Door bij deze rwzi's tevens de verschillende slibsoorten in het vervolgonderzoek te betrekken is getracht een beeld van de verdeling van de radio-activiteit over de gehele installatie te verkrijgen. Voor een goed begrip zijn enkele karakteristieken (capaciteit, slibleeftijd en gisting) van de in dit artikel betrokken rwzi's en van een 'theoretische' rwzi en een aanduiding van de monsterpunten opgenomen in het hierna volgende overzicht.

De bemonsteringen werden uitgevoerd op 23 en 30 juni, 7 juli, 26 augustus, 8 en 22 september en 6 en 20 oktober 1986. Van de verkregen slibmonsters werd de totaal- β -activiteit bepaald en van enkele monsters ook de activiteit van de afzonderlijke nucliden. Het verloop van de β -activiteit is weergegeven in afb. 3. Uit deze afb. blijkt dat de afname van de radio-actieve besmetting in de verschillende slibsoorten afkomstig van de installatie te Eindhoven volgens een identiek patroon verliep, waarbij de niveaus in het primaire slib beneden die van het secundaire slib lagen. Geheel volgens de verwachting bevonden de gehalten die gemeten werden in het verse slib, zijnde een mengsel van primair en secundair slib, zich tussen de activiteitswaarden van de afzonderlijke slibsoorten in. Eind oktober bereikten de totaal- β -

activiteiten een niveau dat overeenkwam met de gemiddelde achtergrondwaarden van 0,8 kBq/kg ds, die in de periode tussen 1973 en 1976 in het slib van de installatie te Eindhoven gemeten zijn. De achtergrondwaarde komt overeen met in Duitsland gemeten achtergrondwaarden van 0,5-1 kBq/kg ds in de periode 1963 tot 1985 [lit. 7].

De afname van de activiteiten van het primair en secundair slib van de installatie te Haarlem verliepen volgens hetzelfde patroon als die van de slibsoorten te Eindhoven. De afname van de activiteiten van het uitgegiste slib verloopt echter minder snel hetgeen verklaard kan worden door de relatief lange verblijftijd van het slib in de gistingstanks van ongeveer 60 à 70 dagen.

OVERZICHT.

Eindhoven	
Actief-slibinstallatie	: 750.000 i.e., waarvan 550.000 huishoudelijk.
Slibleeftijd	: 9 dagen.
Dwa (droogweerafvoer)	: 10.000 m ³ /h.
Rwa (regenweerafvoer)	: 25.500 m ³ /h.
Slibverwerking	: indikking en filtratie in Mierlo.
Bemonstering van	
- primair slib	: monster uit voorbezinktank;
- secundair slib	: monster uit nabezinktank;
- 'vers' slib	: monster van te Mierlo te verwerken slib vóór indikking zijnde een mengsel van primair en secundair slib.

Haarlem-Waarderpolder	
Actief-slibinstallatie	: 175.000 i.e., waarvan 152.000 huishoudelijk.
Slibleeftijd	: 10 dagen.
Dwa	: 2.500 m ³ /h.
Rwa	: 5.000 m ³ /h.
Slibverwerking	: vóórgisting gevolgd door nagisting met een totale verblijftijd van 60 à 70 dagen.
Bemonstering van	
- primair slib	: monster uit voorbezinktank;
- secundair slib	: monster uit nabezinktank;
- 'uitgegist' slib	: monster van slib afgetapt uit de nagisting.

Nijmegen	
Actief-slibinstallatie	: 285.000 i.e.
Slibleeftijd	: 17 dagen.
Dwa	
Rwa	
Slibverwerking	: gisting met een verblijftijd van 30 dagen.
Bemonstering van	
- primair slib	: monster uit voorbezinktank;
- secundair slib	: monster van surplusslib;
- 'uitgegist' slib	: monster van slib afgetapt uit de nagisting.

Theoretische rwzi	
Actief-slibinstallatie	: 62.000 i.e.
Slibleeftijd	: 10 dagen.
Dwa	
Rwa	
Slibverwerking	: gisting met een verblijftijd van 30 dagen.
Bemonstering van	
- primair slib	: monster uit voorbezinktank;
- secundair slib	: monster van surplusslib;
- 'uitgegist' slib	: monster van slib afgetapt uit de nagisting.

Van de meeste slibsoorten ontbreken de radio-activiteitsniveaus van begin mei 1986. Vanaf begin juni 1986 worden slechts afnemende concentraties gemeten. Deze afname wordt enerzijds veroorzaakt door de verdunning van het besmette slib met nieuw, minder besmet of onbesmet slib en anderzijds door radio-actief verval. Vanaf augustus 1986 is de afname vrijwel uitsluitend afhankelijk

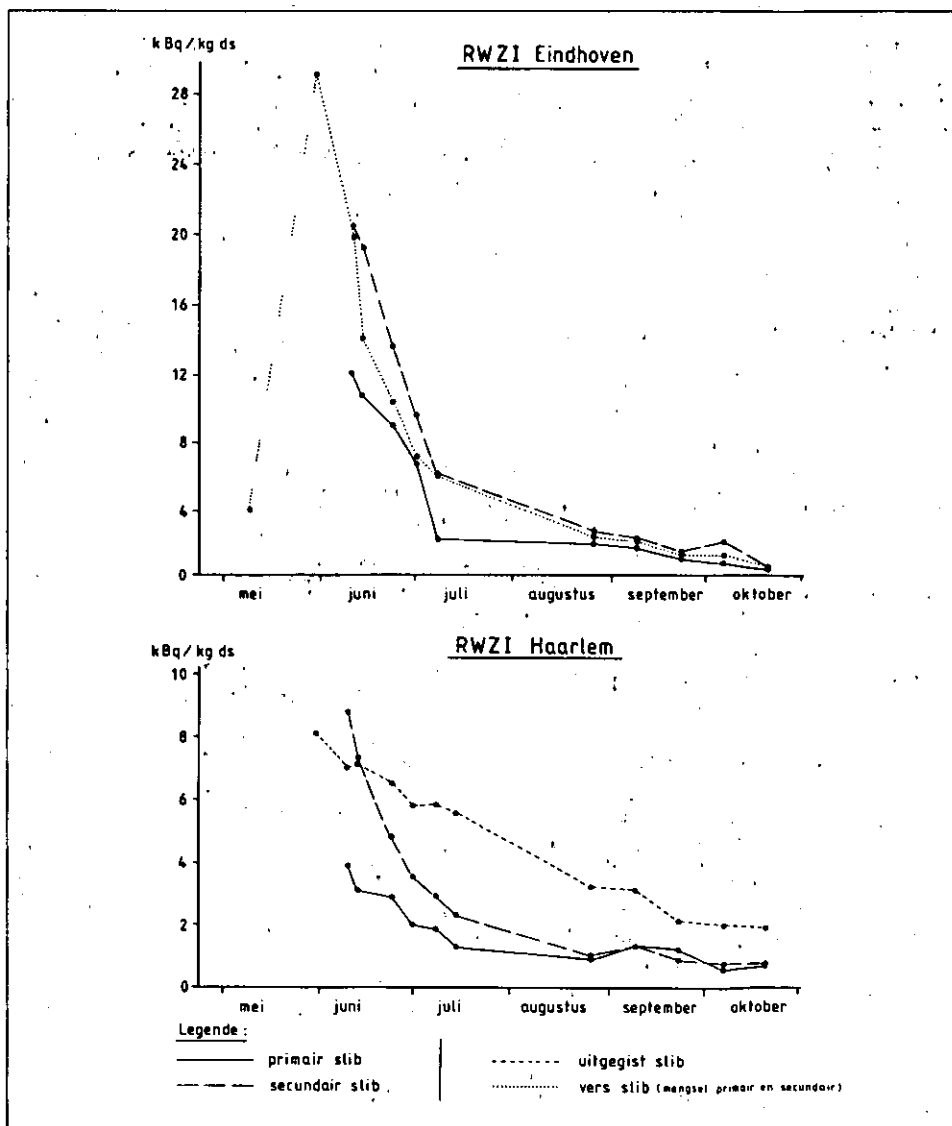
van het verdunningseffect. Het radio-actief jodium is dan vrijwel geheel verdwenen (zie tabel III). Het verval van langlevende nucliden als Cesium is te verwaarlozen. De afname van het radio-actief Cesium en Ruthenium is dan ook geheel toe te schrijven aan het verdunningsproces. In het meetprogramma zijn - de meting van begin mei 1986 te Eindhoven uitgezonderd - afnemen-

TABEL III - Radio-activiteit van de afzonderlijke nucliden in het slib van de rwzi te Eindhoven en Haarlem in kBq/kg ds.

Datum	rwzi	Nucliden activiteit kBq/kg ds					Slibsoort
		Cs-137	Cs-134	J-131	Ru-103	Ru-106	
29 05	Eindhoven	4,2	1,8	0,82	12,0	4,7	Vers
23 06	Eindhoven	0,46	0,20	0,06	1,27	0,41	Vers
30 06	Eindhoven	2,25	1,04	0,08	3,80	2,09	Vers
7 07	Eindhoven	2,40	1,30	n.a.	3,90	2,2	Vers
22 09	Eindhoven	0,83	0,38	0,12	0,33	0,67	Sec. slib
30 05	Haarlem	1,2	0,50	0,22	4,4	1,6	Uitgegist
23 06	Haarlem	2,3	1,1	0,16	5,0	2,2	Primair
30 06	Haarlem	0,63	0,29	0,08	1,1	0,66	Primair
7 07	Haarlem	0,79	0,40	n.a.	1,3	0,34	Primair
14 07	Haarlem	0,45	0,25	n.a.	0,65	0,31	Primair

n.a. = niet aantoonbaar.

Afb. 3 - Verloop van de totaal β -activiteit in verschillende slibsoorten van de rwzi te Eindhoven en Haarlem.



de waarden gemeten. De meting van de afzonderlijke nucliden van 23 juni 1986 verstoort dit beeld. Aangezien de totaal- β -meting wel goed binnen de meetreeks past, moeten de Cesiumwaarden van dit meetpunt met reserve worden behandeld. Door de toch algemeen aanwezige dalende tendens kunnen het tijdstip en de grootte van de piek van de activiteit in het slib niet zonder meer worden vastgesteld.

De werkelijke maxima behoeven dus niet samen te vallen met de maximale gemeten waarden welke in het onderzoeksprogramma zijn waargenomen. Deze werkelijke maxima kunnen mogelijk voor eind mei 1986 reeds zijn bereikt. Voor een schatting van de risico's van het omgaan met of het gebruik van zuiveringsslib in de landbouw is het gewenst van de werkelijke maximale waarden uit te gaan.

4. Benadering maximale waarden

Een grove schatting van de piekgrootte is te verkrijgen door gebruik te maken van:

- neerslaggegevens in kBq Cesium-137 per m^2 , zijnde 1,5 kBq/ m^2 voor Haarlem en 3 kBq/ m^2 voor Eindhoven [lit. 3];
- gegevens betreffende het op de onderzochte rwzi's afvoerend verhard oppervlak op basis van 50 m^2 per inwoner;
- de hoeveelheden slib in de rwzi's, op basis van 60 gram onvergist droog slib per i.e. per dag of 42 gram vergist droog slib per i.e. per dag [lit. 4];

d. veronderstellingen over de concentratie en het tijdstip waarop het besmette materiaal de rwzi bereikt. Dit wordt onder andere bepaald door een vertraging van het transport naar en door de riolering, hechting van radio-actief materiaal aan straatvuil en rioolslib en door verdunning met reeds aanwezig onbesmet materiaal in het riool en in de zuiveringsinstallatie (verblijftijd). Voorts dient te worden opgemerkt dat de hoeveelheid van de radio-actieve natte depositie die via de riolering de rwzi bereikt kleiner kan zijn dan men op grond van neerslaggegevens en afvoerend verhard oppervlak zal verwachten door tijdens onweersbuien optredende riooloverstorten alsmede door infiltratie.

Om een indruk te krijgen van de te verwachten waarden is het gehele proces van transport door de riolering en de rwzi gemodelleerd. Daarbij is uitgegaan van de volgende gegevens en veronderstellingen:

- de uitgerende hoeveelheid Cesium wordt voor circa $\frac{1}{3}$ deel in een watervolume van $1\frac{1}{2}$ dwa gedurende 4 dagen naar de rwzi afgevoerd. Aanvoer gedurende kortere tijd had nauwelijks effect op de piek in het uitgegiste slib;

- gezien de droge periode na de regen van begin mei 1986 is een verblijftijd van 30 dagen in de riolering voor het overige deel

van het Cesium aangenomen. Zowel een langere als een kortere verblijftijd leidde tot een kleinere piek in het uitgegiste slib en een afnemende correlatie tussen model- en meetwaarden;

- de voorbezinktank van de rwzi's wordt als scheidingstechniek voor opgelost en aan slib geadsorbeerd Cesium beschouwd; dus zonder verblijftijd;
- voor de verdelingscoëfficiënt van Cesium tussen slib en water is 30.000 liter per kilo [lit. 10] aangenomen;
- de verblijftijd van het slib in de indikker vóór gisting bedraagt 3,5 dag;
- in de beluchting adsorbeert al het Cesium aan het slib;
- verblijftijden voor beluchting en gisting zoals reeds eerder aangegeven.

Een schema van het model is gegeven in afb. 4. Met het model zijn naast piek-karakteristieken voor de rwzi's van Haarlem en Eindhoven tevens die van Nijmegen en de theoretische rwzi's berekend. De resultaten zijn weergegeven in tabel IV.

Door de in tabel IV weergegeven berekende tijdstippen voor het optreden van de maxima te vergelijken met de tijdstippen waarop maxima gemeten zijn (tabel III) blijkt dat in het primaire, secundaire en verse slib ná het optreden van de piek is gemeten en dat in het

uitgegiste slib (lange verblijftijd) tijdens of juist voor de piek is gemeten.

Ter illustratie van het totale beeld is het verloop van de Cesium-137-activiteit in de diverse slibsoorten voor de rwzi Haarlem weergegeven in afb. 5. Hieruit blijkt dat gedurende een korte tijd hoge concentraties in het primaire slib aanwezig zijn. Indien deze hoogbelaste hoeveelheid apart zou kunnen worden opgevangen, zou dit tot een belangrijke verlaging van het radio-activiteitsniveau in het uitgegiste slib kunnen leiden.

Uit het voorgaande blijkt dat met het uitgevoerde meetprogramma op zich geen maximale Cesium-137-waarden in het zuiveringsslib zijn verkregen. Dit werd veroorzaakt doordat enerzijds te laat gestart is met het verrichten van metingen, anderzijds door de aard van de metingen. Vele meetwaarden van de totaal- β -activiteit stonden ter beschikking maar slechts weinig van de afzonderlijke nucliden. Dit laatste is vooral veroorzaakt door de beperkte analysecapaciteit in Nederland voor deze afzonderlijke nucliden, waardoor het aanbod van monsters bij, in dit geval, het RIVM bijzonder groot was en dus uiterste terughoudendheid bij het aanbieden van extra monsters werd betracht. Inmiddels is DBW/RIZA door aanschaf van een halfgeleider-

TABEL IV - Karakteristieken van Cesium-137 pieken in diverse slibsoorten.

rwzi	Slibsoorten								
	Primair			Secundair			Uitgegist		
	h	t	td	h	t	td	h	t	td
Haarlem	14,5	9 mei	5	3,8	14 mei	29	2,1	15 juni	105
Eindhoven				6,7	14 mei	26	16,0	10 mei	11*
Nijmegen	24,5	10 mei	7	6,8	18 mei	37	5,9	6 juni	76
Theoretisch				4,1	14 mei	27	3,0	6 juni	68

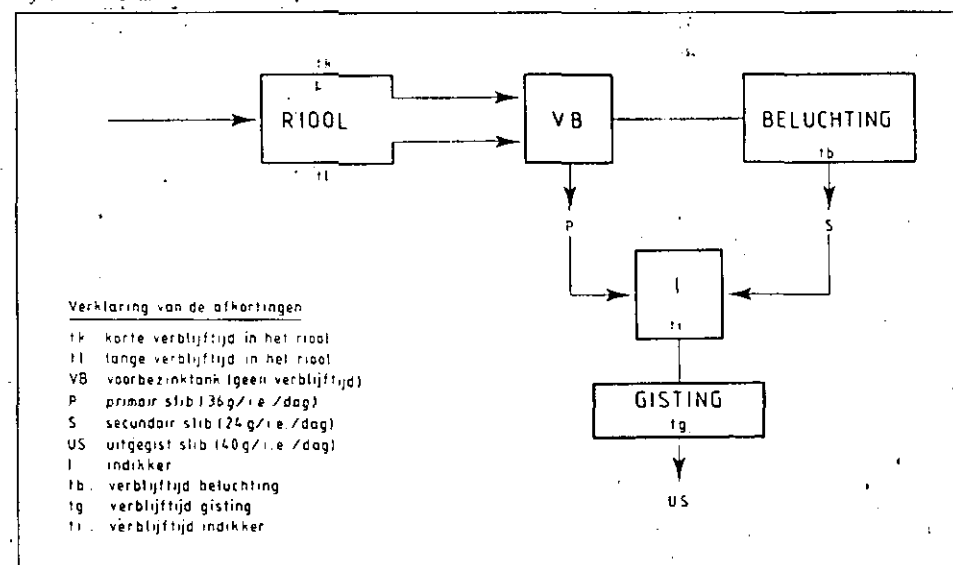
h = piekhoogte (kBq/kg ds);

t = datum in 1986 van de piek;

td = tijdsduur van de piek op halve hoogte in dagen.

* = vers

Afb. 4 - Schema van het model.



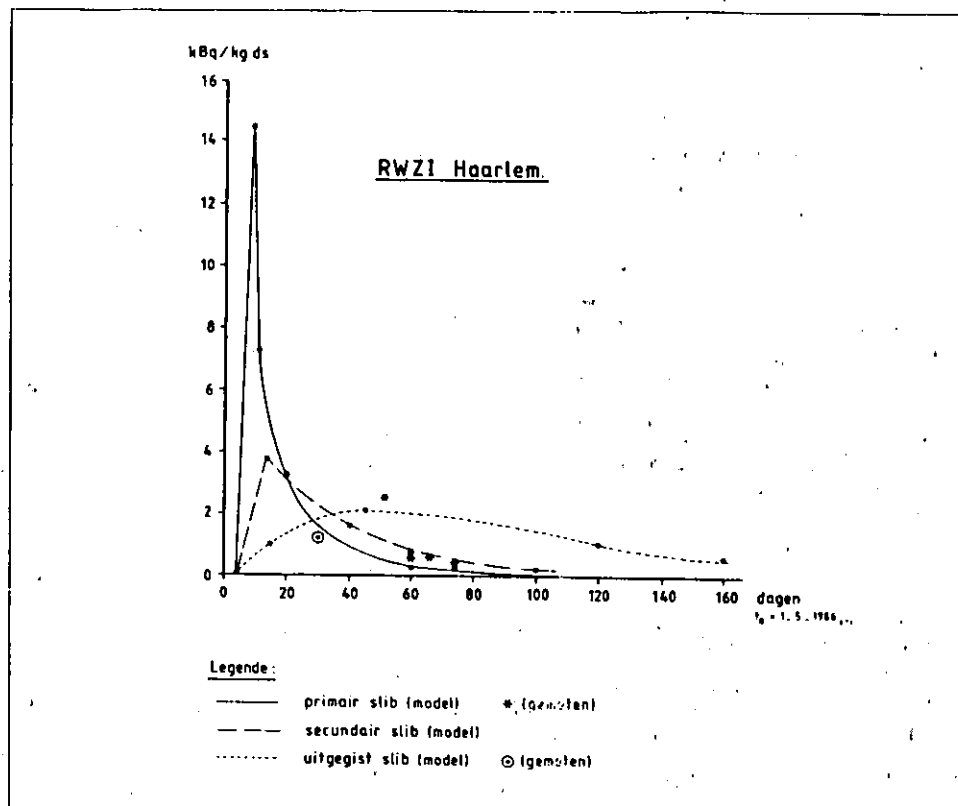
detector zelf in staat dergelijke analyses uit te voeren [lit. 5].

Voor risico-analyses zijn gegevens over afzonderlijke nucliden noodzakelijk. Omrekenen van totaal-bèta-activiteiten naar een afzonderlijk nuclide is niet mogelijk omdat bij de totaal-bèta-meting een sommatie wordt verkregen van de diverse nucliden die door verschil in radio-actief verval niet steeds in een constante verhouding aanwezig zijn.

Om met de weinige beschikbare metingen van Cesium-137 toch een maximum in het slib te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van een model. De realiteitswaarde van de hiermee verkregen Cesium-137-concentraties in het slib kan worden getoetst door deze concentraties te vergelijken met die welke in West-Duitsland zijn gemeten. De hoogste gevonden Cesium-137-waarden in het surplus-slib van de rwzi's in Zuid-Duitsland variëren van 14 tot 66 kBq/kg ds [lit. 6]. De radio-actieve depositie in Beieren was vijf- à tienmaal groter dan in Nederland [lit. 3]. Rekeninghoudend met deze factor zijn in Nederland Cesium-137-concentraties in het surplus-slib te verwachten van 1,4 tot 13,2 kBq/kg ds. De berekende waarden in het surplus-slib bij de onderzochte rwzi's variëren van 3,8 tot 6,8 kBq/kg ds en liggen dus binnen de te verwachten range. Omdat het model een aantal veronderstellingen bevat, kan aan de berekende waarden geen absolute betekenis worden toegekend. Wel kan worden gesteld dat de berekende waarden een orde van grootte aangeven die redelijk in overeenstemming zal zijn met de werkelijkheid.

5. Afzet in de landbouw

Het zuiveringsslib als meststof in de landbouw zal voornamelijk in de omgeving van een rwzi afgezet worden. Dit kan ertoe leiden dat de landbouwgronden in die gebieden die gekenmerkt worden door een hoge mate van depositie, extra belast worden met relatief sterk verontreinigd radio-actief zuiveringsslib. Bij het opstellen van een risico-analyse voor de afzet van radio-actief besmet zuiveringsslib in de landbouw moet met dergelijke extreme situaties rekening worden gehouden. Al in juli 1986 is op basis van een risico-analyse vastgesteld dat de radio-actieve besmetting van het zuiveringsslib zo gering is dat maatregelen voor de afzet op bouw- en grasland niet aan de orde waren [lit. 2]. Deze risico-analyse ging uit van de toen bekende hoogst gemeten Cesiumwaarde van 4,2 kBq/kg ds. In de analyse werden gangbare normen betrokken. Op basis van de model-berekeningen moet echter worden geconcludeerd dat de hoogste waarde 16 kBq/kg ds (tabel IV) heeft bedragen. Dit betreft echter slib uit Eindhoven, dat niet in de landbouw wordt



Afh. 5 - Verloop van Cs-activiteit zoals verkregen uit het gebruikte model, alsmede de gemeten waarden in de diverse slibsoorten in de rwzi Haarlem.

afgezet. De waarden voor de overige rwzi's liggen wel in dezelfde orde van grootte (2,1-5,9 kBq/kg ds) als die waarmee de risico-analyse is uitgevoerd zodat de conclusie over de afzet onverkort overeind blijft. Vermeldenswaard is verder dat ook in West-Duitsland geen bijzondere eisen aan de afzet van slib naar de landbouw zijn gesteld [lit. 9], terwijl Cesium-137 activiteiten tot 30 kBq/kg ds bekend waren [lit. 7].

6. Samenvatting en conclusie

Uit het onderzoek blijkt dat de mate van radio-actieve verontreiniging van zuiveringsslib afhankelijk is van de depositie; hierdoor kunnen regionaal grote verschillen in de mate van besmetting worden waargenomen. De radio-activiteit in de installaties bleek voor 96% aan het slib te zijn gehecht. De gemeten totaal-bèta-concentraties variëren van 1,9 kBq/kg ds bij een installatie met een gescheiden rioolstelsel tot 29,2 kBq/kg ds voor een installatie met een gemengd stelsel en gelegen in het gebied met belangrijke regenval ten tijde van de radio-actieve wolk.

Al de genoemde waarden hebben betrekking op metingen uitgevoerd eind mei/begin juni 1986. Daarna zijn vrijwel steeds lagere waarden gevonden. De snelle afname van de radio-activiteit is voornamelijk toe te schrijven aan het verdunnings-effect en slechts in zeer beperkte mate aan het verval

van kortlevende nucliden. Het achtergrond-niveau (van de totaal-bèta-activiteit = 0,8 kBq/kg ds) werd in Eindhoven eind oktober 1986, zes maanden na het ongeval, bereikt. In installaties met langere slib-verblijftijden (> 30 dagen) zal het achtergrondniveau later bereikt worden.

Een piekbelasting is in de uitgevoerde serie metingen niet waargenomen. Door modelering zijn de piekwaarden en tijdstippen benaderd. Hieruit blijkt dat de piek in het primaire slib rond 10 mei is opgetreden, in het secundaire slib rond 14 mei en in het uitgesteerd slib rond 10 juni 1986. Dit betekent dat in het primaire en secundaire slib te laat met het verrichten van metingen is begonnen en dat in het uitgesteerd slib op of juist vóór de piek is gemeten.

Uit het model blijkt een hoge scherpe activiteitspiek in het primaire slib. Verwijdering van dit slib kan de belasting van het uitgesteerd slib beperken. De mogelijkheden van verwijdering zouden moeten worden onderzocht.

De via het model benaderde piekwaarden in het uitgesteerd slib liggen in dezelfde orde van grootte (2-6 kBq/kg ds) als de waarde (4,2 kBq/kg ds) waarmee in de risico-analyse van de Unie van Waterschappen is gerekend ten behoeve van de afzet van slib in de landbouw. De conclusie uit genoemde risico-analyse, dat maatregelen met betrekking tot

de afzet niet aan de orde zijn, behoeft derhalve geen wijziging.

Resumerend kan worden gesteld:

- dat afzet in de landbouw in dit specifieke geval steeds verantwoord is geweest;
- dat in dergelijke omstandigheden als het Tsjernobyl-ongeval direct en uitvoerig moet worden gemeten;
- dat het aanbeveling verdient na te gaan of in voorkomende gevallen besmetting van het uitgegiste slib kan worden voorkomen door onttrekking van het meest radio-actief belaste deel van het primaire slib.

Literatuur

1. Veen, R. van, Oirschot, M. C. M. van, Uunk, E. J. B. en Baardwijk, F. A. N. van (september 1986). *Radio-actieve besmetting ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval in oppervlaktewater, zwevende stof en zuiveringsslib*. DBW/RIZA nota 87.017.
2. Unie van Waterschappen (juli 1986). *Risico-analyse afzet zuiveringsslib met betrekking tot radio-activiteit in verband met ongeval kerncentrale Tsjernobyl* (verwerking gegevens tot en met 30 juni).
3. Coördinatiecommissie voor de metingen van radio-activiteit en xenobiotische stoffen (CCRX) (oktober 1986). *De radio-actieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactorongeval in Tsjernobyl*.
4. Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA) (augustus 1985). *Optimalisatie van de gistingsgasproductie*.
5. Munster, G. van (1987). *Gamma-spectrometrie met een halfgeleider detector*. DBW/RIZA notitie 87.016 x.
6. Haberer, K. (1987). *Umweltradio-aktivität und Trinkwasserversorgung*. Teil 4: Die Belastung der Gewässersedimente, des Bodens sowie des Grund- und Trinkwassers. Wasser, Abwasser 128: 188-194.
7. Soeder, C. J.; Heinemann, K., Raphael, Th., Steffens, W. und Zanders, E. (1986). *Zur Verwertung radio-aktiv-belasteten Klärschlammens*. Korrespondenz Abwasser 7: 549-551.
8. Vries, P. J. R. de en Leenen, J. M. J. (1986). *Tsjernobyl en waterbeheer*. Waterschapsbelangen 15: 386-390.
9. Bericht van Bundesumweltminister (1986). Korrespondenz Abwasser 7: 543.
10. Mundchenk, H. (1985). *Über das Austauschverhalten von Radionukliden an Schwebstoff/Sediment*. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 29: 4-13.

Bijlage 2: Relatie tussen ^{137}Cs activiteit en samenstelling sediment. Gebruikte formules.

Een relatie is gelegd tussen de ^{137}Cs activiteit in de bovenste centimeters van het sediment en een aantal bestanddelen van de bodem. De volgende bodemparameters werden geselecteerd:

minerale fractie $< 16 \mu\text{m}$, minerale fractie $53 - 16 \mu\text{m}$, minerale fractie $188 - 87 \mu\text{m}$, organisch stof, anorganisch koolstof en water. De ^{137}Cs activiteit werd uitgedrukt in Bq/m^3 nat sediment. De bodemparameters werden uitgedrukt in kg/m^3 nat sediment.

In het sediment worden een zestiental korrelgroottes gemeten. Om dit aantal te verminderen is met behulp van factoranalyse bepaald, hoeveel factoren de korrelgrootteverdeling kunnen beschrijven. Dit bleken er drie te zijn. Aan de hand van de bijdragen van de verschillende korrelgroottes aan de verschillende factoren zijn bovenstaande drie minerale fracties geselecteerd.

Met behulp van multiple lineaire regressie is het verband bepaald tussen de ^{137}Cs activiteit als afhankelijke variabele en de diverse bodemparameters als onafhankelijke variabelen. Hierbij zijn alle variabelen, ongeacht de significantie, gedwongen te participeren in de vergelijking.

De volgende formule is gebruikt:

$$\text{Act}^{\text{Cs}} = B^1 (\text{KGV } 188 - 87 \mu\text{m}) + B^2 (\text{KGV } 53 - \text{KGV } 16 \mu\text{m}) + B^3 (\text{KGV } < 16 \mu\text{m}) + B^4 (\text{Organisch.stof}) + B^5 (\text{Anorg.koolstof}) + B^6 (\text{water}) + (\text{constante})$$

Hierin is:

$$\text{Act}^{\text{Cs}} = \text{Cs}137 \times 0,01 \times \text{DS} \times \text{RHO}$$

$$\text{KGV } 188 - 87 \mu\text{m} = ((\text{KGV}188 - \text{KGV}87)/100) \times \text{MIN}$$

$$\text{KGV } 53 - 16 \mu\text{m} = ((\text{KGV}53 - \text{KGV}16)/100) \times \text{MIN}$$

$$\text{KGV } < 16 \mu\text{m} = (\text{KGV}16/100) \times \text{MIN}$$

$$\text{Organisch.stof} = (2 \times \text{OC}/100) \times 0,01 \times \text{DS} \times \text{RHO}$$

$$\text{Anorg.koolstof} = (\text{AC}/100) \times 0,01 \times \text{DS} \times \text{RHO}$$

$$\text{water} = (1 - 0,01 \times \text{DS}) \times \text{RHO}$$

$$\text{RHO} = 100 / (((\text{DS} - 2\text{OC}/2650) + (2\text{OC}/1470) + ((100 - \text{DS})/1000)))$$

$$\text{MIN} = 0,01 \times \text{DS} \times (\text{MINMAT}/100) \times \text{RHO}$$

De volgende gemeten parameters zijn gebruikt:

Cs137 : ^{137}Cs activiteit [Bq/kg ds]

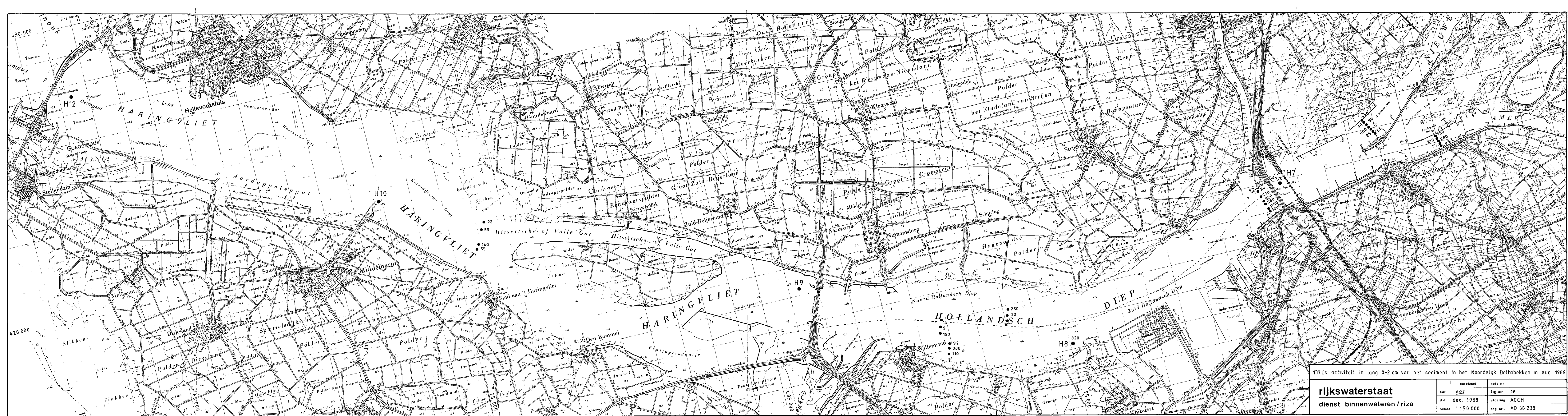
DS : droge stof gehalte [gew.%]

KGVxx : korrelgrootte $< xx$ [gew.% van deeltjes $< 200 \mu\text{m}$]

OC : org. koolstofgehalte [gew.%]

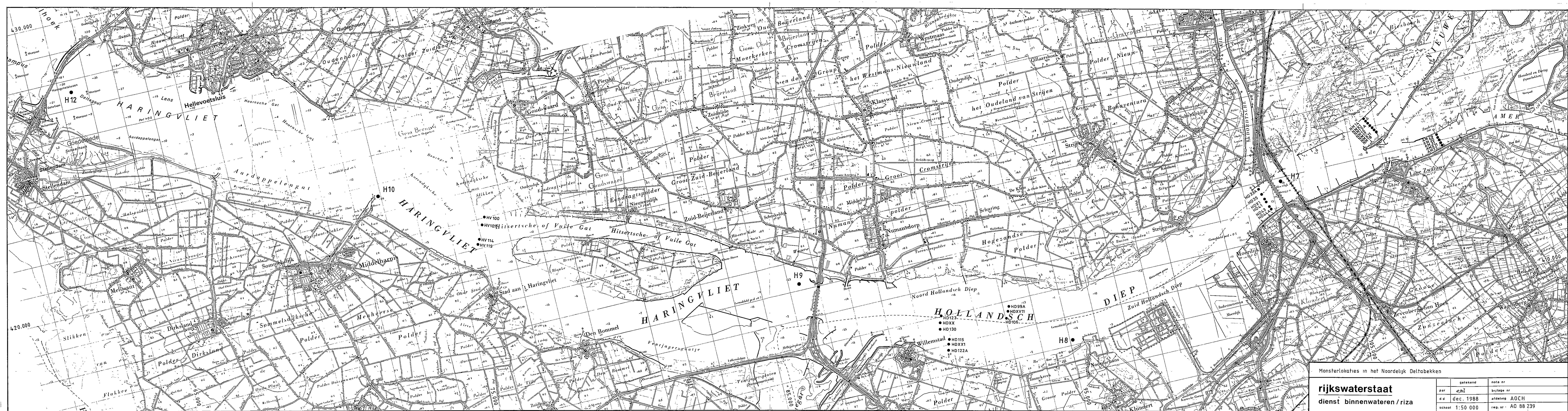
AC : anorg. koolstofgehalte [gew.%]

MINMAT : gehalte aan deeltjes $< 200 \mu\text{m}$ (gew. %)



137Cs activiteit in laag 0-2 cm van het sediment in het Noordelijk Deltabekken in aug. 1986

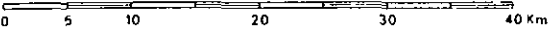
rijkswaterstaat		dienst binnenwateren / riza	
getekend	notr nr	par	figuur
207	26	dd	dec. 1988
afdeling	A0CH	schaal	1: 50.000
reg. nr.	AO 88 238		



Monsterlokaties in het Noordelijk Deltabekken			
rijkswaterstaat		getekend	nota nr.
dienst binnenwateren / riza		par	bijlage nr.
		dd	dec. 1988
		afdeling	A0CH
		schaal	1:50 000
		reg. nr.	A0 88 239

NEDERLAND

SCHAAL 1:600 000



Legende:

- AA

Drentse AA
- ALM

Alkmaardermeer
- AM

Amer
- AND

IJsselmeer bij Andijk
- ARK

Amsterdam - Rijnkanaal
- BEMM

Bemmel (uiterwaard)
- BK

Badkuip
- BOL I

Broek op Langedijk
- BRM

Oostvoornse meer
- BW

Belterwiede
- CU

Lek (Culemborg)
- DAL

Waal (Dalem)
- DO

Dommel
- DO1

Waal (Dodewaard)
- DO2

Waal (Dodewaard)
- EGM

Noordzee(Egmond)
- EIJ

Maas (Eijsden)
- EV

Dommel (Eindhoven - Vaartbroek)
- H2

Hollands Diep
- H4

Hollands Diep
- H6

Hollands Diep
- H7

Hollands Diep
- H8

Hollands Diep
- H9

Haringvliet
- H10

Haringvliet
- H11

Haringvliet
- H12

Haringvliet
- HOV

Hoogeveense Vaart
- IJ001

Ketelmeer
- IJ002

Ketelmeer
- IJ004

Ketelmeer
- IJ050

IJsselmeer
- IJ1

IJsselmeer
- IJ12

Ketelmeer
- IJ14

Ketelmeer
- IJ23

IJsselmeer
- IJ111

Markermeer
- IJEL

Markermeer
- KA

IJssel (Kampen)
- KMU

IJsselmeer bij Urk
- KV

Maas bij Keizersveer
- LAM

Lek bij Amerongen
- LHA

Lek bij Hagestein
- LO

Lauwersmeer
- LOB

Rijn bij Lobith
- MADU

Maderweg bij Loosduinen
- HAPL

Maafseveense plassen
- NDK

Nuenen (sloot)
- NM14

Nieuwe Merwede
- NM15

Nieuwe Merwede
- NW32

Nieuwe Maas
- NW37

Nieuwe Waterweg
- NWVW

Naaldwijk
- NZK

Noordzeekanaal
- OOP

Ooypolder (uiterwaard)
- OP

Ophemert (uiterwaard)
- OV

Overijsselse Vecht (uiterwaard)
- OVDM

Markermeer (bij Oostvaardersdijk)
- OVP

Oostvaardersplassen
- POEW

Poeldijkseweg (sloot in Z - Flevoland)
- SE

Dommel (Eindhoven - Smatralzen)
- SLIJK

Slijk - Ewijk (uiterwaard)
- SP.BA

IJsselmeer - Spaanderbank
- SP

Spijk (uiterwaard)
- SVOD

Westerschelde - Schaar van Ouden Doel
- T70

Noordzee
- TJM

Tjeukemeer
- TKAV

Twente kanaal
- TKSE

Twente kanaal
- URM

Urmond (uiterwaard)
- V001

Vossemeer
- V003

Vossemeer
- V2

Drontermeer
- V6

Wolderwijd
- VH

Veldhoven (overstortput)
- VL

Westerschelde (Vlissingen)
- VLW

Vlotwatering bij 's - Gravenzande
- VZ-3

Volkerak
- WASL

Noordzee (Wassenaarse slag)
- WILL

Willemspolder (uiterwaard)
- Z7

Waddenzee
- ZAN

Noordzee (Zandvoort)
- ZFLE

Z - Flevoland (sloot)
- ZKL

Waddenzee (Zoutkamperlaag)
- ZM001

Zwarte Meer
- ZM004

Zwarte Meer
- ZM006

Zwarte Meer
- ZWAR

Zuid - Willemsvaart (Aarle - Rixel)
- ZWDB

Dommel (ten ZW van Den Bosch)
- ZWH

Waddenzee (Zwarte Haan)
- ZWK

Zweth kanaal
- ZWSM

Dommel (ZV van st - Michielsgestel)
- SO1

Westerschelde



Monsterlokaties ten behoeve van radioactiviteitsonderzoek.

rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza

	getekend	nota nr
par	882	bijlage nr
dd	nov 1988	afdeling AOCH
schaal	zie tek.	reg nr : AO 88 237