

Effecten van stoffen op de Nederlandse natuur: een inventarisatie

M.A. Elbers & P.E.T. Douben

IBN-rapport 005

DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

Arnhem

ISSN: 0928-6888

1993

569231

IBN - DLO
Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
Bibliotheek
Postbus 8201
6800 RD Arnhem

IBN - DLO
Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
Postbus 167
1790 AD DEN BURG - TEXEL

IBN-RAPPORT

INHOUD

VOORWOORD	5
1. INLEIDING	7
1.1. Algemeen	7
1.2. Begrippenkader	9
1.3. Individu, populatie en effecten	10
1.4. Een stoffenbenadering	12
1.5. Aanleiding	13
2. WERKWIJZE	15
2.1. Algemene aanpak	15
2.2. Literatuurdatabanken	15
2.3. Overige informatiebronnen	16
2.4. Informatieverwerking en verslaglegging	17
2.5. Verwerking van de resultaten	17
3. RESULTATEN	19
3.1. Effecten op micro-organismen	19
3.2. Effecten op vegetatie	20
3.2.1. Terrestrisch	20
3.2.2. Aquatisch	21
3.3. Effecten op ongewervelden	22
3.3.1. Terrestrisch	22
3.3.2. Aquatisch	25
3.4. Effecten op gewervelden	29
3.4.1. Amfibieën	29
3.4.2. Reptielen	29
3.4.3. Vissen	29
3.4.4. Vogels	32
3.4.5. Zoogdieren	42
3.5. Gebieden	45
3.5.1. Algemeen	46

3.5.2. De Rijn en zijn stroomgebied	48
3.5.3. Waddenzee	54
3.5.4. Volgermeerpolder	57
3.5.5. Noordhollands duingebied	57
3.5.6. IJsselmeer	58
3.5.7. Noordzee	62
3.5.8. Verdrongen Land van Saeftinge	65
3.5.9. Akkerbouwgebied Flakkee, Hoekse Waard	66
3.5.10. De Kempen	67
3.5.11. De Biesbosch	69
 4. ALGEMENE BESCHOUWING	 72
4.1. Inleiding	72
4.2. De stoffenbenadering	72
4.3. De soortgroepenbenadering	74
4.4. Effecten op gebieden	76
4.5. Effecten op aandachtsoorten	80
 5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	 81
5.1. Conclusies	81
5.2. Aanbevelingen	81
 LITERATUUR	 83
 INDEX	 88
 BIJLAGEN Overzicht relevante onderzoekbeschrijvingen	

VOORWOORD

De achteruitgang van flora en fauna in Nederland is onder meer toe te schrijven aan de toename van het gehalte milieuvreemde stoffen in het leefmilieu van planten en dieren. Deze stoffen worden veelal door menselijk handelen, al dan niet bewust in het milieu gebracht.

Voor het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij is het van belang om een beleid te voeren dat effecten van stoffen op flora en fauna zoveel mogelijk beperkt en daardoor bijdraagt aan behoud en ontwikkeling van de natuur in Nederland. De directie Natuur, Milieu en Faunabeheer heeft het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (voorheen Rijksinstituut voor Natuurbeheer) verzocht na te gaan welke milieuvreemde stoffen effecten op flora en fauna hebben veroorzaakt en van welke aard die effecten waren.

Uit de onderhavige studie blijkt dat in de periode 1980-1990 vooral zware metalen, bestrijdingsmiddelen en chloorkoolwaterstoffen effecten veroorzaakt hebben. Over het algemeen is accumulatie van deze stoffen in gewervelden dieren opgetreden.

1. INLEIDING

1.1. Algemeen

De toestand van de Nederlandse natuur baart zorgen. In het Natuurbeleidsplan (NBP), dat in 1989 onder verantwoordelijkheid van de Minister van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij verscheen, eerst als beleidsvoornemen en vervolgens als regeringsbeslissing, wordt een algehele achteruitgang geconstateerd. De belangrijkste kenmerken daarvan zijn het uitsterven of steeds zeldzamer worden van soorten en een afname van de diversiteit. Een groot aantal oorzaken ligt aan de verarming van de natuur ten grondslag. Deze studie beoogt na te gaan welke rol verontreinigende stoffen gespeeld hebben bij de achteruitgang van de natuur en op welke wijze de effecten aan het licht gekomen zijn.

In 1989 zijn naar aanleiding van de verslechterde toestand van het milieu en de achteruitgang in de natuur meer nota's verschenen waarin maatregelen voorgesteld worden om de neergang af te remmen en op termijn te keren. Naast het reeds genoemde NBP zijn het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP, 1989) en de Derde Nota Waterhuishouding (NW3, 1989) gepubliceerd.

Het NMP kiest voor een thematische benadering waarvan de thema's verspreiding en verwijdering voor deze studie relevant zijn. Er is gekozen voor stoffen als uitgangspunt.

Het NBP benadert de problematiek van de achteruitgang van de natuur niet vanuit de stoffen, maar veeleer vanuit de natuur- en landschapswaarden: de plante- en diersoorten en hun leefgebieden. Hoofddoel van het natuurbeleid is de duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden. De oorzaak van de achteruitgang is gelegen in de verandering van het grondgebruik dat geresulteerd heeft in een verspreide ligging en afname van het oppervlak aan leefgebieden voor wilde plante- en diersoorten. Verstoring van soorten en levensgemeenschappen, toename van de stroom giftige stoffen richting natuur en directe beïnvloeding van populaties en levensgemeenschappen dragen eveneens bij tot die achteruitgang. Ook in het NBP worden de oorzaken herleid tot thema's. De onderhavige studie valt samen met het thema verontreiniging. Effecten door verontreiniging van leefomgeving of voedsel zijn onder andere waargenomen bij roofvogels, visetende vogels, vissen, vleermuizen, zeehonden en otters (*Lutra lutra*) maar ook bij minder aansprekende organismen als regenwormen, muggelarven en purperslakken.

Tabel 1. *Samenvatting van de in het NBP genoemde knelpunten per gebied.*

gebied	knelpunten
A. heuvelland Zuid-Limburg	* snelle uitspoeling nitraat * eutrofiëring van voedselarme systemen zoals hellingbossen en kalkgraslanden.
B. hogere zandgronden	* eutrofiëring grondwater * gevoelig voor verzuring * eutrofiëring en verontreiniging oppervlaktewateren
C. rivierengebied	* verontreiniging door lozing * sedimentatie in uiterwaarden
D. laagveen	* inlaat van voedselrijk en verontreinigd rivierwater in droge perioden
E. zeekleigebied	* eutrofiëring oppervlaktewater * op grote schaal inlaat van water uit grote rivieren
F. duinen	
G. afgesloten zeearmen	* aanvoer eutroof en verontreinigd rivierwater en verontreinigd sediment
H. getijdengebieden	* aanvoer van systeemvreemde stoffen * eutrofiëring * accumulatie van stoffen in organismen * baggeren leidt tot opnieuw beschikbaar komen van microverontreinigingen
I. Noordzee	* verontreiniging door rivieren, atmosfeer, scheepvaart, olie- en gaswinning * accumulatie van schadelijke stoffen in sediment en organismen in sedimentatiegebieden * sterfte onder zeevogels, vissen en zoogdieren door plastics en andere niet of moeilijk afbreekbare materialen en door calamiteiten t.g.v. scheepvaart en off-shore industrie.
J. natuur in de bebouwde kom	* in het algemeen vormen lucht-, bodem- en waterverontreiniging een knelpunt

De achteruitgang van de natuur wordt het best gekarakteriseerd door de afname, en vooral het tempo daarvan, van het aantal plante- en diersoorten. Het aantal soorten dat zeldzamer wordt, neemt toe; de diversiteit neemt af. Dit geldt voor een groot scala van te onderscheiden groepen planten en dieren (paddestoelen, korstmossen, hogere planten, dagvlinders, amfibieën en reptielen, vogels, zoogdieren). Dit is het gevolg van vernietiging van biotopen en achteruitgang van de kwaliteit daarvan door verontreiniging met contaminanten.

De andere invalshoek van het NBP vormt het gebiedsgericht beleid. Dit betreft gebieden met specifieke landschappelijke waarden. In totaal worden tien gebieden onderscheiden, waarvan in tabel 1 een overzicht van knelpunten met betrekking tot het thema verontreiniging kort wordt weergegeven. In het rapport "De toestand van de natuur in Nederland" (Ministerie van LNV, 1989), een van de rapporten uit de achtergrondreeks van het NBP, wordt uitgebreid ingegaan op soorten en gebieden die in het recente verleden achteruitgegaan zijn. Van belang is het gedeelte waarin effecten op gebieden en soortengroepen gecombineerd worden. Op basis van de beschrijving zoals in het achtergrondrapport is opgenomen, is tabel 2 samengesteld. Deze geeft de invloed van eutrofiëring, verzuring en milieuvreemde stoffen op zowel gebieden als soortengroepen weer. In dit rapport staat de vraag centraal welke milieuverontreinigende stoffen hiervoor verantwoordelijk zijn.

De achteruitgang van een aantal soortgroepen wordt (mede-)veroorzaakt door eutrofiërende en verzurende stoffen. De effecten die het gevolg zijn van deze stoffen, zijn elders voldoende beschreven en blijven in deze studie dan ook buiten beschouwing.

1.2. Aanleiding

De aanleiding voor deze inventarisatie is tweeledig. Ten eerste vraagt het realiseren van duurzaamheid, zoals voorgesteld in het NBP, een duidelijke beschrijving van de effecten van contaminanten op natuurwaarden. De eisen die soorten en levensgemeenschappen aan hun omgeving stellen en de invloed van contaminanten daarop moeten worden gekwantificeerd. Om te voorkomen dat de achteruitgang van flora en fauna onder invloed van contaminanten verder gaat, dienen normen opgesteld te worden die uitgaan van natuurwaarden. Een belangrijk aspect daarbij is kennis van de effecten die deze stoffen reeds veroorzaakt hebben. Informatie daarover is zeer verspreid aanwezig en vaak moeilijk te achterhalen. De onderhavige studie tracht daarin tegemoet te komen.

Ten tweede biedt de inventarisatie de mogelijkheid om bepaalde wetmatigheden te formuleren voor stoffen, biota, effecten en milieucompartimenten. Deze wetmatigheden kunnen een uitgangspunt vormen voor een aanvulling van het bestaande natuurbeleid, met name waar het stoffenbeleid en normstelling betreft. Een overzicht van de effecten van stoffen op natuur laat ook zien waar zich hiaten in kennis bevinden, met andere woorden welke stoffen, gebieden en natuurwaarden aandacht verdienen in het ecotoxicologisch onderzoek ten behoeve van het natuurbeleid.

Globaal heeft deze inventarisatie betrekking op gegevens uit de periode 1980-1990. Indien effecten nu nog steeds waarneembaar zijn maar onderzoek dateert uit vroegere jaren, is gepoogd dit zoveel mogelijk in de inventarisatie te betrekken.

Het doel van de inventarisatie is niet beperkt gebleven tot de - wetenschappelijk - aangetoonde effecten op natuurwaarden. Ook (on)bedoelde lozingen die effecten hebben veroorzaakt, vaak gerapporteerd met de term incidenten, zullen in deze inventarisatie worden besproken.

Dit heeft geleid tot het beschrijven van een groot aantal individuele gevallen. Een gedetailleerde beschrijving van deze incidenten is daardoor niet mogelijk.

1.3. Begrippenkader

Op basis van de vraagstelling is door middel van een literatuurinventarisatie en een enquête informatie verzameld en geïnterpreteerd. Voor een nadere uitwerking wordt verwezen naar hoofdstuk 2. Voor een goede oplossing van de vraagstelling is een nadere inperking van de begrippen effecten, stoffen en natuur noodzakelijk.

Met het begrip stoffen wordt bedoeld op de milieuvreemde stoffen. Wat de indeling betreft kan aangesloten worden bij de Leidraad Bodembescherming. De categorieën die gehanteerd worden zijn (zware) metalen, anorganische verbindingen, aromatische verbindingen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen, gechloreerde koolwaterstoffen, bestrijdingsmiddelen en overige verbindingen (waaronder minerale oliën). Het tweede begrip dat nader ingevuld dient te worden is natuur. Een eenduidige definitie van natuur, gebaseerd op een breed gedragen verantwoorde onderbouwing, is niet voorhanden. Een poging daartoe, onder auspiciën van de Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, leidde tot het aangeven van een vijftal visies op natuurbehoud en -ontwikkeling (RMNO, 1988). Om voor deze studie toch een bruikbaar instrument te hebben wordt natuur in de breedste zin van het woord beschouwd: het totaal aan natuurlijke elementen in niet-stedelijke of geïndustrialiseerde gebieden. Daarbij kan de natuur zowel in biologische zin, in dit geval door soorten organismen in de studie te betrekken, als in ruimtelijke zin, zoals de gebiedsindeling in het NBP, beschouwd worden.

Tabel 2. Overzicht van getroffen soortgroepen per gebied* voor wat betreft verontreiniging.

	Gebieden								
	A	B	C	D	E**	F	G	H	I
Soortgroepen***									
paddestoelen		V							
korstmossen									
hogere planten	E	E,V	E	E		E			
dagvlinders									
loopkevers									
libellen									
vissen		E,V	MV	MV			MV,E	MV	MV
amfibieën									
reptielen									
vogels		MV						MV	MV
zoogdieren	MV			MV				MV	MV

* Gebiedsindeling volgens NBP, zie tabel 1.

** In het NBP worden geen specifieke getroffen soortgroepen genoemd.

*** Soortgroepenindeling volgens Achtergrondreeks NBP nr. 4.

Legenda: verontreiniging veroorzaakt door V = verzurende stoffen,
E = eutrofiërende stoffen of MV = milieuvreemde stoffen.

Voor het derde begrip, effecten, wordt een drietal typen onderscheiden die samenhangen met de duur van de verstoring:

1. letale effecten: de contaminant is duidelijk aan te wijzen als doodsoorzaak;
2. subletale effecten: deze zijn meestal op een andere manier herkenbaar (bijvoorbeeld verminderde weerstand tegen ziekten). De niet direct waarneembare effecten kunnen worden aangetoond door nader onderzoek (bijvoorbeeld accumulatie van stoffen, biochemische parameters);

3. effecten op populatieniveau. In het algemeen betreft dit verstoringen (bijvoorbeeld in de prooi-predatorrelatie).

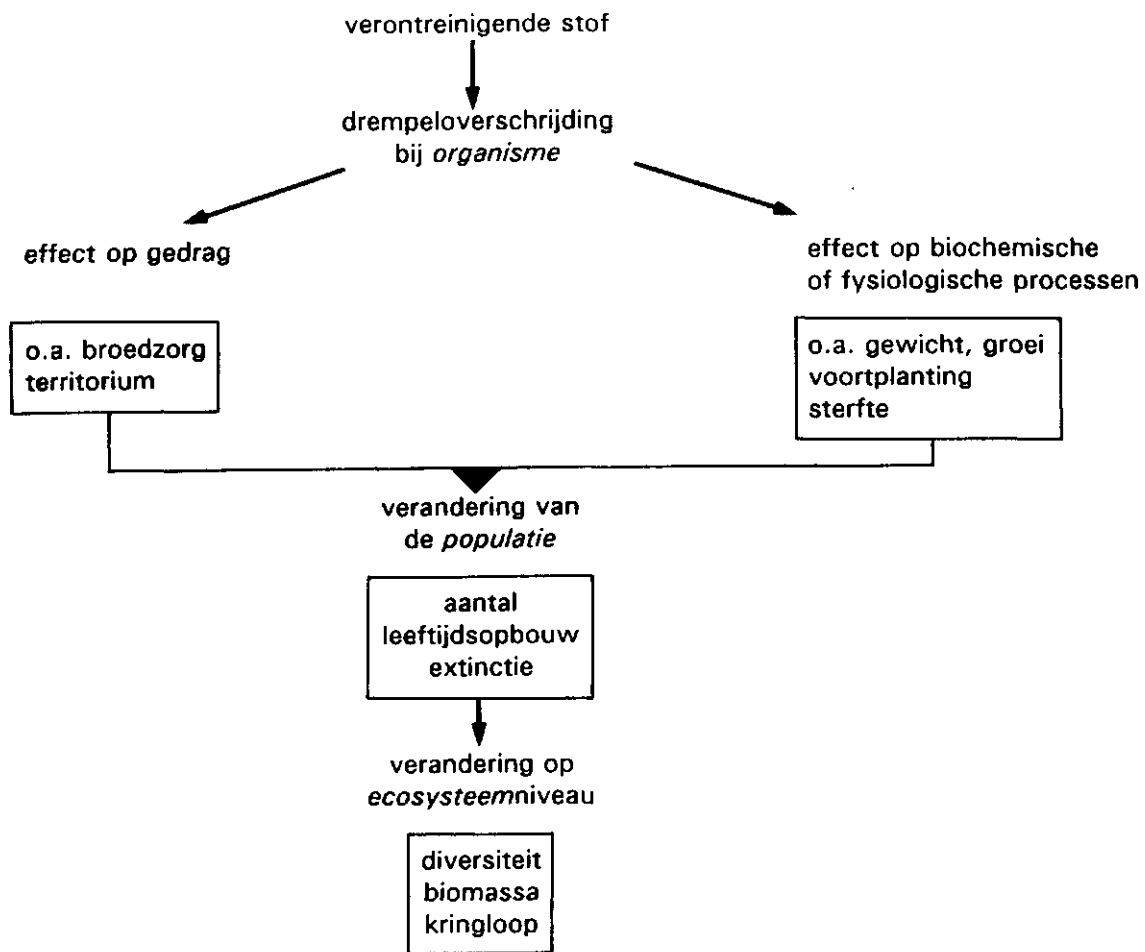
Gezien de ruime interpretatie van het begrip 'effect' worden verhoogde concentraties van stoffen in vergelijking met achtergrondgehalten ook in deze studie behandeld.

1.4. Individu, populatie en effecten

Om effecten te kunnen beoordelen dient onderscheid gemaakt te worden tussen effecten op individu- en populatieniveau (figuur 1). Een organisme is in principe gevoelig voor verontreiniging van zijn leefomgeving en voedsel. De gevoeligheid voor een stof verschilt evenwel per soort en levensfase (Ma & Fuchs 1988). Er moet onderscheid gemaakt worden tussen letale en subletale effecten. Een letale dosis voor een organisme leidt tot sterfte van het individu. Gezien de biologische diversiteit binnen één soort ondervinden niet alle individuen op hetzelfde moment het effect. Indien veel individuen tegelijk van één populatie worden getroffen en herstel van de populatie niet mogelijk is, zijn populatie-effecten waarneembaar (aantallen). Een subletale dosis voor een individu kan leiden tot een minder goed biologisch functioneren van de populatie. Subletale effecten treden op bij overschrijding van een kritische grens. Het niveau van de kritische grens is naar alle waarschijnlijkheid verschillend voor effecten op gedrag enerzijds en effecten op biochemische en fysiologische processen anderzijds (figuur 1).

Blootstelling aan een lage dosis duidt op het feit dat de waarschijnlijke oorzaak wijdverbreid en langdurig aanwezig is. Alle individuen van een populatie zijn belast en de populatie kan daarvan schade ondervinden in de vorm van bijvoorbeeld aantalsvermindering en verandering van de leeftijdsopbouw. Gezien het feit dat een populatie deel uitmaakt van een levensgemeenschap en haar functie vervult binnen het ecosysteem, leiden ernstige effecten op populatieniveau altijd tot een verandering in de verhouding tussen soorten en verandering van stof- en energiestromen.

Kortdurende, hoog gedoseerde lozingen (vaak het gevolg van incidenten) leiden tot sterfte van individuen. In deze gevallen is sprake van sterk verhoogde blootstellingsniveaus in vergelijking met achtergrondwaarden. Of het effect op het populatieniveau waarneembaar is hangt af van de mogelijkheid tot herstel. Een constante belasting leidt tot chronische blootstelling voor alle individuen van een populatie, waardoor de populatie als zodanig schade kan ondervinden.



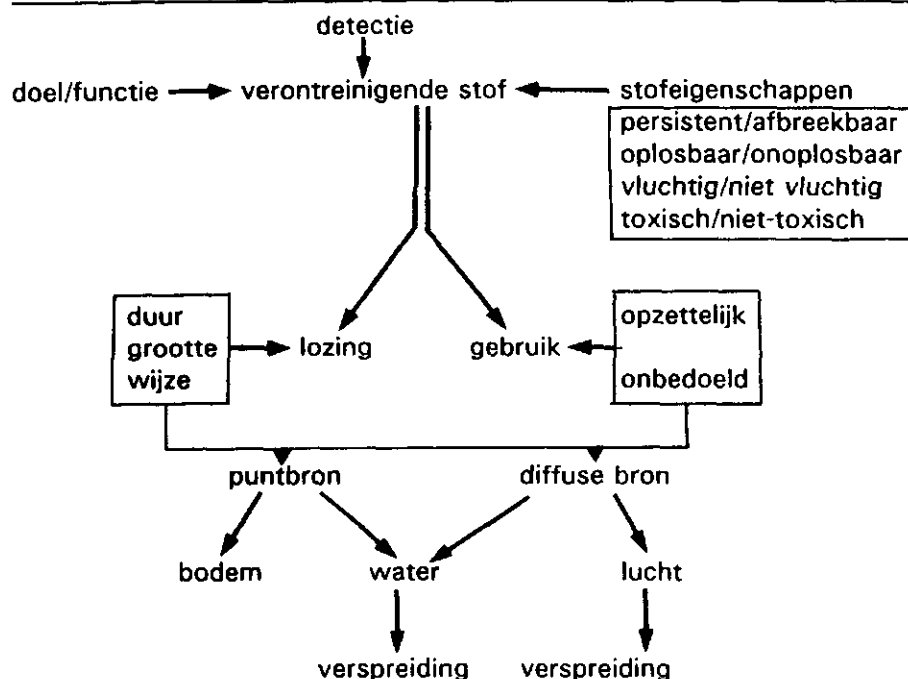
Figuur 1. Effecten van stoffen op organismen, populaties en ecosystemen.

1.5. Een stoffenbenadering

Voor de oplossing van de vraagstelling zijn ten aanzien van verontreinigende stoffen drie aspecten van belang. Dit zijn de plaats van productie, de wijze waarop de stoffen in het milieu komen en het doel waarvoor stoffen worden gebruikt. Deze bepalen samen met de toxische eigenschappen de effecten die optreden.

De plaats van productie bepaalt mede welk milieucompartiment in eerste instantie belast zal worden. Lozing van afvalstoffen van industrieën vindt voornamelijk plaats via water en lucht, hetgeen leidt tot verspreiding in het milieu. Ter illustratie: verkeersactiviteit leidt voornamelijk tot belasting van het compartiment lucht; het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw vormt een bron voor de in dat gebied aanwezige natuurwaarden zoals oppervlaktewateren, houtwallen, akkerranden en randen van bospercelen en dieren met een verspreiding in agrarische gebieden. Via uitspoeling naar het grond-

water en atmosferische depositie kunnen bodem, water en lucht buiten het productiegebied worden verontreinigd.



Figuur 2. Enige in dit onderzoek relevante aandachtspunten voor milieuvreemde stoffen.

Het tweede aspect betreft de vraag wat de aard van de bron is en de tijdsduur van de lozing. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen puntbronnen en diffuse bronnen. Er kan sprake zijn van een continue stroom verontreinigende stoffen, leidend tot een chronische belasting van organismen of een kortdurende - vaak hoog gedoseerde - lozing.

Het derde aspect maakt onderscheid tussen stoffen die als bestrijdingsmiddel worden gebruikt en stoffen die afvalstoffen zijn van industriële en verkeersactiviteit. Bij bestrijdingsmiddelen is het belangrijk om bedoeld en onbedoeld gebruik te onderscheiden.

Het totaal van aandachtspunten (plaats van produktie, wijze van belasting van het milieu en doel van het gebruik) bepaalt samen met de eigenschappen van de stof of verspreiding zal plaatsvinden. De belangrijkste stofeigenschappen zijn persistentie, afbreekbaarheid, oplosbaarheid, vluchtigheid en toxiciteit. Voor het feit of een effect toegeschreven mag worden aan een bepaalde stof, is de detecteerbaarheid ervan van belang. Bovendien is vaak sprake van blootstelling van organismen aan meer dan een stof tegelijkertijd. De eenduidige relatie tussen stof en effect wordt daarbij ondoorzichtig. Schematisch worden de aandachtspunten voor stoffen in figuur 2 weergegeven.

2. WERKWIJZE

2.1. Algemene aanpak

Om een zo compleet mogelijk beeld te verkrijgen van de waargenomen effecten van verontreinigende stoffen op de natuur zijn tijdens de inventarisatiefase twee sporen gevolgd.

Het eerste spoor betreft wetenschappelijke literatuur die meestal in de vorm van artikelen in databanken is opgenomen en via een literatuurrecherche kan worden achterhaald. De wijze waarop dit is gebeurd, staat beschreven in paragraaf 2.2. Het tweede spoor is een enquête uitgevoerd onder onderzoekers die in hun werk naar verwachting regelmatig in aanraking komen met de problematiek van de relatie stof - biota. Het tweede spoor is nader uitgewerkt in paragraaf 2.3.

Wetenschappelijk onderzoek dat rechtstreeks verband houdt met waargenomen effecten en zich uitsluitend baseert op veldgegevens, is schaars. Bij een ruime omschrijving van het begrip effecten, zoals beschreven in hoofdstuk 1 en verder op deze wijze te hanteren, behoort wel alle monitoringonderzoek hiertoe, voor zover gehalten aan stoffen in flora en fauna in het veld worden gemeten. Wetenschappelijk onderzoek naar de relatie stof - biota kan gebaseerd zijn op enerzijds opgetreden incidenten met een stof en geconstateerde effecten (sterfte) en anderzijds op sterke vermoedens dat een stof effecten op biota kan veroorzaken. In het eerste geval is vaak wel duidelijk welke schade optreedt en gaat het voornamelijk om de vraag welke stof de oorzaak is, op welke wijze de stof zich verspreidt en in welke mate organismen zijn belast. In het tweede geval is geen sprake van aantoonbare effecten maar geven stofeigenschappen, functie van de stof en gebruikte hoeveelheid wel aanleiding om onderzoek te starten.

Veel aanvullend onderzoek vindt plaats in het laboratorium om zo veel mogelijk oncontroleerbare omstandigheden uit te schakelen. Daarbij kunnen verschillende doelen nagestreefd worden die alle verband houden met de relatie stof - biota die in deze inventarisatie centraal staat. Het kan daarbij gaan om het verloop van concentraties in organismen te beschrijven en nauwkeurig eventuele effecten vast te stellen en te beschrijven, het werkingsmechanisme van de stof pogen te verklaren, een dosis-effectrelatie te onderzoeken, en mogelijk ecologische effecten op lange termijn te beschrijven of voorspellen. Resultaten van onderzoek waarbij de relatie met de veldsituatie niet eenduidig vast te stellen was, zijn buiten beschouwing van deze inventarisatie gelaten.

2.2. Literaturedatabanken

Van het totale aanbod aan literatuur-databanken is gebruik gemaakt van de bestanden AGRALIN en BIOSIS. AGRALIN omvat de literatuur die aanwezig is

op de instituten van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek en is doorzocht op vier verschillende manieren.

Er is gezocht op:

1. het trefwoord *ecotoxicologie*,
2. de trefwoorden *ecologie* en *stoffen*,
3. de combinatie van *effecten* op *natuur* en *milieu*, *stoffen* en organisatie-niveaus van biota, micro-organismen, vegetatie, evertbraten en vertebraten en
4. de combinatie aandachtsoorten, zoals opgenomen in het Natuurbeleidsplan, en stoffen.

BIOSIS is een internationale databank die zich veel meer op tijdschriftartikelen richt. Deze databank is doorzocht op de volgende termen:

1. *plant-* en *dierecologie*,
2. *toxicologie*, en
3. *Nederland*.

Gegevens zijn gedestilleerd voor de periode 1980-1990.

2.3. Overige informatiebronnen

De belangrijkste bron waaruit geput is om resultaten van onderzoek naar de relatie stof - biota te achterhalen, en die dekkend geacht mag worden voor de Nederlandse situatie, vormt de databank voor Natuur- en Milieuonderzoek van het Centrum voor Informatie en Documentatie (CID) van TNO. Deze databank is eveneens gebruikt ten behoeve van het rapport "Ecotoxicologisch onderzoek in Nederland" (Gezondheidsraad 1987). In beide bronnen zijn onderzoek-beschrijvingen opgenomen met bijbehorende informatie zoals uitvoerend instituut, verantwoordelijk projectleider en looptijd van het onderzoek. Tevens worden inmiddels verschenen publikaties vermeld. Zowel het GR-rapport als de CID-databank hebben betrekking op onderzoek dat in 1981 nog niet was afgesloten of pas daarna is gestart. Onderzoek van vóór 1981 is opgenomen in de catalogus van het Studie- en Informatiecentrum voor Milieuonderzoek (SCMO) van TNO, uitgegeven in 1982. Voor deze inventarisatie is alleen gebruik gemaakt van de literatuurverwijzingen die bij de beschrijving vermeld werden. Er is geselecteerd op de trefwoorden effecten en verontreiniging van water, bodem en lucht enerzijds en effecten en natuur en landschap anderzijds. Een verdere handmatige selectie was noodzakelijk.

Het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) heeft in twee rapporten (Canter et al. 1989; De Snoo & Canter, 1988) neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op vertebraten en evertbraten/aquatische fauna op een rij gezet. Het gaat om in het veld geconstateerde neveneffecten bij het gebruik van bestrijdingsmiddelen maar ook om waargenomen acute sterfte van terrestrische vertebraten die het gevolg is van niet-intentionele vergiftigingen.

Ook jaarverslagen kunnen relevante gegevens voor de inventarisatie van de relatie stof - biota bevatten. Veel onderzoekinstellingen en -instituten houden zich met deze relatie bezig. Voor deze studie zijn de jaarverslagen van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), de Dienst Bin-

nenwateren van Rijkswaterstaat (DBW-RIZA) en het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) doorzocht.

Ter ondersteuning van eerder genoemde informatiebronnen is een 45-tal onderzoekers geënquêteerd met als doel om zeer recente en moeilijk te achterhalen publikaties toch beschikbaar te krijgen voor deze studie. De lijst van geënquêteerde personen is niet volledig, maar is wel voldoende dekkend voor het gehele onderzoekveld. Van belang was ook dat de instituten waar de onderzoekers werkzaam zijn een zo volledig mogelijke afspiegeling vormden van het in Nederland verrichte onderzoek.

Als laatste informatiebron is gebruik gemaakt van de bladen "Milieudefensie" en "Natuur en Milieu" die een duidelijke signalerende functie hebben als het gaat om bedreigingen van de natuur. Van beide bladen zijn de jaargangen vanaf 1980 op relevante informatie doorzocht.

2.4. Informatieverwerking en verslaglegging

Voor het verwerken van de literatuur is een registratieformulier ontworpen waarop de voor deze inventarisatie belangrijke gegevens zijn vastgelegd. Door deze werkwijze is het mogelijk om omvangrijke publikaties te reduceren tot één pagina met daarop informatie over het document zelf, het getroffen organisme of gebied, de stoffen en het effect dat ze veroorzaken en gegevens over het onderzoek dat aan de publikatie ten grondslag ligt. Voor de rubricering is aan het formulier een code gegeven.

In hoofdstuk 3 worden de resultaten van de inventarisatie beschreven. Dit is gebeurd aan de hand van de informatie zoals die op de literatuurregistratieformulieren is vastgelegd. Hoofdstuk 4 vormt het overzicht van de relaties tussen stoffen, effecten en biota en probeert algemeenheden daarin te beschrijven. In hoofdstuk 5 worden de conclusies uit de inventarisatie op een rij gezet en worden leemten in kennis aangeduid. Bedoeling van hoofdstuk 4 en 5 is om in meer algemene termen de effecten van contaminanten op de natuur in Nederland te omvatten. Deze resultaten kunnen een ondersteuning zijn voor het ontwikkelen van criteria die de rijksoverheid kan hanteren om het natuurbeleid op dit onderdeel gestalte te geven.

2.5. Verwerking van de resultaten

Elke referentie werd onderzocht op de volgende gegevens: om welke stofgroep en welke stof gaat het. Bij effecten werd geregistreerd of deze letaal of subleetaal op individu- of op populatieniveau opgetreden waren en of zij tot uiting kwamen in het gedrag of beperkt bleven tot biochemische veranderingen. De compartimenten terrestrisch en aquatisch werden onderscheiden, met daarbij het onderscheid of dit de (water)bodem zelf betrof of het water daarboven. De organismen werden verdeeld in de hoofdcategorieën micro-organismen, vegetatie, ongewervelden en gewervelden, terwijl op soortniveau zoveel mogelijk detail aangegeven werd. Om na te kunnen gaan of in bepaalde fysisch-geografische regio's, zoals genoemd in het NBP, vaker effecten zijn

waargenomen, werd een categorie gebied toegevoegd. Daarin is gespecificeerd op welke regio (zie tabel 1) de informatie betrekking had (zie vanaf 3.5). Tenslotte werd geregistreerd of de gegevens kwalitatief dan wel kwantitatief van aard waren. De analyse van de verzamelde gegevens is gericht op het vaststellen van hoofdlijnen.

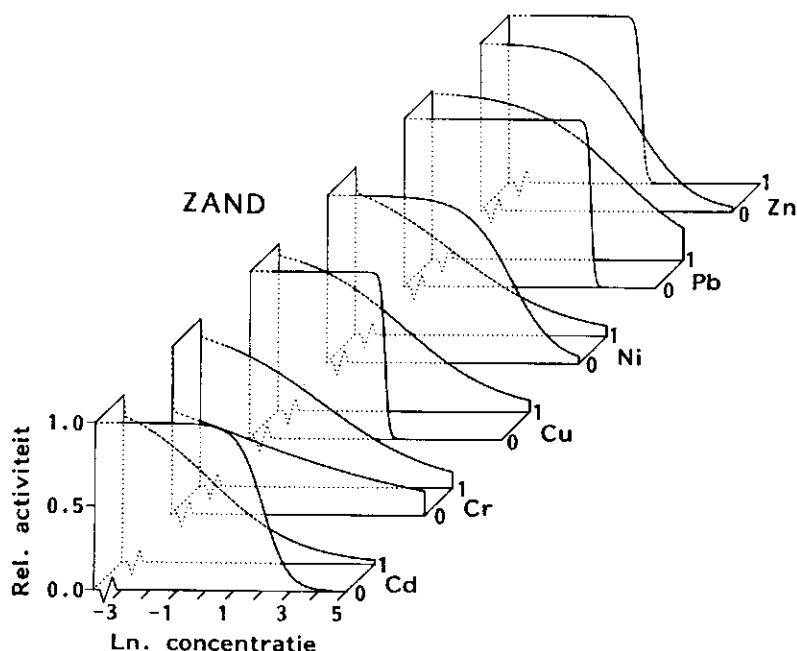
3. RESULTATEN

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het onderzoek gepresenteerd. Daarbij is uitgegaan van de indeling in organisatieniveau van het organisme (zie paragraafindeling) gevolgd door een scheiding terrestrisch-aquatisch waar mogelijk. Met betrekking tot de stoffen is daarin de indeling gehanteerd volgens de Leidraad Bodemsanering (VROM 1988). In paragraaf 3.5 worden studies die betrekking hebben op geografische eenheden of gebieden besproken. De indeling die in het NBP gehanteerd is, wordt aangehouden.

3.1. Effecten op micro-organismen

Veldgegevens over effecten van verontreinigingen op micro-organismen ontbreken. Gegevens over de relatie stoffen - micro-organismen zijn uitsluitend gebaseerd op laboratoriumproeven.

De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora is experimenteel uitvoerig onderzocht. Aan vijf verschillende Nederlandse grondtypen zijn zware metalen toegevoegd en vervolgens zijn direct na toevoeging en ongeveer anderhalf jaar daarna, de korte respectievelijk lange-termijneffecten gemeten. De onderzochte grondtypen waren een humusarme zandgrond (Lisse), een humeuze zandgrond (Kooyenburg), een zware zavelgrond (Lovinkhoeve), een zware kleigrond (Nude) en een zandige veengrond (Waneperveen). Daarna werden cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), lood (Pb), nikkel (Ni) en zink (Zn) toegevoegd in concentraties van 20 tot 8000 mg.kg⁻¹ en vervolgens werden bodemmicrobiologische activiteiten bepaald (ademhaling, glutaminezuuraafbraak, enzymactiviteit). De resultaten hebben geleid tot dosis-responskrommen (in figuur 3 zijn enkele krommen weergegeven) en ED₅₀ waarden (de concentratie of effectieve dosis waarbij anderhalf jaar na toevoeging de activiteit nog voor 50% geremd was). Conclusie van dit onderzoek is dat steeds sprake is van een effect bij toevoeging van één metaal. Wat precies de uitwerking is van de aanwezigheid van verschillende metalen tegelijk is niet bekend.



Figuur 3. Dosis-responskrommen.

3.2. Effecten op vegetatie

3.2.1. Terrestrisch

Zoals reeds in hoofdstuk 1 staat vermeld blijven de effecten van verzurende en vermestende stoffen in deze studie buiten beschouwing. Een gevolg van een hoge depositie van dergelijke stoffen is echter dat vooral op gronden met lage buffercapaciteit, een verzuring van de grond optreedt waardoor de beschikbaarheid van metalen toeneemt. Ter illustratie: aluminium (Al^{3+}) uit het bodemcomplex gaat in oplossing en bereikt concentraties in het bodemwater die toxisch zijn voor planten (Van Breemen & Van Dijk 1988).

Op grond van het gedrag van plantesoorten op met zware metalen belaste bodems constateert Verkleij (1985) dat een aantal algemene patronen zijn af te leiden die in de toekomst kunnen optreden. Het gaat dan om verandering van de genetische samenstelling en verschuiving van de optimale groeirespons van populaties, ontwikkeling van tolerantie-mechanismen en opname of translocatie van metalen in planten. Algemene bronnen voor contaminatie met zware metalen vormen ertsdelvende en -verwerkende activiteiten, energievoorziening en transport, landbouw en verkeer. In tabel 3 is koper (Cu) als voorbeeld weergegeven.

In de zomer van 1976 ontsnapte bij een chemische fabriek in Tiel een gifwolk van natriumarseniet (werkzame stof arseen: As) dat normaal gesproken door akkerbouwers gebruikt wordt om aardappelloof te verdelgen. Wilgen verdorven en lieten hun bladeren vallen. Dichtbij de fabriek bleek het gehalte in die bladeren 4400 mg.kg^{-1} te bedragen (Groen 1989). Hieruit blijkt dat lucht als transportroute belangrijk is en dat effecten dicht bij de bron het grootst zijn.

Tabel 3. *Koppergehalten in de vegetatie (in mg.kg⁻¹ drooggewicht) van drie verontreinigde gebieden.*

vervuilingsgebied	vegetatie	
	gemiddeld Cu	maximaal Cu
- grasland met Cu-verrijkte varkensgier	22	35
- grasland direct onder hoogspanningsleidingen	45	105
- grasland in de buurt van een koperertsader	275	375

(naar Verkleij 1985)

De achteruitgang van akkeronkruiden is een gevolg van verbeterde onkruidbestrijding. Onder meer door een toename van het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw na 1950 zijn vele akkeronkruiden sindsdien sterk verminderd (Nijhoff & Brunt 1989).

In de Buunderbos in Zuid-Limburg is sterfte bij elzen en het verdwijnen van de gehele karakteristieke ondergroei geconstateerd als gevolg van vergiftiging door borium (B), afkomstig via uitspoeling uit een hoger gelegen stortplaats in het gebied (Groen 1989).

3.2.2. Aquatisch

Op kwelders in de Westerschelde zijn gehalten van metalen bepaald in aster (*Aster tripolium*) en zeekraal (*Salicornia*). De gegevens staan vermeld in tabel 4. Door industriële lozingen op de Noordzee en Westerschelde worden de kwelders zodanig belast, dat in de spruit van aster en zeekraal verhoogde gehalten cadmium (Cd) worden gemeten. In aster is het gehalte ruim vijf maal en in zeekraal ongeveer drie maal hoger dan het gewenste niveau ten behoeve van consumptie. Voor arseen (As) en lood (Pb) geldt dat in beide soorten concentraties respectievelijk anderhalf en drie keer boven de limiet voor consumptie liggen, zoals die in Nederland en West-Duitsland wordt gehanteerd (Beefink et al. 1982).

Uit onderzoek aan zeegras (*Zostera*) in het Deltagebied blijkt dat concentraties aan zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) niet in alle plantedelen gelijk zijn. In de wortels van *Zostera marina* worden hogere concentraties aangetroffen dan in wortelstokken. Ook zijn hogere concentraties gemeten in oude bladeren, vergeleken met bladeren van jongere leeftijd. Bij *Zostera noltii* blijkt de Cd/Zn-verhouding in ondergrondse delen lager te zijn dan in bovengrondse delen (Kiswara 1988). Of sprake is van verhoogde gehalte in vergelijking tot achtergrondniveaus is niet duidelijk.

Tabel 4. Concentraties van metalen (in $\mu\text{g.kg}^{-1}$) in Aster en Salicornia (drooggewicht) afkomstig van het Verdrongen Land van Saeftinghe en de vastgestelde LAC-waarden voor groente.

Metaal	plant	lokaties				LAC-waarde
		1	2	3	4	
As	Aster		290	160 - 360		
	Salicornia		1440	500		100
Cd	Aster	100 - 260	1150 - 2630	800 - 5400	1190 - 4240	
	Salicornia	110 - 190	175 - 310	380 - 2610	1160	50 - 100
Hg	Aster	20 - 30	20 - 30	20 - 100	40 - 100	
	Salicornia	50 - 70	10 - 40	70 - 90	110	20 - 30
Pb	Aster	2.3 - 3.5	1.1 - 4.0	2.9 - 8.7	3.7 - 6.6	
	Salicornia	4.3 - 10.0	1.0 - 2.3	3.3 - 7.5	8.7	0.3

LAC-waarden uit LAC-jaarverslag (1980);
drooggewicht = 10 * versgewicht

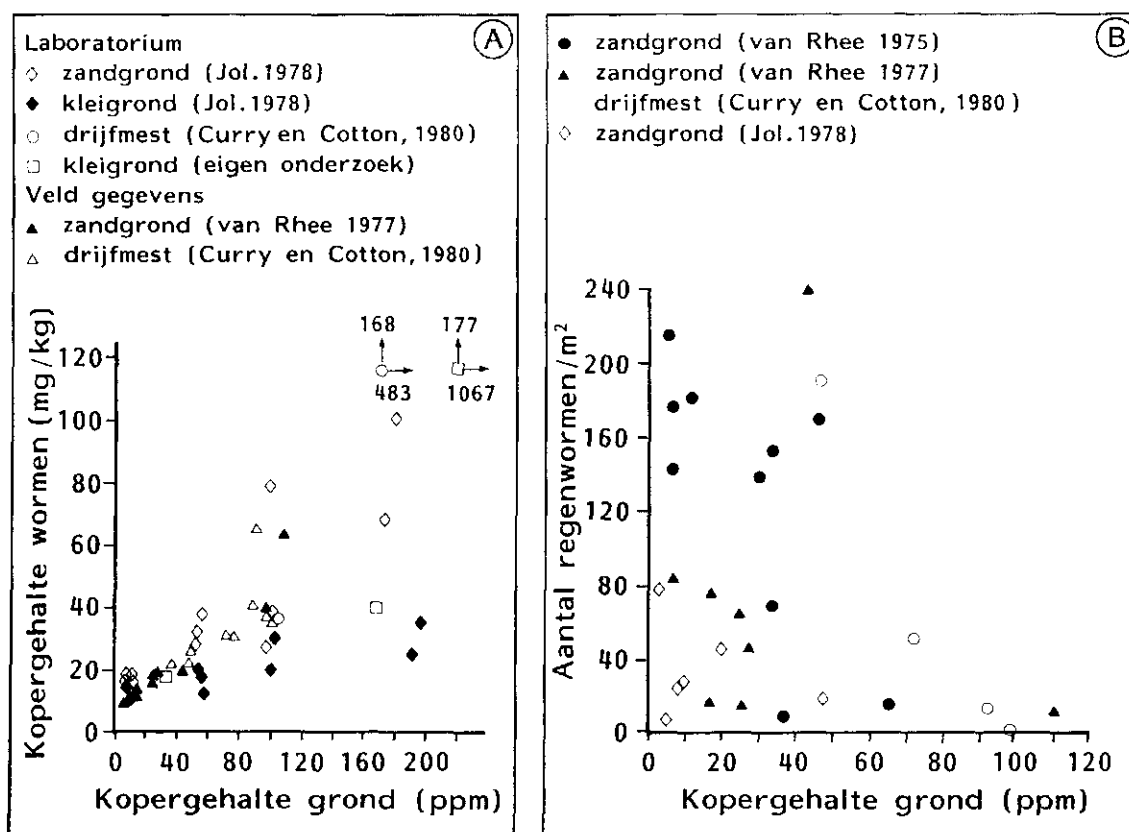
(naar Beeftink en Nieuwenhuize, 1982)

3.3. Effecten op ongewervelden

3.3.1. Terrestrisch

In grasland wordt als gevolg van bemesting met koperhoudende varkensmest een hoog kopergehalte in de bodem waargenomen. In het geval dat het kopergehalte in de grond stijgt tot boven de 50 mg.kg^{-1} worden regenwormen uitsluitend in lage tot zeer lage aantallen gevonden (zie fig. 4). Reeds bij lagere gehalten treedt een remming van de voortplanting op, die

zich uit in een verminderde coconproductie. Tevens blijkt de aanwezigheid van Cu een vermindering van de graaactiviteit tot gevolg te hebben hetgeen op langere termijn tot een verslechtering van de bodemstructuur leidt (Eijssackers 1981).



Figuur 4. Relatie tussen kopergehalten in grond met gehalten in regenwormen en aantallen. Aangeduide referenties staan vermeld in het oorspronkelijke artikel (naar Eijsackers 1981).

Ook Ma (1983) heeft de effecten van Cu op regenwormen bestudeerd. In boomgaarden in de Betuwe werden geen regenwormen aangetroffen bij concentraties in de bovenste 10 cm vanaf 60 mg.kg^{-1} droge grond. Het feit dat geen regenwormen aanwezig zijn duidt op een reeds langdurige belasting. Het verstoorde functioneren van het ecosysteem is zichtbaar aan een dikke laag niet of slecht afgebroken organisch materiaal.

Gehaltes aan DDT-residuen in bodemonsters uit hoogstamappel- en pereboomgaarden en in de daar levende regenwormen en bosmuizen zijn vergeleken met gehalten in monsters uit aangrenzende weilanden en kerseboomgaarden van overeenkomstige ouderdom (Fuchs *et al.* 1985). De vroegere specifieke toepassing van DDT in appel- en pereboomgaarden blijkt ook nu nog uit de duidelijk hogere gehalten aan DDT-residuen, die zowel in de bodemonsters als in gebruikte indicatorsoorten werden aangetroffen (zie tabel 5).

Lange-termijneffecten van DDT en parathion op de bodemfaunasoorten als, springstaarten en mijten worden beschreven in een CCRX-rapport over cholinesterase-remmende stoffen (Kuiper 1985). Het effect was in beide gevallen een afname in aantal soorten en een verandering in de soortensamenstelling.

Vastgesteld werd dat effecten langer herkenbaar bleven na gebruik van DDT dan na bespuiting met parathion.

De toxiciteit van de meeste bestrijdingsmiddelen voor bijen, m.n. de honingbij (*Apis mellifera*), is goed onderzocht. Een overzicht van de incidenten die zich in Nederland over de periode 1985-1987 hebben voorgedaan volgens de Algemene Inspectiedienst (AID), wordt gegeven in Canters *et al.* (1989). In een aantal gevallen wordt een directe relatie verondersteld tussen het gebruik van bestrijdingsmiddelen en bijensterfte. Deze middelen betreffen o.m. parathion, paraquat, aldicarb en pirimicarb.

Dagvlinders zijn in Nederland sterk achteruitgegaan: in de loop van deze eeuw zijn reeds 15 van de 75 soorten verdwenen, terwijl bijna 30 soorten sterk tot zeer sterk in aantal zijn verminderd. Een van de oorzaken van de achteruitgang is wellicht de verontreiniging van leefgebieden, onder andere door het gebruik van bestrijdingsmiddelen (Nijhoff & Brunt 1989). In het Beschermingsplan Dagvlinders van het ministerie van LNV (1989) wordt de achteruitgang van dagvlindersoorten mede verklaard door het sterk toegenomen gebruik van insecticiden en herbiciden. Insecticiden kunnen, al of niet bedoeld, direct toxisch zijn, of de combinatie ervan kan dodelijk zijn voor rupsen en vlinders. De effecten van herbiciden zijn van indirecte aard. Het gebruik heeft tot gevolg dat de waardplanten en nectarplanten verdwijnen.

Tabel 5. Gemiddelde concentraties (in mg.kg^{-1}) drooggewicht $\pm$ s.e.) aan DDT-residuen in bodem (0-10 cm) en terrestrische organismen in de Betuwe, *n* is het aantal bemonsterde lokaties.

monsters	bodemgebruik	n	concentraties		
			<i>p,p'</i> -DDT	<i>p,p'</i> -DDE	<i>p,p'</i> -DDE
grond	appel-/pere-boomgaard	4	530 $\pm$ 160	580 $\pm$ 160	62 $\pm$ 13
	kerseboomgaard/weiland	4	13 $\pm$ 3	10 $\pm$ 3	3 $\pm$ 0.7
regen-wormen ¹	appel-/pere-boomgaard	3	1490 $\pm$ 345	3810 $\pm$ 1670	46 $\pm$ 4
	kerseboomgaard/weiland	4	23 $\pm$ 4	92 $\pm$ 58	nd
bosmuizen ²	appel-/pere-boomgaard	3	nd	415 $\pm$ 19	nd
	kerseboomgaard/weiland	4	nd	125 $\pm$ 70	nd

nd = niet detecteerbaar.

¹ *Allobophora caliginosa* en *Lumbricus rubellus*;

² *Apodemus sylvaticus*

(naar Fuchs *et al.* 1985)

Tabel 6. Concentraties van Zn, Cu en Pb (mg.kg^{-1}) in sediment en slib van twee estuaria. Aantal waarnemingen is aangegeven door n.

	Zn	Cu	Pb	n
Westerschelde				
- neerslagzone (Antwerpen-Hansweert)				
sediment	476	91	138	14
slib	1090	215	277	5
- zone zeewaarts (Hansweert-Vlissingen)				
sediment	209	58	101	12
slib	260	107	130	5
- Verdrongen Land van Saeftinge				
sediment	121	0	41	1
Eems-Dollard				
- Dollard				
sediment	150	24	47	18
slib	230	27	57	19
- Eems (Uithuizerwad-Eemshaven)				
sediment	153	11	45	18
slib	160	25	47	19

(naar Van Damme *et al.* 1984)

3.3.2. Aquatisch

Van Damme *et al.* (1984) vergelijken de benthische meiofauna van de Westerschelde en de Eems-Dollard. De hydrologische en fysische omstandigheden zijn voor beide gebieden ongeveer gelijk en de wateren herbergen een vergelijkbare fauna. De concentraties van organische microverontreinigingen in Westerschelde en Eems-Dollard zijn vergelijkbaar en in de meeste gevallen te laag om effecten te veroorzaken. De concentraties Cu, Pb en Zn in het sediment van de Westerschelde zijn daarentegen veel hoger dan in de Eems-Dollard (zie tabel 6). In bioassays is vastgesteld dat het kopergehalte zo hoog is (tot maximaal 215 mg.kg^{-1}), dat eiproduktie en larvale ontwikkeling van planktonische copepoden sterk worden geremd. Voor Pb en Zn zijn dergelijke gegevens niet voorhanden.

Lozingen van afvalwater, sterk verontreinigd met organische stoffen, veroorzaken in grote delen van het Eems-Dollard-estuarium zuurstofloosheid (fig. 5).

Door deze seizoenafhankelijke anaërobe situatie ontwikkelden zich grote populaties diatomeeën, nematoden en oligochaeten, terwijl de macrofauna ontbrak. De diversiteit in soorten in het zuurstofloze gebied was zeer gering: slechts twee soorten van diatomeeën en nematoden vormen respectievelijk ongeveer 70% en 90% van de totale populatie. Na een sterke reductie van de lozing met 70% herstelde het ecosysteem zich enigszins, hetgeen onder meer bleek uit een toename van het aantal soorten (Admiraal *et al.* 1989). De afname van de soortendiversiteit is te wijten aan de verontreiniging, al kunnen fysische factoren zoals klimaatinvloeden en bodemstructuur daarbij een rol spelen. De sterke ontwikkeling van enkele soorten kan te maken hebben met het verdwijnen van predatoren zoals de zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*) (Bouwman *et al.* 1984).

De vervuiling van de Westerschelde door lozingen en stortingen van afvalstoffen is er de oorzaak van dat gehalten zware metalen in mosselen (*Mytilus edulis*) de hoogste van de Nederlandse kust zijn. Verder landinwaarts blijken de mosselen aanzienlijk meer Cd en PCB's te bevatten dan uit het westelijk deel (De Vries 1984).

In 1984 heeft een monitoringonderzoek plaatsgevonden naar gehalten van Cd en Zn in mosselen in de Ooster- en Westerschelde. Mosselen uit de relatief schone Oosterschelde worden overgebracht naar de verontreinigde Westerschelde. Het blijkt dat beide metalen accumuleren (fig. 6). Overbrenging van mosselen uit de Westerschelde naar de Oosterschelde toont aan dat er geen eliminatie van Cd en Zn plaatsvindt (Luten *et al.* 1986) (tabel 7).

Wilde Japanse oesters (*Ostrea* spp.) in de Oosterschelde en andere Zeeuwse wateren vertonen ernstige misvormingen. De schelp is opgezwollen, soms zelfs kogelrond. Het materiaal is bros en zit vol luchtkamertjes. Oorzaak van de misvormingen zijn de aangroeiwerende verven die organische tinverbindingen (vooral tributyltin) bevatten. In tabel 8 worden enige karakteristieken van organotinverbindingen opgenoemd. Onderzoek aan de purperslak (*Thais lapillus lapillus*) toonde aan dat als gevolg van organotinverbindingen de voortplanting sterk geremd wordt.

Blootstelling van waterorganismen aan tributyltin vindt plaats via opname uit verontreinigd slib en water; in voedselketens hoopt deze stof zich sterk op. In de Eems-Dollard zijn relatief hoge concentraties trifenyltinverbindingen aangetoond. Deze worden gebruikt in de aardappelteelt en brengen schade toe aan waterorganismen (Annema 1988). In het onderzoek van Brand (1988) konden geen daadwerkelijke effecten van organotinverbindingen bij oesters uit het Grevelingenmeer worden geconstateerd. Wel werden verontrustend hoge gehalten tributyltin in het zomerseizoen aangetroffen. Volgens de literatuur kunnen organotinverbindingen een slechtere groei en sterfte veroorzaken. Tevens treedt bioaccumulatie op die leidt tot verstoring van fysiologische processen en misvormingen.

Tabel 7. Opname van Cd en Zn door mosselen uit de Oosterschelde, na overplaatsing naar de Westerschelde voor de duur van 70 dagen.

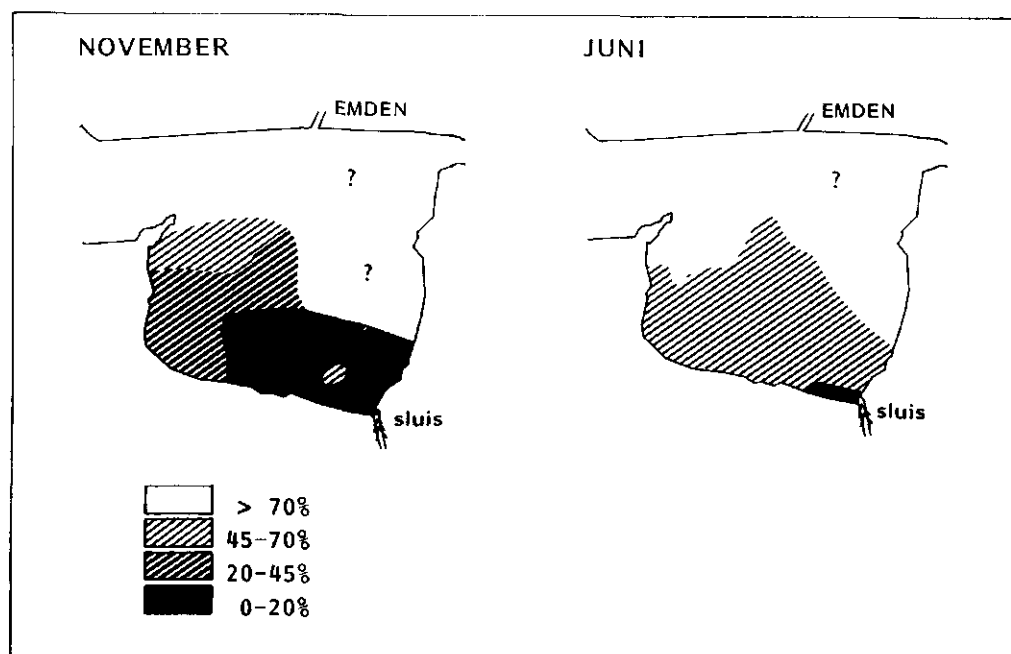
	Cd	Zn
opname in mg.kg ⁻¹ droge stof per dag	0.029	0.47
uiteindelijk gehalte in mg.kg ⁻¹ droge stof	2.5	106
% van in Westerschelde levende mosselen	30	40

(Naar Luten *et al.* 1986)

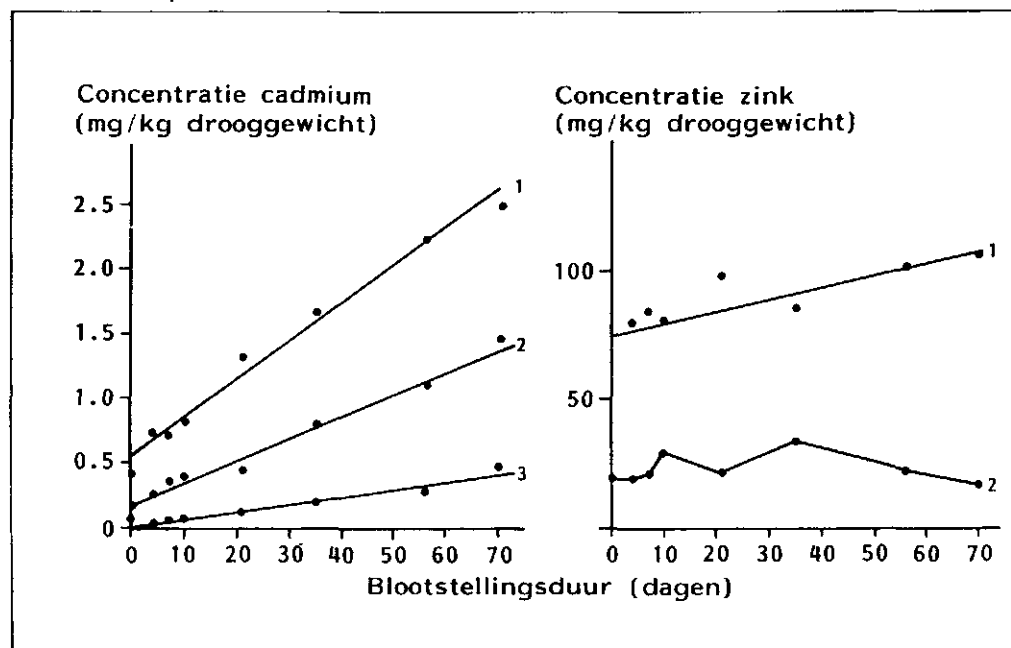
Tabel 8. Enkele karakteristieken van organotinverbindingen.

verbinding	belangrijkste toepassingen	afbraak in het milieu	giftigheid
tetra-organotin (tin met vier organische groepen)	uitgangsprодукt voor andere organotinverbindingen	wordt zeer snel omgezet in tri-organotin	zeer giftig voor waterfauna en zoogdieren
tri-organotin (tin met drie organische groepen)	aangroeiwerende verf, landbouwbestrijding, houtverduurzaming	wordt langzaam omgezet in di-organotin	zeer giftig voor waterfauna en zoogdieren
di-organotin (tin met twee organische groepen)	stabilisatoren in PVC	wordt zeer langzaam omgezet in mono-organotin	giftig voor algen en vissen; minder acuut giftig dan tri-organotin voor zoogdieren, wel chronisch giftig
mono-organotin (tin met één organische groep)	stabilisatoren in PVC	wordt zeer langzaam omgezet in tin	niet acuut giftig; voor zoogdieren enigszins giftig bij langdurende inname

(naar Annema 1988)



Figuur 5. Zuurstofverzadiging (%) in het water van de Eems-Dollard in twee maanden (naar Van Es et al. 1980).



Figuur 6. Accumulatie van Cd en Zn in mosselen na overplaatsing van de Ooster- naar Westerschelde (1 = totale concentratie, 2 = concentratie in cytosol, 3 = concentratie actief cadmium gemeten met behulp van A.S.V.) (naar Luten et al. 1986).

De achteruitgang van de beekschaatsenrijder (*Gerris najas*), een wants, is te wijten aan de verontreiniging van beken en riviertjes met stoffen die de oppervlakte-spanning van het water verlagen, zoals wasmiddelen. Het verdwijnen van prooidieren door bestrijdingsmiddelen kan ook een oorzaak zijn, die echter nog niet aangetoond is (Nijhoff & Brunt 1989).

3.4. Effecten op gewervelden

3.4.1. Amfibieën

De boomkikker is achteruitgegaan door een sterke vervuiling van de wateren waarin de soort voorkomt. De landvegetaties waarin boomkikkers leefden zijn veelvuldig bespoten met pesticiden (Nijhoff & Brunt 1989).

3.4.2. Reptielen

Uit de studie kwamen geen geconstateerde effecten op reptielen naar voren.

3.4.3. Vissen

Er is sterfte onder vissen geconstateerd als gevolg van het gebruik van endosulfan dat door lozingen in het oppervlaktewater terechtgekomen is. Endosulfan heeft in 1985 een aantal keren massale vissterfte in de Noord-oostpolder veroorzaakt (Groen 1989). Tabel 9 geeft een overzicht van incidenten met bestrijdingsmiddelen. Hieruit blijkt dat endosulfan een belangrijke rol heeft gespeeld.

Bodemvissen uit de Westerschelde en de Duitse Bocht lijden vaker aan vinrot en zweren dan vissen uit relatief schone wateren. Vissen in de Noordzee hebben een verhoogd kankerpercentage op plaatsen waar baggerspecie en chemisch afval wordt gestort. Gehaltes van chemische stoffen in mosselen, vissen en eieren van diverse watervogels zijn hoger in gebieden met vervuilde waterbodems dan in vergelijkbare relatief schone gebieden (Leuven 1988).

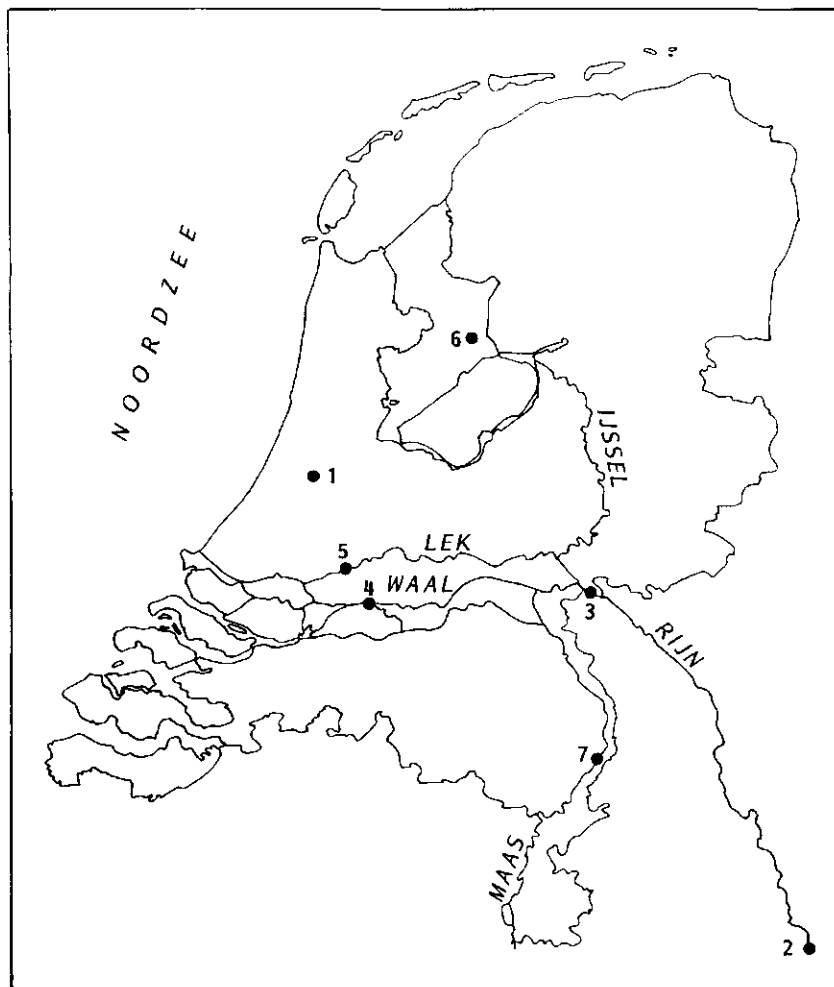
De achteruitgang van de snoek is te wijten aan het verdwijnen van waterplanten in zijn leefgebied onder meer door het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Voorbeelden hiervan zijn wateren in Friesland, de Randmeren, de Utrechtse Plassen en wateren in verkavelde polders op zand en kleigronden (Nijhoff & Brunt 1989).

Tabel 9. Geregistreerde incidenten met vissen.

middel	jaar	plaats	teelt	oorzaak
endosulfan	1985	Zuid-Limburg	onbekend	lozing?
endosulfan	1986	Zuid-Limburg	champignonteelt	lozing?
endosulfan	1986	Zuid-Limburg	champignonteelt	lozing?
endosulfan	1985	Drenthe	tuinbouw	lekkende mengtank
endosulfan	1987	Westland	glastuinbouw	illegaal gebruik
endosulfan	1987	Westland	glastuinbouw	lozing?
endosulfan	1986	Maassluis	glastuinbouw	lozing?
endosulfan	1986	Kralingen	tuinbouw	lozing?
endosulfan	1985	N.O.-polder	rozenkas	drain en hemelwater
endosulfan	1985	N.O.-polder	fruitteelt	diffuus?
endosulfan	1985	N.O.-polder	fruitteelt	?
endosulfan	1986	Maasdriel	champignonteelt	?
endrin	1985	Uithoorn	glastuinbouw	?
pentachloorfenol	1986	Maasdriel	champignonteelt	?
tolchlofosmethyl	1986	Westland	?	lozing spuitvloeistof
metamnatrium	1986	Westland	?	?
dinoseb	1987a	Drenthe	aardappelteelt	aanmaken/spoelen?
dinoseb	1987b	Drenthe	aardappelteelt	aanmaken/spoelen?

(naar Canters *et al.* 1989)

Slooff en De Zwart (1983) toonden aan dat de mortaliteit bij brasem (*Abramis brama*) gerelateerd is aan de vervuillingsgraad van het water waarin ze leven. Tijdens de monstercampagne in de vroege lente en late herfst van 1979 en 1980 zijn de gehalten van een aantal organische verbindingen in het water van de Rijn (Lobith), Maas (Eijsden) en het Braassemermeer bepaald (voor locaties zie fig. 7). Vissen afkomstig uit de Rijn, Maas en IJssel vertonen voor locaties een hogere mortaliteit dan vissen uit relatief schone wateren, zoals het Braassemermeer (tabel 10).



- | | |
|------------------------------------|---------------------------|
| 1-Braassemermeer | 5-de Lek nabij Streefkerk |
| 2-Nieder-Kessel | 6-het IJsselmeer |
| 3-Lobith | 7-de Maas bij de stuw in |
| 4-de Waal ter hoogte van Gorinchem | Belfeld |

Figuur 7. Overzichten van vangplaatsen van brasem.

Opvallend is dat in vervuilde wateren bij brasem een verhoogde voortplantingsactiviteit wordt waargenomen, die mogelijk optreedt ter compensatie voor de belasting met verontreinigende stoffen (Slooff & De Zwart 1983).

In Hardenberg treedt in april 1983 een plotselinge vissterfte op. Naar aanleiding van deze sterfte zijn een watermonster en een monster van blankvoorn (*Rutilus rutilus*) onderzocht op de aanwezigheid van dinoterb, een bestanddeel van het herbicide Tolkan S. In het water afkomstig van de vermoedelijke lozingsplaats kon dinoterb aangetoond worden. In het eetbare deel van de vis werd geen dinoterb aangetroffen, echter wel in de kieuwen van de blankvoorn (De Vries 1983).

Tabel 10. Tabel met gegevens over mortaliteit van brasem*, verzameld in oppervlaktewateren met verschillende graad van vervuiling.

vang-plaats	ge-slacht	aantal	correlatie-coëfficiënt	Z**	s	A
Braassemermeer (referentie)	F	580	0.92	0.42	0.66	0.34
	M	350	0.89	0.43	0.65	0.35
Rijn (vangplaats 2)	F	26	0.99	0.94	0.39	0.61
	M	19	0.89	0.75	0.47	0.53
Rijn (vangplaats 3)	F	252	0.96	1.23	0.29	0.71
	M	204	0.90	1.09	0.34	0.66
Waal	F	320	0.97	0.86	0.42	0.58
	M	102	0.93	1.10	0.33	0.67
Lek	F	228	0.99	0.64	0.53	0.47
	M	149	0.99	0.87	0.42	0.58
IJsselmeer	F	133	0.80	0.41	0.66	0.34
	M	138	0.93	0.75	0.47	0.53
Maas	F	346	0.98	0.74	0.48	0.52
	M	252	0.94	0.74	0.48	0.52

* leeftijd van de gevangen vis bedraagt 7-12 jaar.

** z = mortaliteitscoëfficiënt; bepaald door regressie
 $s = e^{-z}$, overlevingskans op jaarbasis,
 $A = 1-s$, mortaliteit per jaar.

(naar Slooff & de Zwart 1983)

3.4.4. Vogels

Terrestrisch

Bos (1984) maakt melding van effecten van loodhagel (metallisch lood, Pb) op (water)vogels. De loodkorrels worden met het voedsel opgenomen en door erosie komt Pb in de maag beschikbaar. Er treedt schade op aan nieren, lever en zenuwstelsel; de effecten zijn onder andere bloedarmoede, ingewandskwalen en spierverlammingen. Van loodvergiftiging zijn een aantal incidenten bekend. In het Haringvliet stierven jaarlijks tientallen grauwe ganzen (*Anser anser*) door de opname van loodhagel. In Zeeuws-Vlaanderen (1980) sterven in de nabijheid van een kleiduivenschietbaan meer dan 100 grauwe ganzen per

jaar. De laatste jaren blijkt dat 5-10% van de wilde eenden (*Anas platyrhynchos*) loodkorrels ingeslikt te hebben.

Smit *et al.* (1988) wijten de opname van Pb in het bloed aan slijtage in de maag, gevolgd door opname via de darmwand. Loodvergiftiging is bij 17 soorten vogels aangetoond. Aanzienlijke sterfte, vooral onder grauwe ganzen, vindt plaats in de omgeving van Numansdorp en in Zeeuws-Vlaanderen (Braakmanpolder) op een kleiduivenschietbaan. Vastgesteld wordt dat loodvergiftiging bij roofvogels onwaarschijnlijk is.

Naast loodvergiftiging bij zwanen, ganzen en eenden werden ook bij ralachtigen loodresiduen geconstateerd in organen en botten. Onderzoek van het CDI aan een waterral (*Rallus aquaticus*) leidde tot de conclusie dat deze heeft geleden aan loodvergiftiging door loodhagel (tabel 11). Het voedselpakket van de waterral omvat aas en regenwormen. Het aas bestaat nogal eens uit door de jacht aangeschoten watervogels, die in hun bloed een verhoogd loodgehalte hebben en bovendien nog loodhagelkorrels kunnen bevatten (De Kroon 1986).

In 1976, tijdens een koude periode in januari en februari, treedt een hoge sterfte onder blauwe reigers (*Ardea cinerea*) op. De sterfte vindt vooral plaats in Utrecht en Noord- en Zuid-Holland, en is het gevolg van het lokale gebruik van Hg-fungiciden in de aardappel- en bloembollenteelt (Van der Molen *et al.* 1981). Dit had in het aansluitende broedseizoen een teruggang met 19% van de populatie tot gevolg. Uit analyse van 41 gestorven individuen, afkomstig uit het westen van het land, bleek de aanwezigheid van relatief hoge kwik- en seleenresiduen in lever en nieren. Bij minstens 5% was zonder meer sprake van letale kwikbelastingen in de lever (meer dan 400 mg.kg⁻¹). Bij 20% van de reigers met concentraties van meer dan 160 mg.kg⁻¹ in de lever, kan de combinatie met stress veroorzaakt door winterkoude en ondervoeding eveneens letaal zijn geweest. Er werd geen relatie gevonden tussen de gehalten en geslacht, leeftijd, conditie en broedervaring van de vogels. Waarden boven 160 mg.kg⁻¹ in de lever worden gevonden bij reigers in een gebied in het noorden van Noord-Holland. Deze waarden liggen vier tot tien maal boven de tot dan toe bij vogels in Nederland vastgestelde waarden.

Tabel 11. Analyses op lood in mg.kg⁻¹ droge stof bij tamme ganzen en ralachtigen.

	gans	waterral	meerkoet
lever	92,3	18,7	1,7
nier	77,8	90,0	-
tibia	157,0	41,0	1,9

(naar De Kroon 1986)

Tabel 12. Sterfte onder kerkuilen (*Tyto alba*) als gevolg van vergiftiging.

jaar	aantal	plaatsaanduiding	verantwoordelijke stof(fen)
1959	3	Oost-Flevoland	parathion
1962	± 20	Nederland	parathion
1971	44	Zeeland	chloorkoolwaterstoffen (in zaaigraan)
1972-1973 (winter)	43	Zeeland en Noord-Brabant	chloorkoolwaterstoffen
1975	1	Eysden (Limburg)	diarinon (fosforester)

(naar Braaksma & De Bruyn 1976)

Braaksma en De Bruyn (1976) hebben de sterftegegevens onder kerkuilen als gevolg van vergiftiging geïnventariseerd. De sterfte is het gevolg van de opname van onder andere drins, DDE, HCB maar ook PCB's lijken verantwoordelijk. In het artikel wordt gewezen op onderzoeken die als oorzaak voor de sterfte door chloorkoolwaterstoffen de consumptie van vergiftigde prooidieren aanwijzen. Tabel 12 geeft een overzicht van vergiftigingsgevallen in de periode 1959-1975.

Jonkers (1979) heeft onder andere de invloeden van bestrijdingsmiddelen op vogels en zoogdierpopulaties op tien verschillende plaatsen in Nederland bestudeerd. In de periode 1969-1978 zijn op die tien locaties door het gebruik van DDT en arsenicumverbindingen (As) een aantal effecten op individu-niveau geconstateerd. In het Lage Veld (Culemborg) werd een ransuil (*Asio otus*) dood aangetroffen met een letale concentratie DDT. In eieren van merels (*Turdus merula*) op de locatie Munnekezijl werden verhoogde gehalten DDT aangetroffen. Op de locaties Kollumerpomp en Roggebotsluis werden voor vogels in het algemeen hoge residuwaarden DDT vastgesteld. Effecten op populatieniveau zijn niet vastgesteld.

Het aantal gevallen van vergiftigingen bij vogels varieert sterk per seizoen omdat het rechtstreeks afhankelijk is van het aantal aanwezige vogels, het aanbod van voedsel, de inzaai en de oogst. In 1977 stierven veel vogels als gevolg van een intensieve emeltenbestrijding die noodzakelijk was vanwege de droge zomer van 1976. In het vroege voorjaar van 1985 stierven veel eenden die zich voedden met het reeds groene wintergraan. Eveneens in 1985 werden kolganzen getroffen door een verschuiving van de najaarsbehandeling van gras naar december vanwege vorst de maand ervoor (Smit *et al.* 1986). Over de periode 1975-1988 waren meer dan 20% van de ongeveer 15.000 vogels die de Werkgroep Vogelsterfte onderzocht, vergiftigd, hoofdzakelijk als gevolg van doelbewust misbruik van bestrijdingsmiddelen (tabel 13). Bijna 75% van alle vergiftigingen van in het wild levende vogels werd veroorzaakt door parathion. Het aantal vergiftigingen veroorzaakt door ongewenste neveneffecten

ten als gevolg van wettelijk toegelaten toepassingen van bestrijdingsmiddelen was marginaal, namelijk 7%.

Eenden, meeuwen, duiven en kleine zaadeters en roofvogels zijn in dit onderzoek in kwantiteit de meest getroffen vogels (tabel 14). Daarbij zijn de gegevens van roofvogels van groot belang omdat in nagenoeg alle gevallen sprake was van vergiftiging door vergiftigd aas. Vogels die uitsluitend op levende prooi jagen, zijn veel minder vaak het slachtoffer. In de periode 1984-1988 blijkt het percentage vergiftigingsgevallen veroorzaakt door parathion licht af te nemen, terwijl alfachloralose en aldicarb een groter aandeel in de vogelsterfte voor hun rekening nemen (Spierenburg *et al.*, 1991). In figuur 8 worden deze gegevens weergegeven.

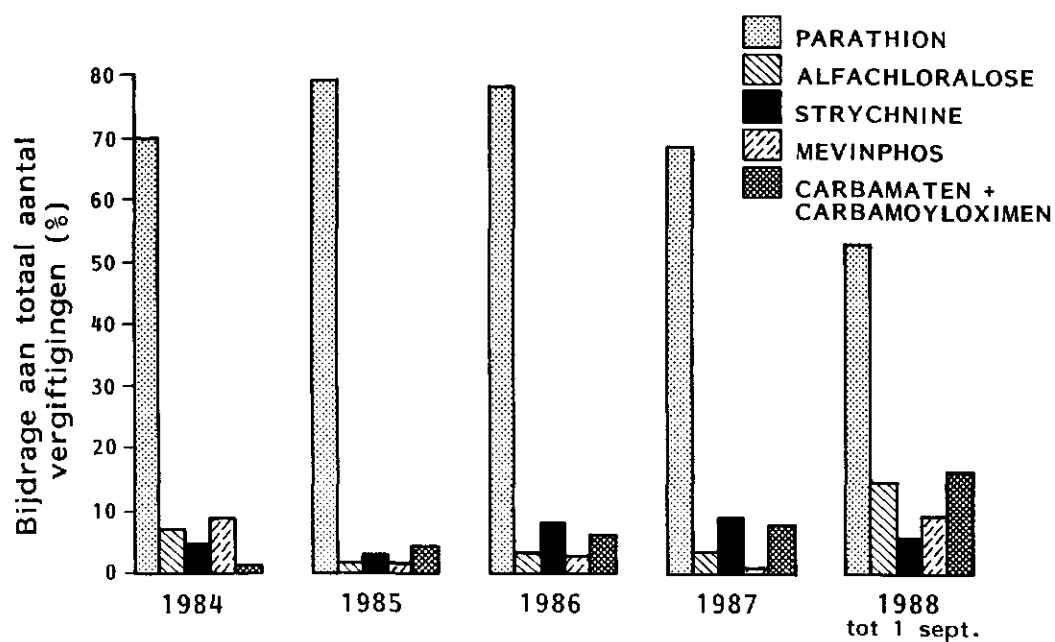
Smit en Colijn (1988) maken melding van sterfte van 41 rode wouwen (*Milvus milvus*) in de periode 1975-1985 (fig. 9). Van dit aantal bleken 38 exemplaren vergiftigd te zijn door stoffen als parathion, alfachloralose, strychnine, mevinfos en aldicarb. De voorjaarsrek van wouwen, van februari tot april, is tevens de periode waarin men zaadeters en predatoren probeert te weren uit landbouwgebieden. De wouwen worden vergiftigd door de jacht op reeds vergiftigde en dus verzwakte vogels en door het eten van vergiftigd aas.

Tabel 13. Toegepaste bestrijdingsmiddelen in percentage van het aantal acute vergiftigingsgevallen in de jaren 1975-1985.

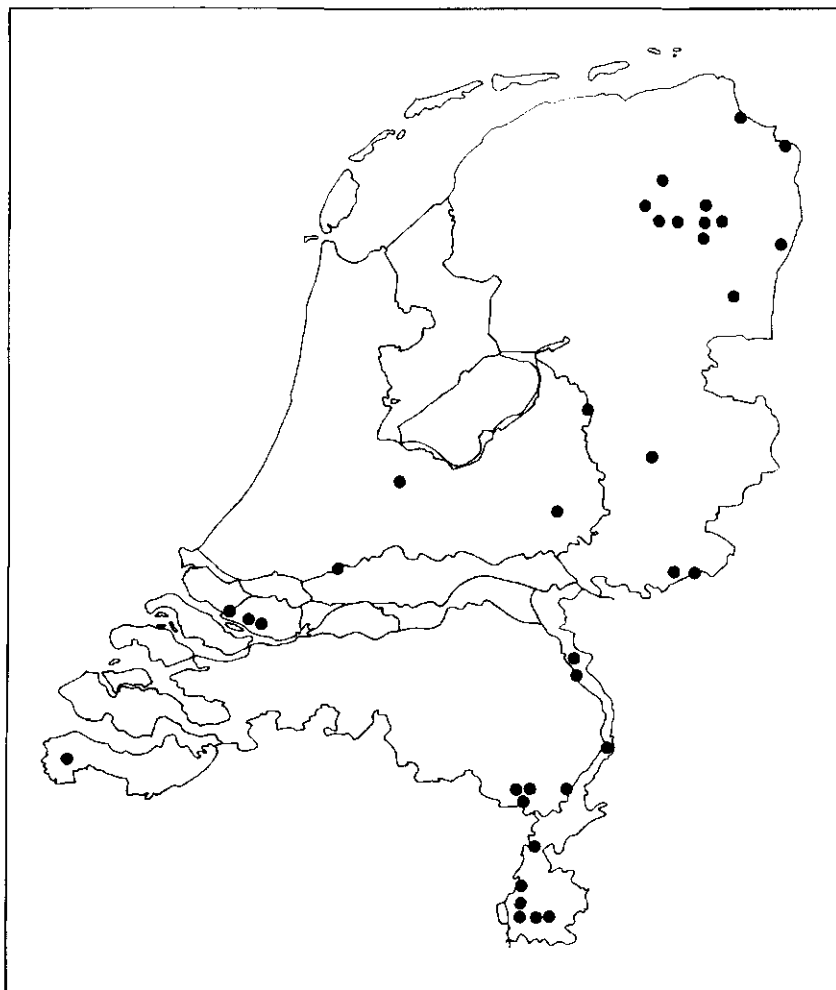
parathion	72,6%
alfa-chloralose	6,6%
strychnine	3,9%
diazinon	2,9%
mefinfos	1,4%
carbamaten	1,3%
endosulfan	1,1%
gechloreerde koolwaterstoffen	1,0%
overige	9,2%

Tabel 14. Aantal onderzochte vogels vergeleken met het aantal vergiftigde vogels in de jaren 1975-1985.

	onderzocht	vergiftigd	percentage vergiftigd
wilde ganzen	190	99	52,1%
tamme ganzen	45	32	71,1%
wilde zwanen	42	7	17,7%
knobbelzwanen	156	4	2,6%
wilde-eendesoorten	399	129	32,3%
bastaardeenden	627	185	29,5%
roofvogels (aaseters)	1442	433	30,0%
wilde hoenders	59	41	69,5%
tamme hoenders	74	47	63,5%
bleshoenders	467	58	12,4%
meeuwen	3246	113	3,5%
wilde duiven	358	129	36,0%
postduiven	427	323	75,6%
stadskuiven	258	139	53,9%
lijsterachtigen	383	41	10,7%
kleine zaadeters	522	201	38,5%



Figuur 8. Jaarlijkse frequentie van vogelvergiftigingen door vijf belangrijke bestrijdingsmiddelen.



Figuur 9. Vindplaatsen van vergiftigde rode wouwen in de periode 1975-1988.

Aquatisch

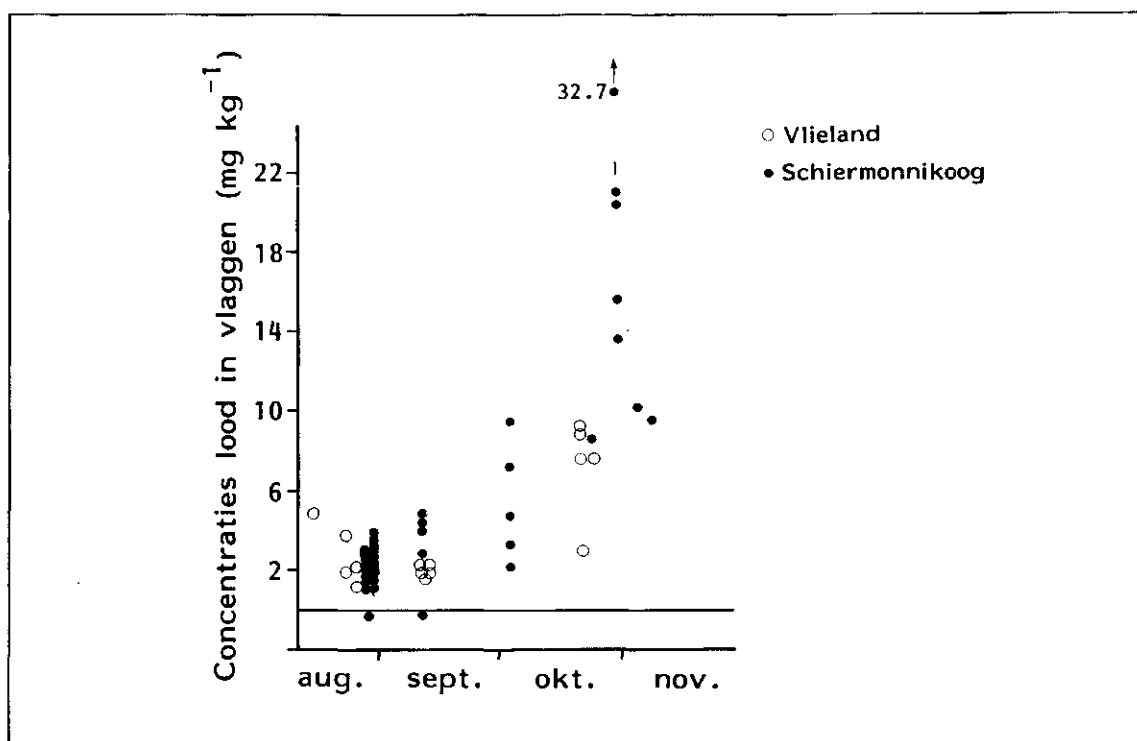
Experimenten met kuifeenden (*Aythya fuligula*) vanaf 1982 laten zien dat voedselketeneffecten optreden via driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*). De stoffen waar in het onderzoek de aandacht naar uitging, betroffen vier zware metalen (Cd, Zn, Cu, Hg) en organische verbindingen in de vorm van DDE, hexachloorbenzeen (HCB) en PCB's. In twee gebieden, Haringvliet (verontreinigd) en Markermeer (referentie), werden van alle onderzochte stoffen bij kuifeenden uit het Haringvliet hogere gehalten in levers vastgesteld, evenals een afgenomen niergewicht. Tevens traden effecten op die de populatie als geheel schaden: nesten werden slordiger afgewerkt en vaak niet bebroed, eieren waren kleiner in omvang en het gewicht en schaaldikte waren verlaagd ten opzichte van het referentiegebied. Kortom, het broedsucces van de populatie in het Haringvliet was geringer dan dat van de populatie in het Markermeer (Kuiper 1985). Ook de broedresultaten van kuifeenden die werden

gevoerd met mosselen uit het Haringvliet en Hollands Diep, waren veel slechter dan van dieren die schoon voedsel kregen (Leuven 1988).

Via de Rijn en de Noordzee wordt vervuild water naar de Waddenzee getransporteerd. Onderzoek in 1984 aan veren van de kanoetstrandloper (*Calidris canutus*), tureluur (*Tringa totanus*) en grutto (*Limosa limosa*) op Vlieland en Terschelling toont aan dat Pb snel accumuleert in veren van juveniele kanoeten en dat bij veren van volwassen exemplaren verhoogde gehalten worden vastgesteld. Ook met behulp van een methode waarbij het zinkprotoporfirinegehalte wordt bepaald, kon worden aangetoond dat opname van Pb optreedt bij juveniele vogels op Vlieland (Goede & De Voogt 1985).

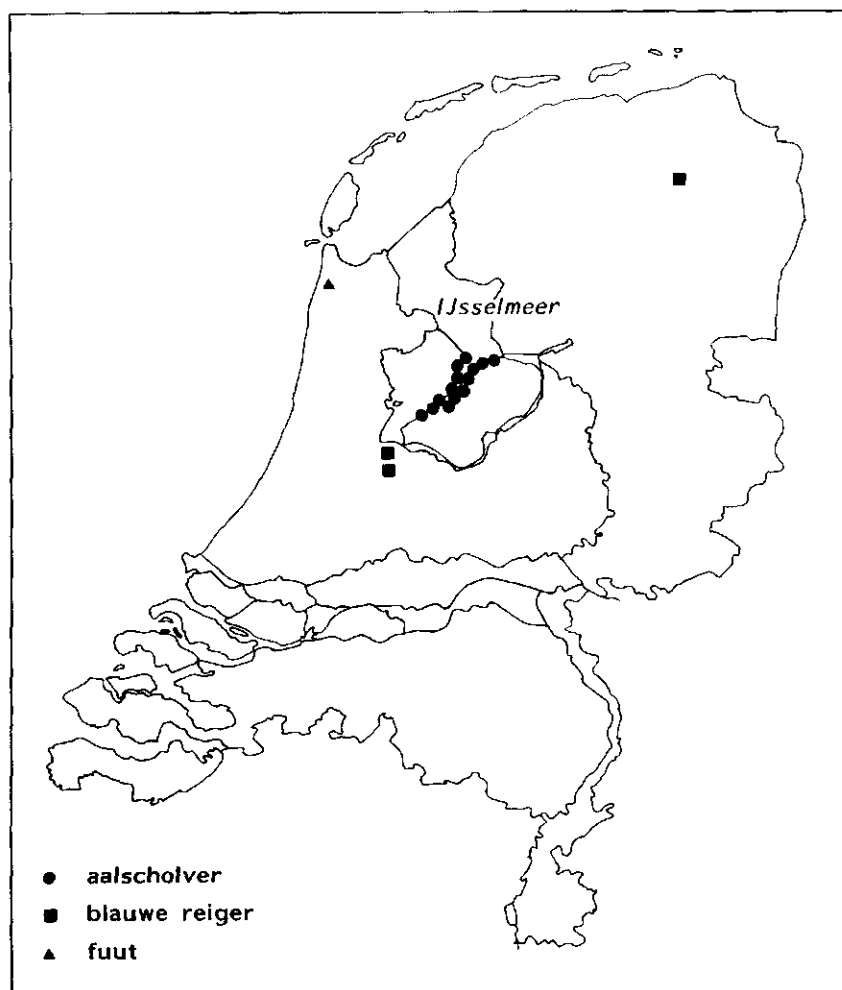
In 1985 werd een onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van vier metalen in veren van de bonte strandloper (*Calidris alpina*). Seleen (Se) blijkt te accumuleren in de nieren van overwinterende vogels in het Waddengebied, maar wordt na hun terugkeer in het broedgebied snel uitgescheiden. Er blijkt geen effect op de reproductie waarneembaar te zijn. Hg accumuleert in veren, lever en nieren al is de opname gering hetgeen blijkt uit gehalten in het zomerverenkleed. As wordt in enigszins verhoogde gehalten aangetroffen in de nieren van overwinterende vogels. As wordt niet aangetroffen in de veren. Wat Cd betreft treedt leeftijdsafhankelijke accumulatie in de nieren op. Effecten zijn niet waargenomen (Goede et al. 1989).

De belasting van steltlopers in het Waddengebied zoals de kanoetstrandloper, de rosse grutto (*Limosa lapponica*) en de IJslandse tureluur (*Tringa totanus robusta*), is vastgesteld door veren te analyseren (Goede 1985). De gehalten aan Hg, Pb, Zn en Se zijn verhoogd. Hg wordt tijdens de groei in de veren afgezet. Veren van tureluurs bevatten de hoogste gehalten (tot 22 mg.kg^{-1} in de veervlag). Het loodgehalte in de veervlag blijkt in de loop van de tijd toe te nemen. Het Pb wordt via de zoutklieren uitgescheiden, waarna tijdens het poetsen de veren besmet raken (fig. 10). Zn komt via inwendige wegen in de groeiende veren van de steltlopers terecht. Se blijkt zich te gedragen als Pb. Sterke uitwendige besmetting van de veer treedt in de loop van de tijd op, doordat Se via de stuitklier uitgescheiden wordt en door het poetsen op de veren terechtkomt.



Figuur 10. Concentraties van lood in veren van kanoetstrandloper.

In de periode 1980-1982 zijn de levers van 19 aalscholvers (*Phalacrocorax carbo*), drie blauwe reigers en een fuut (*Podiceps cristatus*) geanalyseerd op de aanwezigheid van polychloordibenzodioxinen (PCDD) en polychloordibenzofuranen (PCDF). De vindplaatsen van deze dood aangetroffen vogels staan aangegeven in figuur 11. Het blijkt dat de verbindingen die worden aangetroffen een gelijke structuur hebben: chlooratomen komen steeds op de 2, 3, 7 en 8 positie voor. Ook in aal (*Anguilla anguilla*) worden stoffen met dezelfde chemische structuur waargenomen. In de aalmonsters blijken 2, 3, 4, 7, 8 pentachloordibenzo-p-furaan en 1, 2, 3, 6, 7, 8 hexachloordibenzo-p-dioxine voor te komen in de range van 1 tot 5 mg.kg⁻¹. Ook in de levers van aalscholvers zijn deze stoffen als belangrijkste aanwezig (respectievelijk tot 2717 en 460 ng/kg). Dit wijst op een sterke bioaccumulatie van PCDD en PCDF met chlorering op de 2, 3, 7 en 8 positie in de voedselketen aal-aalscholver, temeer daar deze vissoort het belangrijkste aandeel vormt van het voedsel van de aalscholver. Ook in levers van de blauwe reigers en de fuut worden voor soortgelijke stoffen de hoogste concentraties gemeten (Van den Berg *et al.* 1987).



Figuur 11. Vindplaatsen van aalscholvers, reigers en futen.

De produktie van drins, aan DDT verwante insekticiden, leidde in de jaren zestig tot een grote sterfte onder de kolonie grote sterns op het eilandje Griend in de Waddenzee. Het aantal broedparen werd gereduceerd van tienduizenden tot enkele honderden. Oorzaak was de aanwezigheid van drins in het voedsel van de vogels. Via de Noordzee werden de geloosde stoffen vanuit de Nieuwe Waterweg naar de Waddenzee verspreid (Groen 1989).

De effecten van olieachtige verbindingen en plastics op zeevogels zijn in het algemeen direct van aard en leiden tot verhoogde sterfte. Deze treedt op doordat het verenkleed met olie bedekt raakt en onderkoeling het gevolg is of doordat opname van plastics kan leiden tot uithongering en verstikking.

De vervuiling met olie en plastics kent naast de fysieke bedreiging mogelijk ook toxicologische gevolgen. De opname van olie vanaf het verenkleed kan ontstekingen van het darmslijmvlies veroorzaken. Er kan groeiremming of zelfs

-stilstand optreden, waarvan de oorzaak waarschijnlijk een ontregelde hormonale functie is (Van der Kolk 1988). Bij plastic dient onderscheid gemaakt te worden tussen gebruikt plastic dat mogelijk toxische stoffen bevat en industrieel plastic (halffabrikaat) dat niet toxisch is.

Vergelijking van de maaginhoud van vogels uit het Noordzeegebied en een referentie, in de periode 1982-1984, leidt tot de conclusie dat in vogels uit het Noordzeegebied gemiddeld ruim twee maal zoveel plastic objecten worden aangetroffen (Van Franeker 1985).

Braat en Stuart (1985) melden dat in de winterperiode 1983-1984 900 slachtoffers dood op het strand van Zuid-Kennemerland werden aangetroffen en daarnaast nog enige honderden levende vogels, die in aanraking waren geweest met olie. Onder deze slachtoffers bevonden zich 430 drieteenmeeuwen (*Rissa tridactyla*), 215 zeekoeten (*Uria aalge*), 85 alken (*Alca torda*), 50 zilvermeeuwen (*Larus argentatus*), 25 Noordse stormvogels (*Fulmarus glacialis*) en 23 grote mantelmeeuwen (*Larus marinus*). In de periode januari - februari 1987 zijn ongeveer 10 000 dode vogels langs de kust over een afstand van 303 km geteld. De grootste aantallen betroffen 5200 eidereenden (*Somateria mollissima*) en 600 toppereenden (*Aythya marila*). Van Franeker (1987) constateert een sterke stijging van de sterfte in de jaren tachtig, vooral onder zeekoeten, alken en drieteenmeeuwen.

Tabel 15. Mediane loodconcentratie (in mg.kg^{-1} drooggewicht) met range in drie soorten kleine zoogdieren ($N = 5-10$ per soort) bemonsterd in een gebied verontreinigd met neergevallen loodhagel en in een niet-verontreinigd gebied.

zoogdiersoort	Pb concentratie				
	orgaan gebied	loodhagel-belast		controlegebied	
bosmuis (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	nier	5,50	(1,7-17,0)	0,65	(0,3-1,4)
	lever	2,40	(0,9-5,7)	0,45	(0,2-1,4)
rosse woelmuis (<i>Clethrionomys glareolus</i>)	nier	20,2	(5,4-56,3)	2,1	(1,7-3,7)
	lever	6,0	(3,2-27,3)	2,0	(1,0-2,5)
bosspitsmuis (<i>Sorex araneus</i>)	nier	269	(71-1267)	13,7	(3,7-24,9)
	lever	18,3	(5,9-34,5)	2,0	(1,7-3,0)

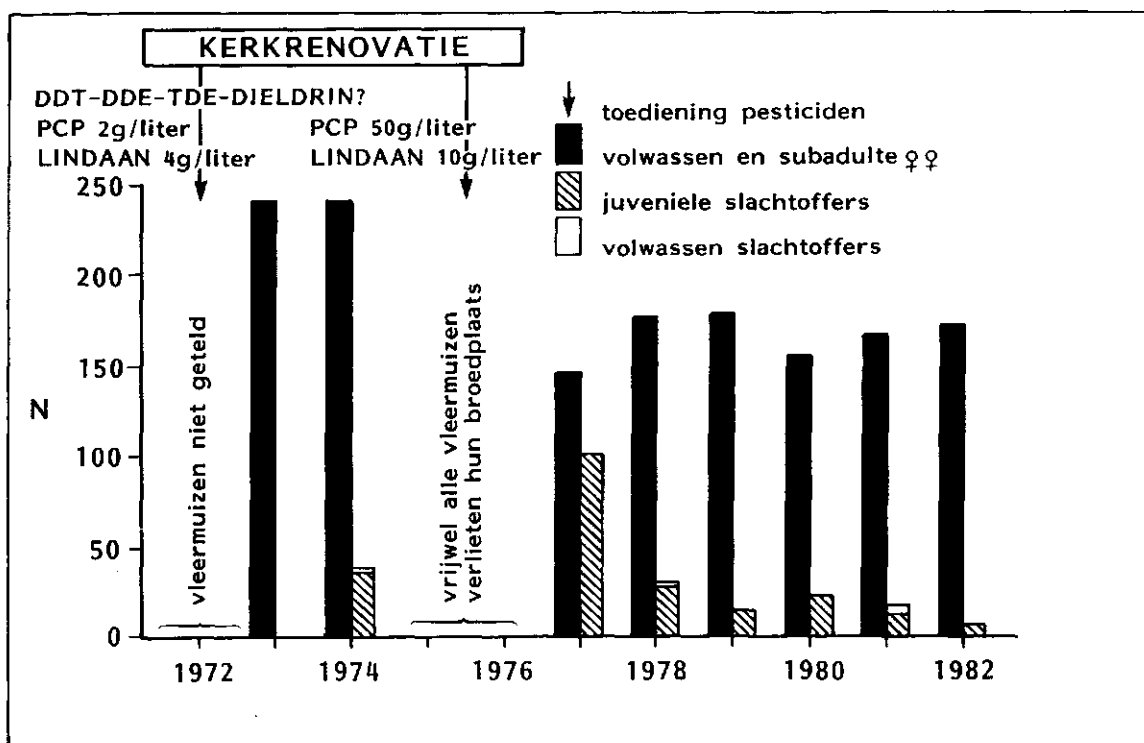
(Doelman & Ma 1986)

3.4.5. Zoogdieren

Terrestrisch

Metallisch lood (Pb) is de oorzaak van verhoogde loodgehalten in de lever en nieren van muizen die voorkomen in met loodhagel belaste gebieden zoals schietbanen (tabel 15). Vastgesteld wordt dat organen van carnivore muizen hogere gehalten bevatten vergeleken met herbivore of granivore muizen (Doelman & Ma 1986).

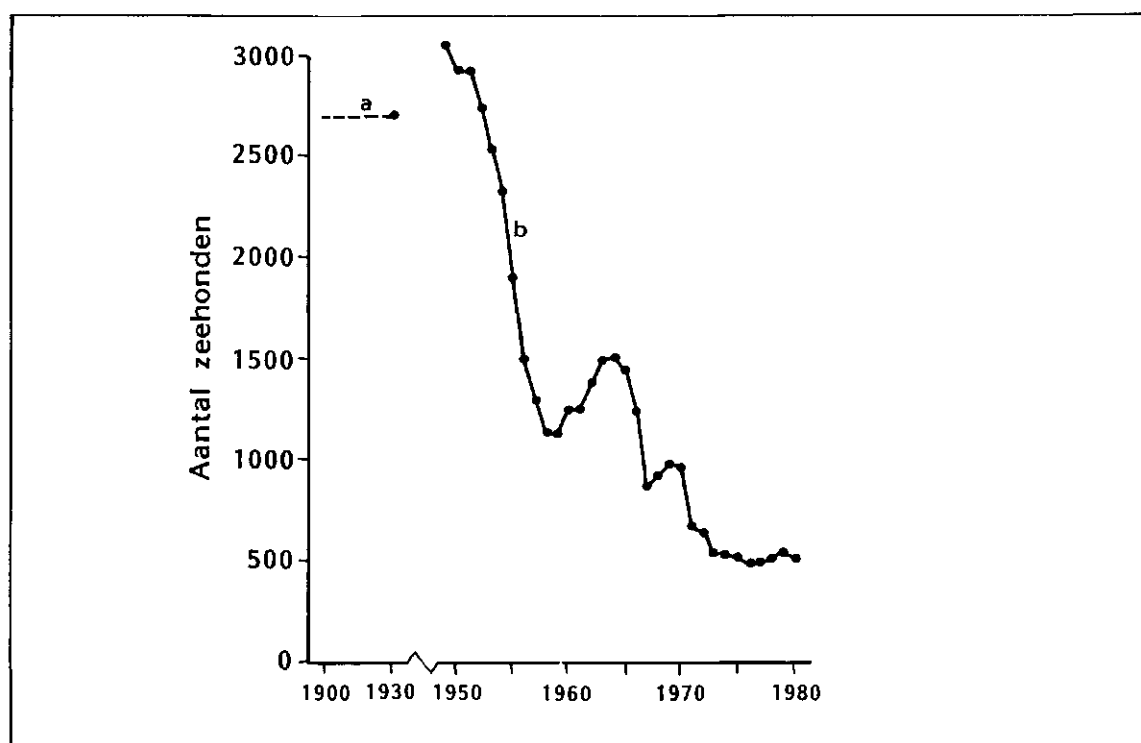
Door aanvoer en afzetting van verontreinigd slib in uiterwaarden van de Maas worden dassen (*Meles meles*) belast met zware metalen. De belasting wordt veroorzaakt door het voedselpakket waarvan regenwormen een substantieel onderdeel vormen. Onderzoek aan dassen in de periode 1985-1988 toont aan dat het Cd-gehalte in de nieren vier tot vijf maal hoger is dan bij dieren uit de rest van Nederland. De grenswaarde van $0,12 \text{ mg.g}^{-1}$ Cd in het nierweefsel wordt ruimschoots overschreden. Dit kan mogelijk leiden tot weefselafwijkingen, stofwisselingsstoornissen en effecten op gedrag en voortplanting (Ma & Broekhuizen 1989).



Figuur 12. Gehaltes pesticiden in vleermuizen.

Jonkers (1979) heeft gegevens verzameld over de invloed van biociden op zoogdierpopulaties in landbouwgebieden in de periode 1969-1979. De waarnemingen betreffen voornamelijk incidenten zoals een aantal dood aangetroffen hazen in een van de proefgebieden nabij Munnekezijl als gevolg van gebruik van arsenicumverbindingen.

De achteruitgang van diverse inheemse vleermuissoorten wordt veroorzaakt door het verdwijnen van grote aantallen geschikte zomer- en winterverblijven. De restauratie van kerken en andere gebouwen en het ontoegankelijk worden van een groot aantal Zuidlimburgse kalksteengroeven zijn daar voorbeelden van (fig. 12). Een belangrijke oorzaak is het gebruik van pentachloorfenol (PCP) en lindaan (γ -HCH) in kerken en op zolders. Vleermuizen worden blootgesteld door opname van het middel via de huid of door het schoonlikken van de vacht na contact met het behandelde hout (Daan 1980; Leeuwangh & Voûte 1985). Uit figuur 12 blijkt ook dat de toepassing van deze middelen effecten zoals sterk verminderde voortplanting veroorzaken die tot ruim vier jaar na toepassing aanwezig blijven.



Figuur 13. Aantalsverloop zeehondenpopulatie, a: schattingen, b: tot 1958 schattingen, vanaf 1959 tellingen vanuit de lucht.

Aquatisch

Reijnders (1980, 1982) beschrijft de gevolgen van de vervuiling van de Waddenzee met zware metalen (Hg, Se) en PCB's op de populatie zeehonden (*Phoca vitulina*). In het algemeen blijkt accumulatie van deze verontreinigingen op te treden. Vergelijking van gehalten in weefsels van zeehonden uit verschillende delen van de Waddenzee (Sleeswijk-Holstein, Denemarken en Nederland) duidt erop dat met name PCB's in Nederlandse zeehonden in hogere gehalten voorkomen. Geconcludeerd wordt dat er een samenhang bestaat tussen de hogere gehalten PCB's en een verminderd reproductiesucces onder de Nederlandse populatie (fig. 13). Dit is te wijten aan het feit dat bevruchte eicellen snel worden afgestoten of zich slecht innestelen in de baarmoederwand.

Tabel 16. Gegevens met betrekking tot de vijf Nederlandse otters waarvan weefsels werden onderzocht.

plaats van herkomst	Rottige Meenthe	omgeving Warffum*	Rottige Meenthe	A7 t.h.v. Terwispel	A7 t.h.v. Oudeweg
jaar vinddatum	1982 herfst	1983 herfst	1986 24 febr.	1987 22 juli	1988 14 sept.
geslacht	F	M	M	M	F
leeftijd	adult	adult	1e jaars	adult	adult
doodsoorzaak	verkeer	?	ziekte	verkeer	verkeer
bijzonder- heden	lacterend	bout z. schedel	lever- tumor	smalle uterus**	niet lacterend

* plaats van herkomst niet met zekerheid bekend

** hoewel dit dier een reeds redelijk sterk afgesleten gebit had, werd op grond van de nog smalle uterus aangenomen dat het nog geen jongen had gehad.

(Broekhuizen 1989)

Den Boer (1984) concludeert uit onderzoek in de periode 1979-1980 dat de hoge gehalten aan PCB's in zeehond veroorzaakt worden door een verhoogd gehalte in het voedsel. In platvissen en garnalen, beide belangrijke voedselbronnen, worden in het westelijk deel van de Waddenzee de hoogste gehalten waargenomen. Aanvullend onderzoek was gericht op de achtergrond van het

verminderde reproductiesucces ten gevolge van PCB's. Zeehonden werden gevoed met vis uit het westelijk deel van de Waddenzee terwijl een andere groep (controle) werd gevoed met vis afkomstig van de Atlantische Oceaan. Zeehonden die verontreinigde vis hadden gekregen, hadden een lager gehalte aan plasmaretinol (vitamine A) en thyroidhormonen. Deze verlaagde niveaus verdwenen nadat de zeehonden niet meer vis uit de Waddenzee maar uit de Atlantische Oceaan te eten kregen (Brouwer *et al.* 1989).

Tabel 17. Gemiddelde gehalten in water, waterbodem voor 1987 en 1988 op twaalf lokaties in drie gebieden (Oude Venen, Rottige Meenthe en De Deelen). Gehaltes in otters betreffende lever- en niergehalten in vier exemplaren.

	water ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	waterbodem (mg.kg^{-1} droge stof)	otters (mg.kg^{-1} vet)
Cu	3.55	22.4	19.73
Zn	3.29	180.8	95.1
Cd	0.03	1.14	0.65
Hg	0.05	0.27	2.8
Pb	2.03	73.6	0.6
As	1.47	10.2	-
PCB's	-	0.015*	104.7**

* som van zeven congenere

** totaal PCB

(naar Broekhuizen & De Ruiter-Dijkman 1988)

Een van de oorzaken van de achteruitgang van de otter is de verontreiniging van het aquatisch milieu. Bij een dood gevonden otter, afkomstig uit de Rottige Meenthe, worden sterk verhoogde gehalten PCB's in het vet van lever en nieren aangetroffen (tabel 16). De doodsoorzaak is mede te wijten aan de eigenschap van PCB's om zeer sterk te accumuleren in vetweefsel. Het onderzoek vond plaats in 1986 (Broekhuizen 1986). Broekhuizen (1989) wijst op het verhoogde risico waaraan toppredatoren, zoals de otter, zijn blootgesteld als gevolg van de accumulatie van PCB's. De effecten van PCB's omvatten zowel de mogelijke vorming van tumoren als een versnelde afbraak van geslachtshormonen in de lever door geïnduceerde verhoogde enzymactiviteit, die leidt tot een verminderde vruchtbaarheid. Claassen (1989) meldt dat gehalten PCB's in otters hoger zijn naarmate de PCB's meer chlooratomen bevatten. Tevens wordt de sterke accumulatie van Hg in otters opgemerkt (tabel 17).

3.5. Gebieden

Veel informatie heeft betrekking op duidelijk begrensde gebieden. Daarin wordt aandacht geschonken aan diverse groepen organismen. Dit heeft tot gevolg

dat er enige overlap bestaat tussen de soortgerichte en gebiedsgerichte benadering.

3.5.1. Algemeen

Bodemverontreiniging in natuurgebieden manifesteert zich op verschillende manieren. Het meest opvallend zijn stortplaatsen van afval, zoals in het Bunderbos in Zuid-Limburg, waar elzen dood gaan en de gehele karakteristieke ondergroei verdwijnt als gevolg van vergiftiging door borium dat in het grondwater terecht komt als gevolg van uitspoeling uit een hoger op de helling gelegen stortplaats. Ook gebruik van afvalstoffen kan leiden tot problemen, zoals het geval is in de Kempen. Zware metalen zoals Cd, Zn en Pb komen in bodem en grondwater terecht door uitspoeling uit wegen die met zinkassen uit de industrie zijn aangelegd (Denneman *et al.* 1987; Buisman & Endedijk 1989).

Luchtvervuiling is de oorzaak van sterk verhoogde gehalten zware metalen in de bodem in de Kempen en Zuid-Limburg (Vijlener Bos en Savelsbos). In de Kempen, zo wijst onderzoek uit, worden veel organismen geremd in hun activiteit of verdwijnen (regenwormen). De afbraak van organisch materiaal is sterk vertraagd (Denneman *et al.* 1987; Buisman & Endedijk 1989).

Onder andere door de zinkertsverwerkende industrie in Brabant wordt het milieu via het water en de lucht belast met Cd. In bodems van Brabantse vennen worden plaatselijk hoge cadmiumgehalten gemeten. Als gevolg van de lage zuurgraad is de beschikbaarheid van Cd hoog. In nieren en levers van hondsvissen (*Umbra pygmaea*) zijn waarden van 10 mg.kg^{-1} Cd gemeten (Dederen 1987).

Een andere vervuiliingsbron vormt loodhagel in jachtgebieden met name kleiduivenschietbanen, zoals onder meer gelegen bij het Zwanenwater in Noord-Holland en Hemrik in Friesland. Deze loodhagel veroorzaakt vergiftigingsverschijnselen bij vogels die de korrels inslikken (Buisman & Endedijk 1989).

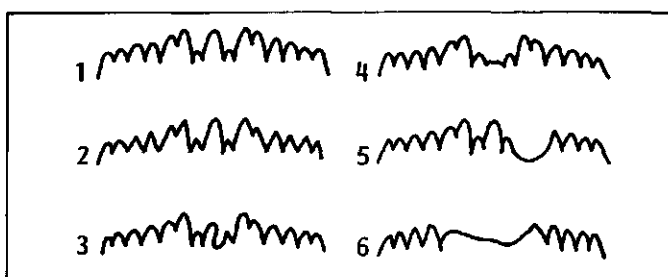
Tabel 18. Jaarvrachten van enkele vervuilende stoffen, in ton per jaar.

	bij de Nederlandse grens			naar de Noordzee			
	Schelde	Rijn	Maas	Wester- schelde	Nieuwe Water- weg en Hollands meer	IJssel- meer	Eems/ Dollard
Stikstof (x1000) ¹⁾	40.0	325	28.1	64.2	429.5	66.56	21.1
Fosfor (x1000) ²⁾	4.6	50.4	4.8	9.8	30.5	4.2	3.4
Cu	66	1200	110	92	712	75	52
Zn	450	8400	2700	600	5070	421	95
Cd	13	117	37	15	59	3.6	3.2
Hg	1.2	15.5	3.6	1.4	8.9	1.3	0.7
Drins	3.2	n.m. ³⁾	n.m.	1.29	0.50	-	-

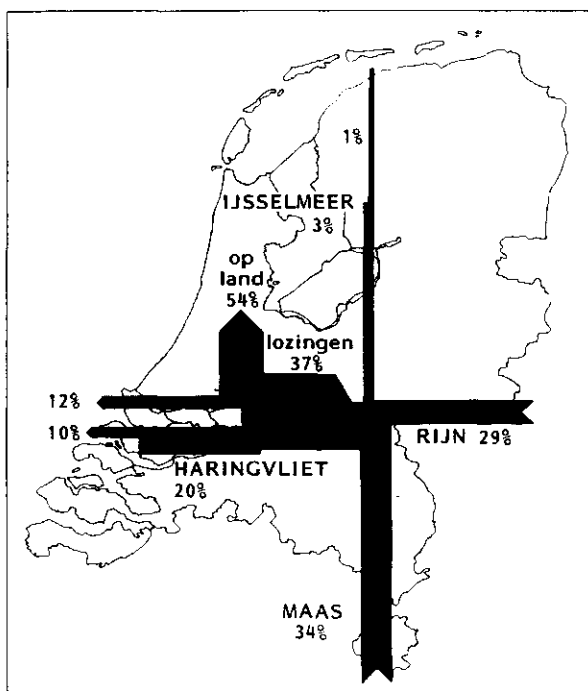
¹⁾nitraat-stikstof plus kjeldahl-stikstof; ²⁾totaalfosfaat; ³⁾niet meetbaarGegevens afkomstig uit het RIZA-Westerschelderapport (cijfers 1982) en het RIZA-Noordzee-rapport (gemiddelde cijfers 1979-81).
(naar De Vries, 1984)

3.5.2. De Rijn en zijn stroomgebied

De hoeveelheid vervuilende stoffen die via de Nederlandse grote rivieren in de richting van de Noordzee wordt afgevoerd is enorm (tabel 18). Het grootste deel daarvan verplaatst zich via de Rijn en komt in sedimentatiegebieden terecht. Verontreiniging van de waterbodem van de Rijn veroorzaakt bij muggelarven hoge percentages kaakafwijkingen en groeistoornissen vertonen en lage uitvliegpercentages van adulten (Leuven 1988). Een van de waargenomen effecten van verontreiniging van de grote rivieren betreft volgens Van Urk *et al.* (1985) kopafwijkingen bij muggelarven. Onderaan de kop van een Chironomus-larve bevindt zich een donker gepigmenteerde tandenrij, het mentum. Bij de Chironomus-larven uit het rivierengebied treden frequent afwijkingen op van het regelmatige symmetrische patroon.



Figuur 14. Voorbeelden van afwijkingen van het mentum van Chironomus-larven (1-2 normaal, 3-6 met afwijkingen) (naar Van Urk *et al.* 1985).



Figuur 15. De balans voor cadmium in Nederland.

Tabel 19. Overzicht van de percentages mentum-afwijkingen bij Chironomus-larven op verschillende lokaties in het stroomgebied van de Rijn.

plaats	periode monsternamen	aantal larven	aantal met afwijking	% met afwijkend mentum
IJssel kmr. 1000	apr.-okt. 1979	7	3	43
	apr.-okt. 1981	20	10	50
	apr.-okt. 1982	24	6	25
	mei -sep. 1984	20	8	40
Oude Maas kmr. 992	okt. 1981	78	21	27
Hollands Diep dieper dan 2 m	mrt. 1983	87	37	43
	sep. 1983	110	51	46
Hollands Diep oeverzone	sep. 1983	122	24	20
Haringvliet dieper dan 2 m	sep. 1983	38	8	21
Haringvliet oeverzone	sep. 1983	99	23	23

In figuur 14 zijn voorbeelden van dergelijke afwijkingen in detail weergegeven. De percentages mentum-afwijkingen op verschillende locaties staan vermeld in tabel 19. Hieruit blijkt dat bij concentraties hoger dan de toetsingswaarde de biomassa en aantallen afnemen en het percentage misvormingen toeneemt.

Wanneer bodemdieren zoals muggelarven, giftige stoffen uit het bodemslib of uit het water opnemen, kunnen deze stoffen via de voedselketen in predatoren zoals watervogels terechtkomen. In het Ketelmeer is geconstateerd dat het aandeel misvormde larven toeneemt onder de resterende larven. Dit duidt op een vertraagde ontwikkeling van misvormde larven. In de Oostvaardersplassen, waar geen sprake is van een vervuilde waterbodem, blijft het percentage misvormingen gedurende de seizoenen gelijk (ca. 50%). In het Ketelmeer lijkt de ontwikkeling van de hele populatie in het vierde larve-stadium te stagneren (Van Urk & Kerkum 1986).

Aanvoer van verontreinigd slib naar de Biesbosch en de Deltawateren is er de oorzaak van dat deze gebieden verontreinigd raken. Als voorbeeld is in figuur 15 de verspreiding van Cd via de grote rivieren weergegeven. Ook gebieden waar overstromingen plaatsvinden zoals langs de Dommel en het Verdrongen Land van Saeftinghe zijn voorbeelden van door bezinking verontreinigde gebieden (Buisman & Endedijk 1989).

Via de IJssel worden zware metalen en PCB's naar het IJsselmeer vervoerd. De aan slibdeeltjes gebonden stoffen bezinken op de bodem, vooral in het Ketelmeer. Voor een uitvoerige beschrijving van de situatie in het IJsselmeer wordt verwezen naar paragraaf 3.5.6.

De genoemde stoffen worden door bodemorganismen opgenomen. De driehoeksmossel accumuleert Cd vrij sterk; in borstelwormen (Polychaeta) accumuleert vooral Pb. Via het voedsel en het water komen de metalen en PCB's in vissen terecht. PCB's hopen zich op in het vetweefsel van de aal, die weer het voedsel vormt voor aalscholvers. In roofvissen zoals baars (*Perca fluviatilis*) en snoekbaars (*Stizostedion lucioperca*) hoopte Hg zich in het lichaam op. Duikenden die zich voeden met driehoeksmossel, worden sterk met Cd belast. Een nadelige invloed van zware metalen en PCB's op de voortplanting van vogels wordt in het algemeen verondersteld (Brocades Zaalberg 1984).

In 1988 hebben metingen plaatsgevonden aan aal, afkomstig uit de Rijn. Gehaltes van polychloordibenzodioxinen (PCDD) en polychloordibenzofuranen (PCDF) zijn zeer laag, al veronderstellen Van der Valk *et al.* (1989) mogelijke voedselketeneffecten naar predatoren vanwege de sterk accumulerende eigenschappen van deze stoffen. Wat betreft de gehaltes Hg, PCB en DDT is in de loop van de tijd een sterke toename van de gehaltes opgetreden, met name in aal uit het Haringvliet. In het algemeen zijn over de Rijn als geheel de niveaus van PCB's en HCB te hoog.

In aal uit wateren in de provincie Overijssel zijn gehaltes bepaald van een aantal gechloreerde koolwaterstoffen (De Boer & Dao 1988). Verhoogde gehaltes worden waargenomen voor hexachloorbenzeen (HCB) ($0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ vet) en dieldrin ($0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$ vet) in aal uit de Regge, voor hexachloorcyclohexaan (HCH) in aal uit de Dinkel ($0,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ vet). In het vetweefsel van aal, afkomstig uit De Wiede is de som van DDT-componenten bepaald ($1,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ vet). Geconstateerd wordt dat de waarnemingen vergelijkbaar zijn met gehaltes van aal uit de Rijn. Hieruit valt af te leiden dat de waterbodems op deze plaatsen verontreinigd zijn.

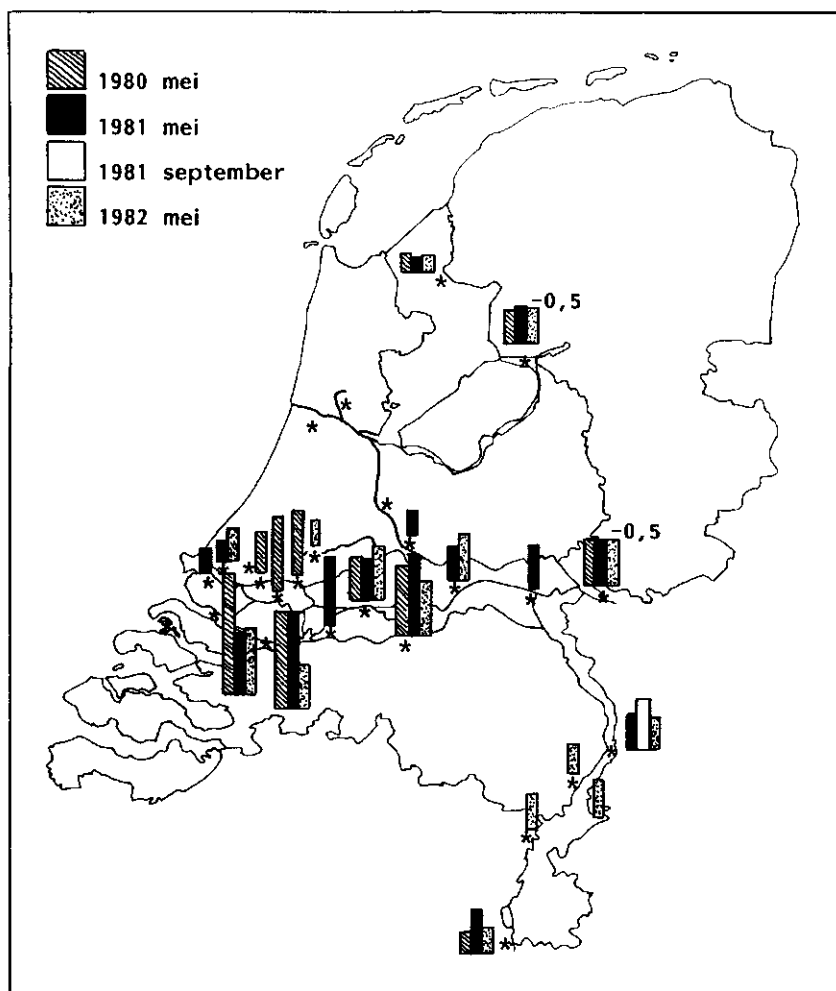
In aal uit Nederlandse binnenwateren, bemonsterd in de periode 1977-1982, zijn de gehalten van tri-, tetra-, penta- en hexachloorbenzeen en penta-chloorthioanisol bepaald. De bemonstering vond plaats in het voorjaar op 41 plaatsen. De monsters waren mengmonsters van het vlees van 15 alen; vanaf 1980 bedroeg het aantal per mengmonster 25 alen. Geconstateerd werd dat voor alle geanalyseerde stoffen de verontreiniging overwegend grensoverschrijdend is en voornamelijk veroorzaakt wordt door de afvoer van de Rijn. Voor ^{1,2,4} trichloorbenzeen werden in aalmonsters uit het stroomgebied van de Rijn in Nederland in 1980 zeer duidelijk verhoogde gehalten gevonden (tot 4.7 mg.kg^{-1} , versgewicht). Dit geldt ook, weliswaar in mindere mate, voor ^{1,2,4,5} en ^{1,2,3,4} tetrachloorbenzeen (respectievelijk tot 1.1 en 0.71 mg.kg^{-1} , versgewicht). In de overige jaren werden voor de genoemde verbindingen lagere maximale waarden aangetroffen. In alle niet met de Rijn in verbinding staande wateren werden aanzienlijk lagere gehalten vastgesteld. Van alle geanalyseerde verbindingen werden in 1982 de laagste gehalten vastgesteld. Hexachloorbenzeen is de enige chloorbenzeen die in belangrijke mate in de Maas voorkomt (tot maximaal 1.1 mg.kg^{-1} , versgewicht in 1981). In tabel 20 wordt een overzicht gegeven van de maximale gehalten op produktbasis zoals die voor de onderzochte verbindingen op de monsterplaatsen zijn vastgesteld (De Boer 1983).

Tabel 20. Maximale gehalten (in mg.kg^{-1} versgewicht) van chloorbenzeen en pentachlooranisol in aal uit enkele Nederlandse binnenwateren in de periode 1977-1982.

	1977	1978	1979	1980	1981	1982
<u>^{1,2,4}trichloorbenzeen</u>						
Ketelmeer	0.62	0.20	-	0.70	0.092	0.062
Hollands Diep	-	-	0.41	1.60	0.089	0.045
Rijn, Lobith	-	0.38	0.56	4.70	0.450	0.280
Boven-Merwede, Gorinchem	-	-	-	3.20	0.390	0.360
<u>^{1,2,4,5}tetrachloorbenzeen</u>						
Ketelmeer	0.32	0.14	-	0.23	0.045	0.027
Hollands Diep	-	-	0.11	0.47	0.039	0.028
Rijn, Lobith	-	0.20	0.14	1.10	0.018	0.110
Boven-Merwede, Gorinchem	-	-	-	0.88	0.120	0.090
<u>pentachloorbenzeen</u>						
Hollands Diep	-	-	0.51	0.38	0.17	0.080
Rijn, Lobith	-	0.43	0.46	1.00	0.99	0.100
Boven-Merwede, Gorinchem	-	-	-	1.10	1.20	0.580
<u>hexachloorbenzeen</u>						
Ketelmeer	2.50	1.50	-	1.10	2.00	2.100
Hollands Diep	-	-	2.20	1.90	1.50	0.410
Rijn, Lobith	-	2.10	2.80	3.50	3.20	1.100
Maas, Heusden	-	-	-	0.82	1.10	0.690
Boven-Merwede, Gorinchem	-	-	-	4.70	3.50	3.100
<u>pentachlooranisol</u>						
Ketelmeer	0.20	0.12	-	0.16	0.11	0.020
Rijn, Lobith	-	0.07	0.18	0.35	0.09	0.021
Boven-Merwede, Gorinchem	-	-	-	0.45	0.12	0.042

-: beneden detectiegrens

Onderzoek naar de PCB-gehalten van rode aal afkomstig uit de Nederlandse wateren (Kerkhoff *et al.* 1983) in de periode 1981-1982 wijst uit dat de gehalten nagenoeg gelijk zijn aan die van 1980. De verhoogde gehalten van vis uit het Hollands Diep, het Haringvliet en de Boven Merwede, die in voorgaande jaren waren vastgesteld, werden in 1982 niet meer waargenomen. Het gehalte verschilde niet wezenlijk van dat in de Rijn en de Maas, waar de totaal-PCB-gehalten varieerden van 4.6 tot 13.2 mg.kg^{-1} . Op vetbasis lagen de totaal-PCB-gehalten in de Rijn rond de 55 mg.kg^{-1} en die in de Maas rond de 40 mg.kg^{-1} . In het gehele stroomgebied van Rijn en Maas overschreden de totaal-PCB-waarden de consumptienorm van 5 mg.kg^{-1} , terwijl totaal-PCB-gehalten in aal uit andere gebieden ruim beneden deze norm bleven.



Figuur 16. Gehaltes van PCB (153) in aal uit de rijkswateren in vergelijking met de consumptienorm van 1984 (0.5 mg kg^{-1} versgewicht).

De verontreiniging met totaal-PCB's in aal uit de Roer was extreem hoog (36 mg.kg^{-1} , produktbasis) en bestond uit voornamelijk tri-, tetra- en penta-chloorbifenylen. Door de afvoer van water vanuit de Roer trad een toename van het percentage laag gechloteerde bifenylen in de Maas op (traject Eljtsden-Venlo). Figuur 16 geeft een overzicht van de gehaltes van PCB nr. 153 in aal op diverse monsterplaatsen (Bruggeman *et al.* 1986).

In het verleden zijn langs de oevers van de Hollandse IJssel verschillende buitendijkse stortplaatsen gebruikt voor berging van zowel huishoudelijk als chemisch afval. Aal en blankvoorn uit de Hollandse IJssel en de naastgelegen polder Stolwijk zijn onderzocht op de aanwezigheid van PCB's en een aantal andere organohalogenenverbindingen. In de Hollandse IJssel werden extreem hoge dieltringehalten aangetroffen in aal (1100 mg.kg^{-1} , produktbasis, 1982) en blankvoorn (21 mg.kg^{-1} , produktbasis, 1982). Ook endrin was vooral in aal aanwezig in ongewoon hoge concentraties ($0,18 \text{ mg.kg}^{-1}$, produkt basis,

1982). PCB-gehaltenes in aal uit de Hollandse IJssel liggen beduidend (40%) lager dan in aal uit de Rijn. De norm van 5 mg.kg^{-1} totaal-PCB wordt echter wel overschreden. Uit de drin-gehaltenes van de blankvoorn (*Rutilus rutilus*) bleek dat de drin-verontreiniging zich niet tot in de polder Stolkwijk had uitgebreid (Kerkhoff *et al.* 1984).

Vermoedelijk door produktie en opslag van HCH op de oever van het Twentekanaal, zijn de gehaltenes van isomeren van deze stof in het water verhoogd. In vissen die aan de stoffen blootgesteld zijn worden verhoogde gehaltenes HCH-isomeren aangetroffen (aal: $0,940 \text{ mg.kg}^{-1}$, blankvoorn: $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ totaal HCH). Gehaltenes van andere organochloorverbindingen worden niet in verhoogde mate waargenomen (De Boer 1988).

In november 1986 kwamen als gevolg van een brand in een opslaghal voor chemicaliën bij de firma Sandoz te Basel met het bluswater grote hoeveelheden pesticiden in de Rijn terecht. Het betrof in hoofdzaak organofosforesters (disulfoton, thiomethon en parathion) en kwikverbindingen (voornamelijk ethylkwikacetaat).

In de bovenloop van de Rijn tot voorbij Mainz traden grote ecologische gevolgen op. Direct benedenstrooms van de lozingsplaats trad acute vissterfte op bij alle daar voorkomende vissoorten. Wat verder stroomafwaarts, ongeveer tot 560 km, trad voornamelijk sterfte onder alen op. In de eerste 50 km waren ook de lagere organismen vrijwel volledig gedood. Tot ongeveer Mainz, na 330 km, waren de aantallen slakken, zoetwatermosselen, wormen en kreeftachtigen sterk gereduceerd.

Als gevolg van verdunning en dispersie waren de concentraties van de stoffen in het Rijnwater reeds zover gedaald dat in Nederland geen vissterfte meer is opgetreden. Op grond van modelstudies over verspreiding, en van bekende acute en chronische effectniveaus voor waterorganismen kon worden voorspeld dat, met name door blootstelling aan disulfoton, effecten op kreeftachtigen en insekten, maar niet op vissen in Nederland te verwachten waren. Uit door Rijkswaterstaat uitgevoerd biologisch veldonderzoek bleek dat sterfte is opgetreden onder muggelarven en kokerjuffers. Slakken, mosselen en vlokreeften lijken geen hinder te hebben ondervonden. Ecologische effecten in het mariene milieu zijn niet waargenomen (CCRX 1987).

3.5.3. Waddenzee

Goede (1985) beschrijft de belasting van steltlopers met zware metalen in het waddengebied. Onderzocht is op welke wijze belasting plaats heeft. Relevant is de opname van metalen via het voedsel. De metalen worden daarna rechtstreeks in de veren afgezet of via de klieren afgescheiden en bij het poetsen over de veren verdeeld. Afzetting van metalen op veren rechtstreeks vanuit het water is geen relevante belastingsroute.

Hg wordt tijdens de groei in de veer afgezet. Een normale waarde is 1 mg.kg^{-1} . In de kanoetstrandloper zijn gehaltenes tot 10 mg.kg^{-1} en in rosse grutto tot 4 mg.kg^{-1} waargenomen. Blootstelling aan Pb en Se vindt plaats via de route voedsel-klieren-veren. Bij Pb gaat de route via de zoutklieren; Se wordt voornamelijk afgescheiden via de stuitklier. Er worden verdacht hoge seleengehaltenes aangetroffen in de veren, zonder waarneembare misvormingen. Zij komt

in verhoogde gehalten voor in de veren van beide vogelsoorten. De normale waarde bedraagt ongeveer 400 mg.kg^{-1} . Cd is niet aangetroffen.

De Voogt *et al.* (1985) hebben in 1982 onderzoek verricht naar mogelijke voedselketeneffecten bij de bonte strandloper en de kanoetstrandloper in het waddengebied die worden veroorzaakt door de aanwezigheid van PCB's in diverse evertibraten. Elf PCB's en vijf pesticiden werden in meer dan 40% van de vogelmonsters gevonden. De hoogste gemiddelde waarden in de strandlopers werden gevonden voor de PCB-componenten 138 (8.9 mg kg^{-1} vet in de lever, kanoet) en 187 (4.1 mg kg^{-1} vet, bonte strandloper), beide hooggechloreerde PCB's. In de vogels is de concentratie duidelijk toegenomen in september in vergelijking met gehalten in augustus, wanneer de vogels in het waddengebied aankomen. De toename van het PCB-gehalte wordt in oktober als gevolg van rui tenietgedaan. Bij jonge exemplaren zijn gehalten in oktober 40 maal hoger in vergelijking met waarden in augustus. De conclusie kan worden getrokken dat de Nederlandse Waddenzee zeer waarschijnlijk een aanzienlijke netto bijdrage levert aan het belastingsniveau van de beide soorten.

De gehalten aan hoger gechloreerde PCB's zijn in adulte vogels in augustus gelijk aan of hoger dan de gehalten in de juvenielen van oktober. Er vindt accumulatie van hoger gechloreerde PCB's plaats, dit in tegenstelling tot lager gechloreerde PCB's. Metingen aan evertibraten vertonen in de periode augustus-oktober een stijging in het PCB-gehalte en een daling van het vetgehalte. De extra belasting voor de vogels ontstaat omdat meer voedsel opgenomen wordt bij een dalende calorische waarde van het voedsel. De gehalten aan PCB's in de onderzochte evertibraten en vogelsoorten geven geen duidelijke aanwijzing voor bioaccumulatie.

De Wolf (1983) wijst op de oorzaken van de achteruitgang van een aantal diersoorten in de Waddenzee. Hg, DDT en PCB's zijn de stoffen die in extreem hoge mate zijn aangetroffen in gestorven bruinvissen en dolfijnen en mogen de oorzaak van de achteruitgang van deze soorten sinds 1960 worden genoemd. Voor de zeehond is reeds gewezen op de nadelige effecten van PCB's op de reproductie. Van drins zijn de effecten op de grote stern vastgesteld.

Tabel 21. Bioconcentratiefactoren (BCF) van PCDD en PCDF in wormen en muizen afkomstig uit de Volgermeerpolder in relatie tot gehalten in de bodem.

monsterplaats	BCF	toxische PCDF 2,3,4,6,7,8-					
		2,3,7,8- TCDD	2,3,7,8- TCDF	2,3,6,8- TCDF	2,3,4,7,8- P _n CDF	2,3,4,6,7,8- H _x CDF	
VA	worm/bodem muis/bodem	3.5 2.5	<0.1 >1000	<0.1 >1000	1.0 96.1	- -	
VC	worm/bodem muis/bodem	0.4 15.0	2.9 0.9	<0.1 >1000	0.2 385.6	0.6 27.1	
niet of laag toxische PCDF							
		2,3,7,8*- TCDD	?	?	P _n CDF ?	H _x CDF ?	
VA	worm/bodem muis/bodem	4.1 0.8	3.6 <0.1	2.1 4.4	4.4 <0.1	- -	12.0 <0.1
VC	worm/bodem muis/bodem	0.1 0.6	- -	0.3 9.9	0.4 0.4	<0.1 5.8	0.3 0.9

* waarschijnlijk een combinatie van 1,3,7,8- en 1,3,7,9-
? duidt op niet nader geïdentificeerde congenere PCDF
(naar Heida et al, 1986)

3.5.4. Volgermeerpolder

In de Volgermeerpolder, voormalige vuilstortplaats van de gemeente Amsterdam, worden in 1980 vaten met chemisch afval ontdekt, onder meer met dioxine dat later ook aangetroffen wordt in muizen, konijnen en vis uit de polder (Groen 1989).

Prins (1982) onderzocht de voedselketen bodem-worm-veldmuis (*Microtus arvalis*) voor PCDD en PCDF. Vastgesteld wordt dat in muizen de bioconcentratiefactor in het algemeen hoger is dan in wormen, vooral van de toxische isomeren (tabel 21). Voor de niet-toxische geachte PCDF geldt dat muizen in staat zijn deze verbindingen veel sneller te metaboliseren dan de toxische. Voor wormen blijkt geen verschil waarneembaar. Een mogelijk voedselketeneffect op roofvogels wordt verondersteld.

In hetzelfde onderzoek wordt gekeken naar effecten van aangetroffen chloorbenzenen, chloorcyclohexanen en chloorfenolen. De geconstateerde effecten zijn een afname van het percentage adulte wormen, een lagere dichtheid van muizen, behalve de bosspitsmuis, in vergelijking met referentiegebieden. Daarnaast treedt concentratie in de voedselketen bodem-wormen-muizen op voor penta- en hexachloorbenzeen en α - en γ -chloorcyclohexaan. De sterkste concentratie vindt plaats in wormen. Analyses van eieren van kraaien (*Corvus corone*) en eksters (*Pica pica*) geven aan dat de gehalten goed te relateren zijn aan het verspreidingspatroon van het chemisch afval in de bodem.

Metingen, verricht omstreeks 1980, aan aal uit de Volgermeerpolder nabij Amsterdam tonen de aanwezigheid van 2,3,7,8-tetrachloor-dibenzo-dioxine (TCDD) in de weefsels aan. Het totale lichaamsgehalte bedraagt ongeveer 1 mg.kg^{-1} ; in het vetweefsel hoopt de stof zich op tot gehalten van ongeveer 3.5 mg.kg^{-1} . In aal uit referentiewateren wordt geen TCDD gemeten. In het sediment afkomstig uit drainagekanalen in het gebied, worden concentraties aangetroffen die variëren van 50 tot 5000 mg.kg^{-1} . In sedimentmonsters uit de Sloterplas, die als referentie zijn gebruikt, bereiken de concentraties waarden tot maximaal 8 mg.kg^{-1} (Heida 1983).

3.5.5. Noordhollands duingebied

In het duingebied rond het Hoogovens-complex is sprake van zink-, mangaan- en ijzerverontreiniging in diverse componenten van het duinecosysteem (Van Vliet & Joosse-van Damme 1983). De luchtverontreiniging door uitstoot van gassen en stofdeeltjes belast vegetatie en bodem. Planten nemen de verontreiniging ook op vanuit de bodem. Omdat er geen uitscheiding plaatsvindt, accumuleren de metalen in de plant. In de herfst komt de verontreiniging weer terug op de bodem door het afsterven van de planten.

Bodemfauna kan zware metalen opnemen maar een belangrijk deel wordt weer via de faeces uitgescheiden; de mate waarin dit plaatsvindt is afhankelijk van de soort en het type zware metaal. Bij pissebedden is er sprake van een verandering in de energiehuishouding ten gevolge van de verontreiniging, waardoor hun bijdrage aan het decompositieproces in de bodem wordt aan-

getast. Een overzicht van metaalconcentraties in diverse componenten van het duinecosysteem is weergegeven in tabel 22. Wat op lange termijn de gevolgen van deze verontreiniging zullen zijn, is volgens de auteurs gedeeltelijk te voorspellen. Als een genetische aanpassing al plaatsvindt, zal deze waarschijnlijk leiden tot een verhoogde kwetsbaarheid voor andere stress-factoren. Er bestaat tevens de mogelijkheid dat het ecosysteem uitsluitend een metaalresistente levensgemeenschap zal herbergen (Van Vliet & Joosse-van Damme 1983).

Tabel 22. Concentraties van metalen (in mg.kg^{-1} droge stof) en concentratiefactoren (cf) in het duingebied op 1 en 9 kilometer afstand van het Hoogovenscomplex.

		Fe	Mn	Zn
ten noorden				
1 km	bodem	35879	991	737
	strooisel	2906	324	411
	pissebedden	5435	296	735
	cf dier/strooisel	1.9	0.9	1.8
9 km	bodem	7932	118	171
	strooisel	654	79	384
	pissebedden	580	89	352
	cf dier/strooisel	0.9	1.1	0.9
ten zuiden				
1 km	jacobskruiskruid	660	79	83
	zebrarups	341	40	128
	cf	0.5	0.5	1.5
9 km	jacobskruiskruid	252	28	61
	zebrarups	74	23	125
	cf	0.3	0.8	2.0

3.5.6. IJsselmeer

Via de grote rivieren wordt een grote hoeveelheid verontreiniging aangevoerd die bezinkt in sedimentatiegebieden (tabel 23). Via de IJssel worden behalve voedingsstoffen ook aan slibdeeltjes gehechte en in het water opgeloste zware metalen en PCB's aangevoerd. De aan deeltjes gehechte stoffen komen door bezinking op de bodem van het IJsselmeer terecht. Het meeste bezinkt in het Ketelmeer. Het bodemslib van het IJsselmeer vertoont dan ook een afname in de vervuiling van zuid naar noord. Het Markermeer is door de aanwezigheid van de Houtribdijk duidelijk minder vervuild dan de zuidelijke helft van het Klein IJsselmeer. De genoemde stoffen worden door bodemorganismen opgenomen.

Tabel 23. De geschatte vervuiling (in tonnen per jaar)* van de rijkswateren met enkele milieugevaarlijke stoffen, en accumulatie in sedimentatiegebieden.

	1980	1985	geaccumuleerd in sedimentatie- gebieden
Hg	22	12	500
Cd	187	82	1 000
Cu	1 454	974	12 000
Pb	1 778	962	22 000
Cr	1 922	1 303	16 000
Zn	12 407	6 445	68 000
aromatische koolwaterstoffen	657	442	500
gehalogeneerde koolwaterstoffen	925	297	800
minerale olie	27 329	8 350	150 000

* Vanuit het buitenland en door lozingen van huishoudelijk en industrieel afvalwater.

(naar Leuven 1988)

De driehoeksmossel accumuleert bijvoorbeeld Cd vrij sterk en borstelwormen doen dit met Pb. Via het voedsel en het water komen de metalen en PCB's in vissen terecht. Aal hoopt vooral veel PCB's in het lichaamsvet op. In het Ketelmeer is de aal zo sterk vervuild dat die niet voor menselijke consumptie geschikt is. Via de aal komen de PCB's in aalscholvers en middelste zaagbekken (*Mergus serrator*) terecht. De roofvissen baars en snoekbaars hopen veel Hg in hun lichaam op, wat nadelig is voor de consumptie van deze soorten voor de mens. De bodemfauna-etende duikeenden worden via het eten van driehoeksmosselen sterk met Cd belast. De in de vogels aanwezige zware metalen en PCB's oefenen mogelijk een nadelige invloed uit op de voortplanting (Brocades Zaalberg 1984).

Onderzoek uit 1980 naar verontreinigingen in driehoeksmosselen en watervogels geeft aan dat gehalten in driehoeksmosselen uit het IJsselmeer hoog zijn vergeleken met mosselen uit de Markerwaard (Marquenie & De Kock 1982). Tevens blijkt uit de gemeten concentraties cadmium op diverse plaatsen in de IJssel en het IJsselmeer dat sprake is van aanvoer van verontreinigende stoffen via de Rijn. Ter illustratie: de concentratie cadmium in driehoeksmosselen nabij Kampen bedraagt 40.1, in het Ketelmeer 4.1, en in het IJsselmeer aflopend van 4.7 in het zuidelijk deel, via 2.8 in het centrale deel tot 0.8 mg g⁻¹ (drooggewicht basis) in het noordelijk deel ter hoogte van de Afsluitdijk (Marquenie, 1984).

Tabel 24. Gehaltes aan contaminanten van driehoeksmosselen afkomstig uit de Rijn (Lobith) en uit het noordelijk IJsselmeer (Afsluitdijk). Gehaltes in $\mu\text{g.k}^{-1}$ op basis van natgewichten (totaal zacht weefsel).

Contaminant	Rijn	noordelijk IJsselmeer
Metalen		
Cd	5 000	100
Cu	2 500	900
Zn	25 000	10 000
Cr	2 500	400
Ni	3 000	5 000
Hg	50	20
As	600	700
Pb	250	20
PAK-componenten		
antraceen	300	30
fluorantheen	50	10
pyreen	50	10
benzo(e)pyreen	200	30
peryleen	150	20
benzo(k)fluorantheen	15	1
benzo(a)pyreen	50	0.8
coroneen	25	20
PCB's (als DCB)	300	100
HCB	300	1.5
γ HCH	1	2
DDE (o,p'- en p,p'-)	3	2
DDD (o,p'- en p,p'-)	7	2.5

(Hooghart 1982)

Op basis van deze gegevens en de meetgegevens voor diverse stoffen in driehoeksmosselen afkomstig uit de Rijn bij Lobith en uit het noordelijk deel van het IJsselmeer (tabel 24) mag worden geconcludeerd dat verontreinigingen worden aangevoerd via de Rijn. Een overzicht van gehaltes van verontreinigingen in levers van verschillende soorten watervogels wordt gegeven in tabel 25.

Tabel 25. Contaminanten in de levers van diverse watervogels (in $\mu\text{g.kg}^{-1}$).

soort	voedsel	vangplaats	leef- tijd**	natgewicht*		vetgewicht*		asvrij-drooggewicht		Hg
				PCB	DDE	PCB	DDE	Cd	Cu	
toppereend	driehoeks- mossel	Markermeer	a	94	18.7	2709	539	4.68	101.3	1.23
			a	259	44.1	8810	1500	5.44	104.6	2.66
			j	46	2.3	1925	96	0.76	76.1	4.94
			j	0	0	-	-	0.14	84.4	11.38
kuifeend	driehoeks- mossel	IJsselmeer	j	80	11.0	2500	344	4.15	74.8	1.25
			a	271	15.8	10383	605	7.07	137.2	4.08
meerkoet	planten + driehoeks- mossel	Markermeer Flevocentrale	a	202	48.1	4048	964	1.11	74.3	4.11
			a	82	16.5	2130	429	1.78	123.1	5.52
fuut	vis	Markermeer	a	3	13.5	54	236	0.15	20.9	1.58
			a	407	19.2	12149	57	<0.12	15.0	5.61
zeeëend	mosselen		j	0	2.1	-	87	3.31	5.0	1.29

* gehalten aan PCB als DCB en DDE als DDE (op + pp).

Als vetgewicht werd het totaal aan depot- en metabole vetten gebruikt.

** a = adult; j = juveniel

(Hooghart, 1981)

3.5.7. Noordzee

In het kader van de Nederlandse bijdrage aan het Joint Monitoring Programme zijn gehalten zware metalen en organische chloorverbindingen in water, sediment en organismen in Noordzee en daaraan grenzende wateren bepaald (RIZA 1982). Het onderzoek heeft zich gericht op de volgende organismen:

- mosselen, op 11 monsterpunten,
- garnalen (*Crangon crangon*), op 5 monsterpunten,
- bot (*Platychtus flesus*), op 5 monsterpunten,
- kabeljauw (*Gadus morrhua*), op 1 monsterpunt.

Het totale monsterprogramma omvatte 21 monsterpunten verdeeld over de gehele Nederlandse kustlijn. Mosselen en garnalen werden tweemaal gevangen: in voor- en najaar; bot en kabeljauw werden alleen in het najaar gevangen.

Tabel 26. Gemeten gehalte in organismen uit de Noordzee en aangrenzende wateren in 1980 (gehalten zware metalen en chloorbifenylen in mg.kg^{-1} versgewicht; gehalten organochloorbestrijdingsmiddelen in mg.kg^{-1} drooggewicht).

stof	mosselen	garnalen	bot	kabeljauw	monsterplaats
Hg	0.17	0.32	0.28	0.08	Eems-Dollard Westerschelde Waddenzee
Cd	12.8	0.015	0.007		Westerschelde Noordwijk IJmuiden
Zn	36	21	30		Noordwijk Maasvlakte Waddenzee
Pb	2	0.34	0.19	0.10	Westerschelde Waddenzee Eems-Dollard
Cr	3.3	0.30	0.75		Eems-Dollard Noordwijk Waddenzee
Cu	4.4	10	23	11.3	Waddenzee Eems-Dollard Waddenzee
PCB's	0.25	0.08	3.94	5.03	Noordwijk Westerschelde IJmuiden
HCB			0.42	0.072	Waddenzee IJmuiden Waddenzee
α -HCH			0.15		IJmuiden
γ -HCH			0.47		Eems-Dollard
dieldrin			0.26		Eems-Dollard
DDT			0.71	0.21	Waddenzee Eems-Dollard
				1.17	Waddenzee

(naar RIZA 1982)

In tabel 26 worden de hoogste gemeten gehalten in 1980 gepresenteerd met daarbij de plaats waar ze zijn waargenomen. Gehaltes in mosselen en garnalen betreffen lichaamsgehalten; gehalten in bot en kabeljauw hebben betrekking op levergehalten.

In de mosselen uit de Westerschelde worden hogere gehalten Cd, Pb, Cr en Zn gevonden dan in mosselen uit andere gebieden. Gehaltes aan PCB's in mosselen zijn in de Westerschelde en bij Noordwijk hoger dan in andere gebieden. Dit geldt ook voor garnalen afkomstig uit de Westerschelde. In de lever van bot in monsters uit IJmuiden zijn gehalten aan HCB en γ -HCH hoger dan in andere onderzochte gebieden. Het DDT-gehalte van kabeljauwlever is in het algemeen hoger dan in de lever van bot. Systematische verschillen kunnen niet uit de gegevens worden afgeleid.

Marquenie (1984) constateert dat uit verschillende studies blijkt dat langs de kust van Nederland de concentraties in organismen verhoogd zijn in vergelijking met organismen die verder uit de kust gemonsterd worden: dit betreft metalen en PCB's. Deze concentraties nemen af in zowel noordelijke als westelijke richting. Vooral in mosselen die direct aan de kust werden verzameld, bleken zeer hoge gehalten aan verontreinigingen voor te komen. Wat betreft PCB's blijkt de beperking van het gebruik binnen de EG sinds 1976 niet tot merkbaar lagere concentraties te hebben geleid.

In mei 1981 en november 1982 zijn monsters haring (*Clupea harengus*), makreel (*Scomber scombrus*) en sprat (*Sprattus sprattus*) uit de Noordzee geanalyseerd op PCB's en organochloorpesticiden. De hoogste PCB-gehalten worden aangetroffen in makreel uit de zuidelijke Noordzee: 7.5 mg.kg^{-1} , vetbasis. Ter vergelijking blijkt ten zuiden van Ierland het PCB-gehalte in haring en makreel respectievelijk 0.71 en 0.41 mg.kg^{-1} op vetbasis te bedragen. Ook voor penta- (QCB) en hexachloorbenzeen (HCB) en γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH) blijken de gehalten in de zuidelijke Noordzee het hoogst te zijn, in tegenstelling tot gehalten in vis afkomstig uit de zee ten zuiden van Ierland. Deze verschillen in gehalten worden voor DDT-verbindingen en chloordaan-verbindingen niet waargenomen (de Boer *et al.* 1983). Een overzicht van de belangrijkste analysegegevens wordt gegeven in tabel 27.

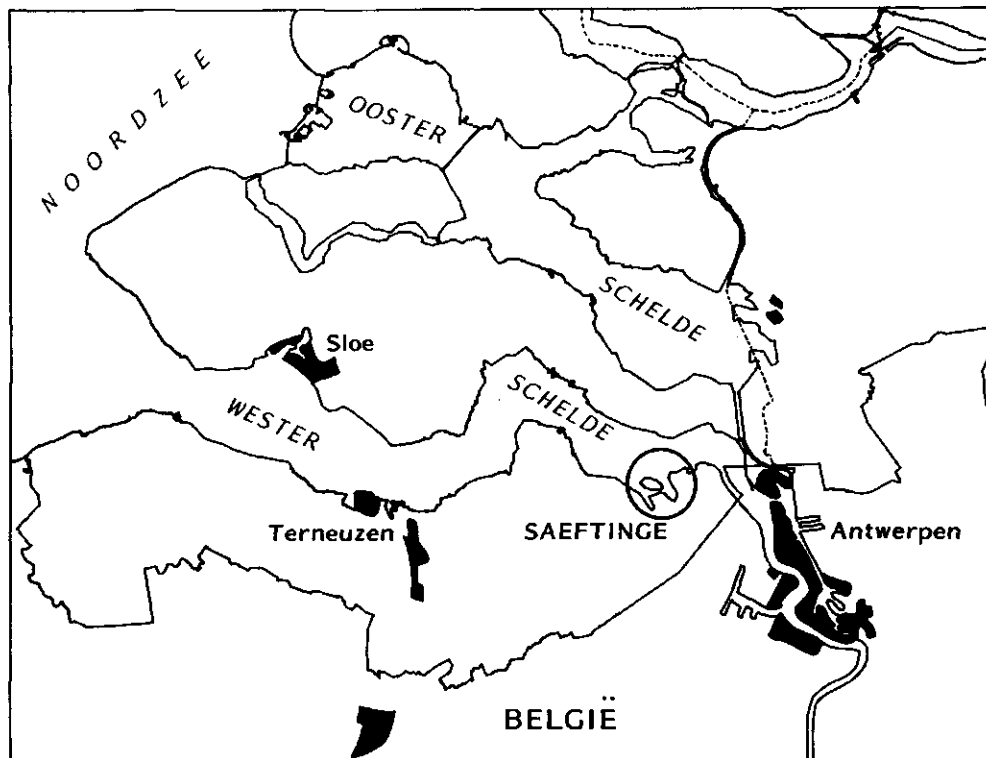
Tabel 27. Overzicht totaal-PCB- en pesticidengehalten in haring, makreel en sprot in het zuidelijk deel van de Noordzee en in de zee ten zuiden van Ierland (gehalten in mg.kg^{-1} , produktbasis).

	haring	makreel	sprot
<u>Noordzee</u>			
PCB	180	225	185
OCB	1.6	2.0	1.5
HCB	3.6	4.4	3.9
γ -HCH	4.9	4.8	<0.5
Σ -chloordaan	9.9	3.0	11.7
Σ -DDT	23	17	34
<u>ten zuiden van Ierland</u>			
PCB	110	70	90
OCB	0.5	0.4	0.4
HCB	2.4	1.6	2.2
γ -HCH	2.4	1.3	2.8
Σ -chloordaan	9.3	5.0	9.0
Σ -DDT	24	14	21

(naar de Boer *et al* 1983)

Tabel 28. Herstel van olieslachtoffers.

soort	binnengebracht in vogelopvangcentrum	na herstel vrijgelaten
zeekoet	1614	516
zwarte zeeëend	1202	151
eidereend	823	436
fuut	476	87
alk	149	41
roodkeelduiker	15	0
drieteenmeeuw	6	0



Figuur 17. Locatie Verdrunken Land van Saeftinge, Zeeuws-Vlaanderen. Industriegebieden van enige omvang zijn in zwart aangegeven.

Regelmatig worden er langs de Nederlandse kust vogels gevonden die het slachtoffer zijn geworden van olieverontreinigingen op zee. In totaal worden jaarlijks ongeveer 30.000 slachtoffers in diverse vogelopvangcentra verzorgd. Tabel 28 geeft een overzicht van het herstel van binnengebrachte vogels na een olieramp in januari 1988. Drieduizend vogels werden dood gevonden, terwijl 4650 vogels zijn verzorgd (Peeters 1991).

3.5.8. Verdrunken Land van Saeftinge

In het Verdrunken Land van Saeftinge (fig. 17), een brakwatergetijdengebied langs de Westerschelde, werd van mei 1983 tot mei 1985 de lokale verontreiniging met metalen en fluor onderzocht (Baars et al. 1986). Daartoe werden maandelijks grond- en gewasmonsters geanalyseerd op aanwezigheid van Cd, Pb, Cu, Zn, mangaan (Mn), ijzer (Fe), en fluor (tabel 29). De gehalten in de grond bleken in relatie te staan tot de mate en frequentie van overstroming en het slib- en humusgehalte; de gewasgehalten vertoonden een duidelijke seizoenafhankelijke fluctuatie. Het slib dat door het water op de vegetatie gedeponeerd is, bleek sterk bij te dragen aan de totale gewasgehalten. Effecten op de lokaal gewoede schapen zijn niet waargenomen. Bij regelmatige klinische inspectie werden geen tekenen van enige acute of chronische intoxicatie

gevonden. Gehaltes in orgaanmateriaal van tijdens het onderzoek gestorven schapen waren enigszins verhoogd wat betreft Cd in lever en nier en Fe in lever. Het fluorgehalte in ribmateriaal, hoewel incidenteel iets verhoogd, vormde geen aanwijzing voor fluorose. Depositie van fluor vanuit de lucht speelt, zo mag worden aangenomen, in de lokale verontreiniging geen rol van betekenis.

Tabel 29. Gehaltes van metalen en fluor in vegetatie van het Verdrongen Land van Saeftinge. Stofgehalten zijn gemiddelden ($\pm$ s.e) in mg.kg^{-1} droge stof, ijzergehalten in g.kg^{-1} droge stof.

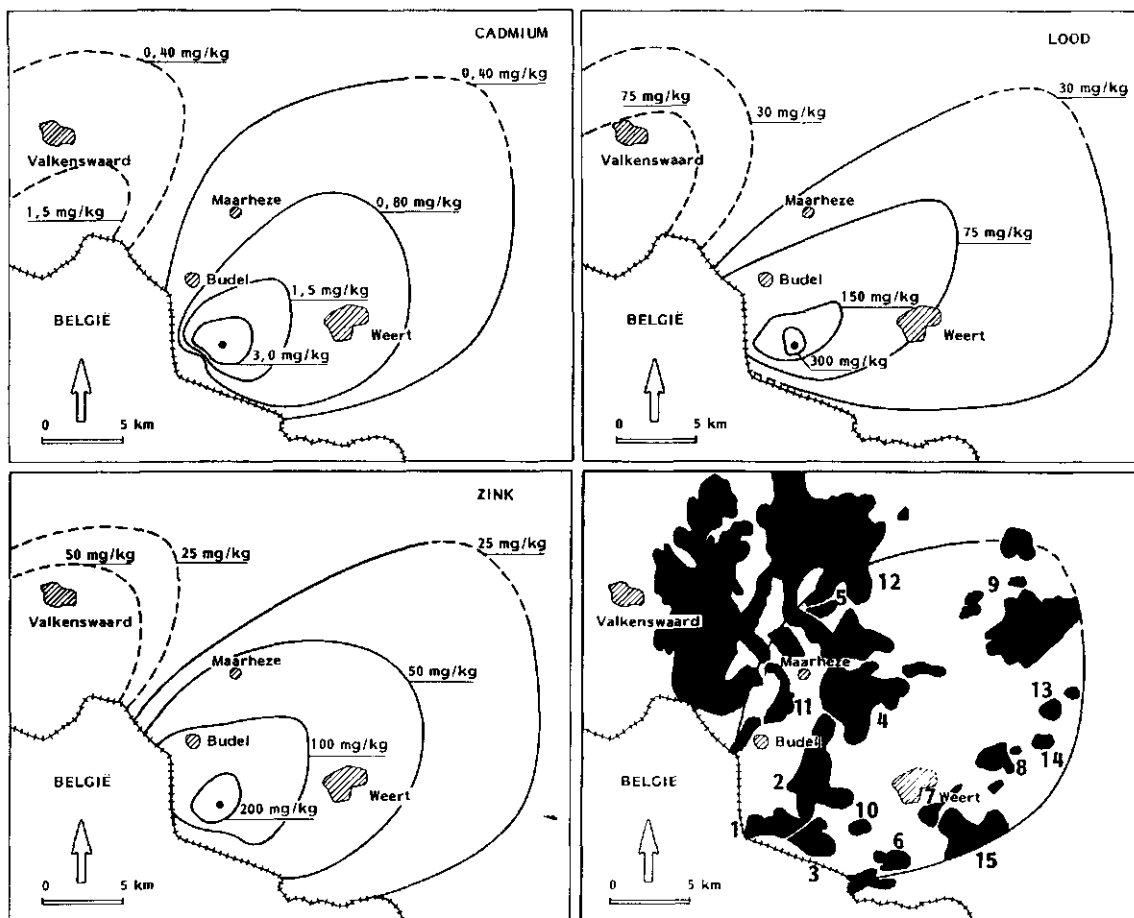
Stof	<i>Aster tripolium</i>	<i>Elymus pycnanthus</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Puccinellia maritima</i>
Cd	5.0 $\pm$ 0.4	1.0 $\pm$ 0.1	1.3 $\pm$ 0.1	1.8 $\pm$ 0.1
Pb	15 $\pm$ 2	11 $\pm$ 2	24 $\pm$ 3	33 $\pm$ 3
Cu	24 $\pm$ 1	13 $\pm$ 2	21 $\pm$ 2	29 $\pm$ 2
Zn	109 $\pm$ 8	102 $\pm$ 15	113 $\pm$ 10	141 $\pm$ 10
Mn	187 $\pm$ 24	106 $\pm$ 30	304 $\pm$ 34	461 $\pm$ 35
Fe	5.3 $\pm$ 0.7	4.1 $\pm$ 1.1	9.0 $\pm$ 1.1	12.8 $\pm$ 1.2
F	33 $\pm$ 5	23 $\pm$ 5	54 $\pm$ 8	85 $\pm$ 8
aantal monsters	30	15	14	30

(naar Baars *et al.* 1986)

3.5.9. Akkerbouwgebied Flakkee, Hoekse Waard

In het kader van het Project Integratie Milieumetingen van de Provincie Zuid-Holland zijn in 1987 metingen verricht op Flakkee, in het westelijk deel van de Hoekse Waard en op het eiland Tiengemetten (PIMM, 1987). Het onderzoeksgebied kan worden bestempeld als grootschalig akkerbouwgebied waarin een aantal elementen met meer natuurlijke flora en fauna behouden zijn gebleven. Onderzocht zijn gehaltes in biota op 21 monsterpunten, waarvan 19 gelegen waren in het akkerbouwgebied en 2 in natuurgebied. De stoffen waarvan gehaltes zijn bepaald zijn zware metalen, bestrijdingsmiddelen, PAK's en PCB's.

In grote lijnen kan op grond van de meetgegevens geconcludeerd worden dat het gehalte van het overgrote deel van de metalen in alle gemeten componenten niet of nauwelijks verschilt van gehaltes die in een onbelaste, meer natuurlijke situatie verwacht zouden kunnen worden. Het kwikgehalte in gras en kroos bleek relatief hoog te zijn.



Figuur 18. Isoconcentratielijnen van cadmium, lood en zink en de ligging van 15 natuurgebieden 50 ha. in het Nederlandse Kempendistrict binnen de invloedssfeer van de zinkfabriek te Budel (Denneman et al. 1987).

Naar aanleiding van het onderzoek aan bestrijdingsmiddelen wordt in het rapport geconcludeerd dat er aanwijzingen zijn voor effecten van het bestrijdingsmiddelengebruik op aquatische flora en fauna. Het betreft incidentele waarnemingen van verhoogde gehalten van DDT, dieldrin, lindaan (γ -HCH) en cholinesterase-remmende stoffen. Het onderzoek aan PAK's en PCB's leverde geen duidelijke gegevens op van verhoogde gehalten in biota.

3.5.10. De Kempen

In de Kempen is al bijna honderd jaar op grote schaal sprake van verontreiniging met zware metalen door zinksmelterijen. Deze smelterijen zorgen voor een uitstoot van aanzienlijke hoeveelheden zware metalen, waardoor de bodem in de wijde omtrek met Cd, Zn, Pb, en Cu is verontreinigd (fig. 18). In

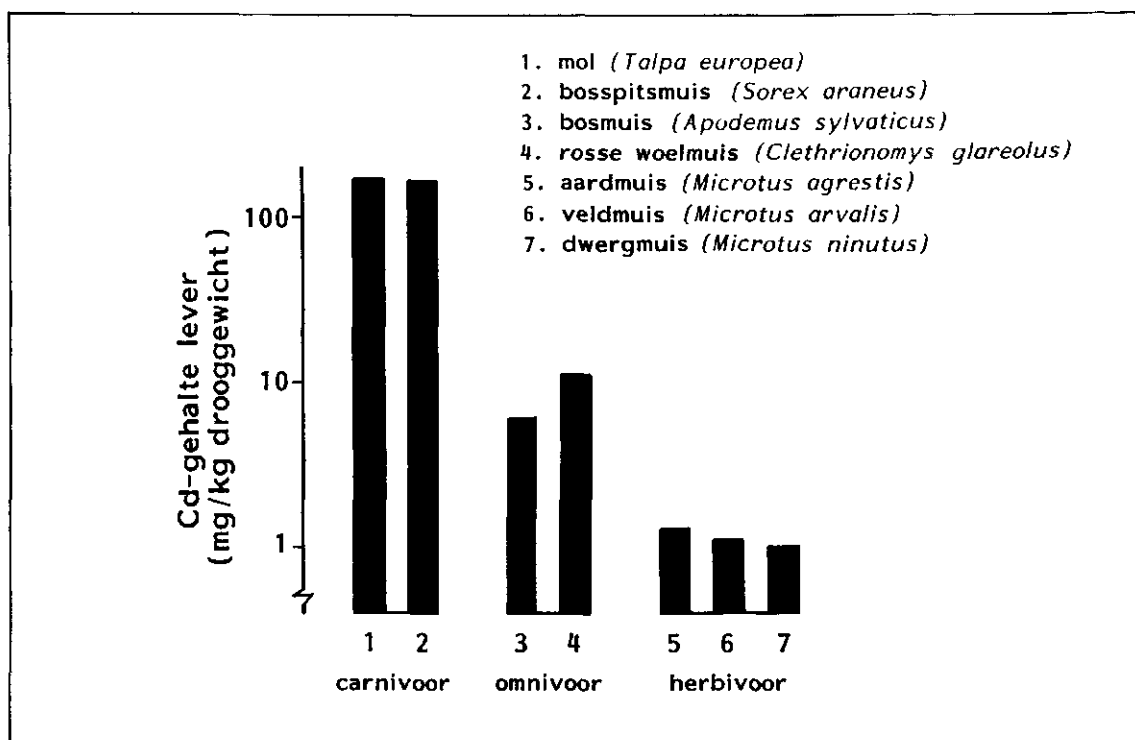
dit belaste gebied worden een aantal effecten van zware metalen waargenomen (Denneman *et al.* 1987).

Gezien de gehalten zware metalen in de grond zijn aanzienlijke remmingen van de bodemademhaling en van enzymactiviteiten van microorganismen te verwachten. Vruchtlichamen van diverse schimmels bevatten vaak hoge gehalten aan zware metalen. Bij Cd is sprake van concentratie. Bij de vliegenzwam (*Amanita muscaria*) werden voor Cd bloconcentratiefactoren van 4.9 tot 580 gevonden ($n = 12$). Pb, Cu en Zn vertonen een minder sterke concentratie.

De eerste zichtbare effecten op vegetatie betreffen een reductie van de normale groei: dennenaalden en eikebladeren vertonen verkleuring, chlorose en necrose en nemen af in grootte. Daarnaast is er een afname van totale biomassa van de boom. De afname in biomassa productie en verminderde en vertraagde bloei is ook beschreven voor bermenplanten zoals grassen langs assenwegen. Bodemverontreiniging met Zn en Cd veroorzaakt een afname van de wortelgroei welke uiteindelijk leidt tot een verminderde gewasopbrengst. Een bijkomend effect op langere termijn is een verschuiving van de soortensamenstelling in de richting van een vegetatie met tolerante en resistentie ontwikkelende soorten. Bomen zullen zich relatief moeilijk kunnen aanpassen aan hoge metaalgehalten in het milieu. In vegetaties onder zware langdurige belasting ontbreekt dan ook vaak de boomlaag. In heideplanten en strooisel van de Strabrechtse Heide in de Kempen worden hogere zinkgehalten waargenomen dan in planten en strooisel in vergelijkbare gebieden op de Hoge Veluwe en nabij Dwingeloo.

De sterke belasting met zware metalen remt de decompositie hetgeen tot uiting komt in een dikke laag organisch materiaal die op een minerale ondergrond ligt. In dennenbossen wordt de fragmentatie voornamelijk verzorgd door grazende springstaarten (*Collembola*), mijten (*Acarina*) en enchytreeën (*Enchytraeidae*), in loofbossen vooral door pissebedden (*Isopoda*) en regenwormen (*Lumbricidae*). Deze dieren nemen via het voedsel de zware metalen op. Langdurige blootstelling aan Pb in laboratoriumproeven remt de groei en respiratie van springstaarten. De bijdrage van springstaarten aan het decompositieproces zou daardoor kunnen verminderen. De invloed van de metaalbelasting op decompositie via pissebedden is waargenomen in de vorm van een belangrijk kleinere populatie, gevolg van een afname in het lichaamsgewicht die leidt tot een verminderde legselgrootte.

Concentratie van zware metalen in bodemorganismen als springstaarten, pissebedden en regenwormen kan leiden tot effecten op hogere trofische niveaus. In de Brabantse Kempen is het Cd gehalte in het strooisel gemiddeld ongeveer 20 tot 30 keer zo hoog als in de minerale grond. Het verschil in belasting tussen carnivore, omnivore en herbivore organismen is vastgesteld voor een aantal muizesoorten en de mol (fig. 19). Hieruit is gebleken dat carnivore soorten zwaarder belast worden dan herbivore dieren (Denneman *et al.* 1987).



Figuur 19. Belastingniveaus van cadmium in de lever van kleine zoogdieren in de omgeving van de zinksmelterij (winterperiode) (Denneman et al. 1987).

3.5.11. De Biesbosch

De waterbodem van de Biesbosch behoort tot de meest vervuilde van Nederland. Ongeveer 100 miljoen m³ slib, verontreinigd met persistente zware metalen en organische microverontreinigingen heeft zich opgehoopt op de bodems van watergangen en kreken. Als gevolg van aanwezige zware metalen, PAK's en PCB's is in deze gebieden bioaccumulatie geconstateerd van deze stoffen in tal van planten en dieren (Gleichman-Verheijen & Ma 1989).

In het kader van het Ecosysteem Onderzoek Noordelijk Deltabekken (Otte et al., 1988) wordt onderzoek gedaan naar verontreiniging met As, Cd, Zn en Cu in bodem en vegetatie van de buitendijkse gebieden van Haringvliet, Hollands Diep, Amer en Nieuwe Merwede. In de Dordtse Biesbosch bleken grond en vegetatie hoge concentraties As, Cd, Cu en Zn te bevatten.

Wormen, muggelarven en slakken halen hun voedsel uit de waterbodem en nemen daarbij grote hoeveelheden van deze stoffen op. Via de voedselketen hopen deze stoffen zich op in vissen en (eieren van) kuifeenden, futen en aalscholvers. Muggelarven in de Biesbosch vertonen kaakafwijkingen en een hoge sterfte. Het percentage afwijkingen is positief gecorreleerd met de mate van verontreiniging van het sediment (Van Urk et al. 1985). De PCB-gehalten

in futen zijn tien keer hoger dan in schone gebieden. Het broedresultaat van aalscholver is lager dan in minder belaste gebieden.

Gegevens uit 1988 tonen aan dat gehalten aan PCB's en organochloorverbindingen in aal in het Haringvliet verdrievoudigd zijn in vergelijking met gehalten bij de start van het monitoringprogramma in 1977 (Gleichman-Verheijen & Ma 1989). Het kwikgehalte steeg tussen 1986 en 1988 tot waarden rond 1 mg.kg^{-1} op produktbasis. Ook in snoekbaars uit het Haringvliet heeft sinds 1985 een stijging van het kwikgehalte plaatsgevonden.

In koolexperimenten zijn kuifeenden gevoed met driehoeksmosselen uit een relatief sterk verontreinigd watergebied (Haringvliet) of uit een relatief weinig verontreinigd gebied (Markermeer). De levers van de kuifeenden gevoed met Haringvlietmosselen bevatten hogere gehalten aan Cd, Hg, Cu, Zn, DDE's, HCB en hoger gechloreerde PCB's. Deze verontreinigingen hebben een negatief effect op het gedrag en de voortplanting. De nesten van de Haringvlieteenden waren slordiger afgewerkt en werden niet bebroed. Ze waren significant kleiner (5-6 eieren per nest) dan die van de Markermeergroep (8-9 eieren per nest). Bovendien waren de eieren van de Haringvlieteenden minder in omvang, gewicht en schaaldikte. In vergelijking met de Markermeereieren werden in de Haringvlieteieren hogere gehalten aan hogere gechloreerde PCB's, DDE, HCB en Hg aangetroffen (Scholten & Foekema 1988). De kuikens uit eieren van kuifeenden uit het verontreinigde gebied hadden op een leeftijd van twee maanden een significant lager gewicht (Scholten & Foekema 1988). Concentraties PCB's en DDE in eieren verzameld in de Biesbosch komen overeen met de concentraties in de eieren van eenden die werden gevoed met driehoeksmosselen uit het Haringvliet.

Uit onderzoek naar het broedsucces van aalscholvers uit de kolonie in de Dordtse Biesbosch blijkt dat sprake is van een slecht broedresultaat. Gemiddeld worden per paar 0.6 vliegvlugge jongen voortgebracht, hetgeen twee tot vier maal lager is dan elders vastgestelde waarden (Boudewijn *et al.* 1988). Het lage broedsucces blijkt in het eerste deel van het broedproces veroorzaakt te worden, namelijk in de eifase en in de kleine-jongen-fase. Deze aalscholvers beginnen later dan elders met broeden en leggen kleinere eieren. De eischalen zijn dunner en van de eieren komt slechts een kwart uit. De sterfte onder de jongen is het hoogst in de eerste levensweek. Er wordt een relatie verondersteld tussen dunne eischalen en contaminatie met gechloreerde koolwaterstoffen zoals PCB's en DDE. Onderzoek in 1988 vergelijkt broedsucces en foerageerplaatskeus van diverse kolonies binnen en buiten het riviereengebied. De verschillen in broedsucces zijn groot: de kolonie in de Dordtse Biesbosch had het laagste broedsucces, in Olst, de Oude Venen en het Brede Water werden ongeveer driemaal zoveel jongen grootgebracht per legsel. Verlaging van het broedsucces treedt op als cumulatief effect van verschillen in een aantal parameters: de datum van de start van de eileg, de eischaaldikte, het uitkomstpercentage van de eieren en de sterfte van jongen (Dirksen *et al.* 1989). Andere factoren zoals weersomstandigheden, voedselaanbod en -beschikbaarheid zijn waarschijnlijk van ondergeschikt of geen belang als oorzaak van het lage broedsucces. De verontreinigingen in de eieren zijn vermoedelijk afkomstig uit het benedenriviereengebied.

De aalscholver, een toppredator, verorbert dagelijks ongeveer 15-20% van zijn lichaamsgewicht aan vis. Het onderzoek naar foerageerplaatskeus bevestigt

het vermoeden over de mogelijke rol van de verontreinigde waterbodems. Onderzoek naar de effecten van toxische stoffen op het broedsucces wijst op een intoxicatie in de Biesbosch-kolonie met dioxineachtige verbindingen (zoals dioxinen, dibenzofuranen en PCB's), hetgeen tot uiting komt in een verlaagd gehalte van schildklierhormoon, vitamine A deficiëntie en inductie van specifieke enzymen in de lever. Daarnaast zullen effecten van DDT-achtige stoffen (dunnere eischaal) ook nog bijdragen aan het geringere broedsucces.

Ouweneel (1987) maakt hier melding van de vondst van tientallen verzwakte en stervende grauwe ganzen in het Hollands Diep, waarbij sprake bleek te zijn van loodvergiftiging. Gegevens over effecten van Pb op vogels in de Biesbosch zijn niet gevonden.

Werd aan de aanwezigheid van de otter in de Biesbosch getwijfeld (Claassen 1989); inmiddels wordt de otter als uitgestorven in Nederland beschouwd. De geschiktheid van de Biesbosch als otterhabitat is goed te noemen indien de kwaliteit van water en waterbodem niet in beschouwing wordt genomen. De effecten van waterverontreiniging, vooral door aanwezigheid van PCB's, op otters lijken voldoende zeker, al zijn deze effecten moeilijk exact vast te stellen.

4. ALGEMENE BESCHOUWING

4.1. Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de inventarisatie nader bekeken vanuit diverse invalshoeken die betrekking hebben op de relatie tussen stof en biota. Dit zijn achtereenvolgens stof(groepen), soortgroepen, gebieden die onder druk staan en de aandachtsoorten zoals genoemd in het NBP. In de verwerking van de resultaten is rekening gehouden met de overlap zoals genoemd in paragraaf 3.5. Verder moet worden opgemerkt dat steeds dezelfde gegevens uit de inventarisatie vanuit een andere vraagstelling geanalyseerd worden. Dit heeft gevolgen voor het detailniveau waarmee de resultaten kunnen worden besproken en leidt tot algemene constatering over de stoffen, soortgroepen, gebieden en aandachtsoorten. In de bespreking van de resultaten zal niet op de individuele gevallen uit de inventarisatie worden ingegaan.

4.2. De stoffenbenadering

In totaal zijn in deze inventarisatie 514 gevallen gevonden waarbij stoffen aantoonbaar effecten op flora en fauna hebben teweeggebracht. Voor het ordenen is een indeling gemaakt in zeven groepen milieuvreemde stoffen (tabel 30), conform de indeling in de Leidraad Bodembescherming (VROM 1988).

Van de geïnventariseerde gevallen wordt ruim 85% veroorzaakt door zware metalen (ZM), chloorkoolwaterstoffen (CKW) en bestrijdingsmiddelen (BM). Een aantal CKW wordt toegepast als bestrijdingsmiddel (bijvoorbeeld hexachloorbenzeen), terwijl een aantal van de onder BM gerangschikte stoffen ook tot de CKW kunnen worden gerekend, zeker waar het hexachloorcyclohexaan (HCH) betreft: er is bij de verwerking van gegevens geen onderscheid gemaakt tussen α -, β - en γ -HCH. Deze laatste wordt als bestrijdingsmiddel (lindaan) gebruikt.

Een beschouwing van de 210 gevallen waarbij ZM waren betrokken, levert het resultaat op zoals aangegeven in tabel 31.

Tabel 30. Overzicht van de gehanteerde stofgroepen en de verdeling van de totale set gegevens over deze groepen.

stofgroep	aantal gevallen	percentage	opmerkingen
zware metalen	210	40.8	
anorganische stoffen	3	0.6	
chloorkool- waterstoffen	116	22.6	
bestrijdings- middelen	117	22.8	
organische verbindingen	12	2.3	
polycyclische aromatische koolwaterstoffen	21	4.1	
overige	35	6.8	waaronder olieverbindingen
totaal	514	100.0	

Tabel 31. Overzicht van gevallen met zware metalen.

stof	aantal gevallen	percentage	opmerkingen
Cd	30	14.3	
Cu	21	10.0	
Hg	30	14.3	
Pb	36	17.1	
Zn	26	12.4	
overige	67	31.9	o.a. Al, As, Cr, Mn, Ni, Se.
totaal	210	100.0	

De vijf specifiek genoemde metalen (Cd, Cu, Hg, Pb en Zn) nemen ongeveer 70% van het totaal voor hun rekening. De verdeling over deze vijf stoffen is min of meer gelijk: het percentage van het totaal bevindt zich in de range van 10-20. Van de metalen die gerangschikt zijn onder overige, blijkt dat geen van die metalen in meer dan tien gevallen verantwoordelijk was voor geconstateerde effecten.

Van de chloorkoolwaterstoffen springen hexachloorbenzeen (HCB), polychloorbifenylen (PCB's) en dioxinen en furanen (PCDD en PCDF) eruit. Van de 116 door CKW veroorzaakte gevallen is bijna de helft het gevolg van PCB's (55). HCB en PCDD/PCDF nemen respectievelijk 17 en 16 gevallen voor hun rekening. In zeven gevallen ging het om dioxineverbindingen; de overige negen werden veroorzaakt door furanen.

De groep bestrijdingsmiddelen, waarvan 117 gevallen zijn geïnventariseerd, is zeer divers. Van een groot aantal stoffen is het aantal gevallen relatief gering. Drie stoffen (of gelijksoortige verbindingen) vallen wat betreft hun aantal op: DDT-achtige stoffen, HCH-verbindingen en endosulfan. DDE en DDT zijn verantwoordelijk voor in totaal 31 gevallen, waarbij DDE 10 maal voorkomt en DDT 21 maal. Het totaal door HCH-verbindingen veroorzaakte gevallen bedraagt 16. γ -HCH is in zeker negen gevallen de veroorzakende stof. Wel moet bedacht worden dat in sommige gevallen niet duidelijk is om welke HCH-isomeer het gaat. Deze zijn in de groep van 16 opgenomen.

In de stofgroepen organische verbindingen en polycyclische koolwaterstoffen komen geen individuele stoffen voor die bij meer dan tien gevallen betrokken waren. In de groep overige zijn opgenomen alle gevallen veroorzaakt door olieverbindingen (18). Tevens worden in deze groep de gevallen opgenomen die door niet nader gespecificeerde stofgroepen of stoffen zijn veroorzaakt.

4.3. De soortgroepenbenadering

Voor een eerste globale indeling wordt de totale set geïnventariseerde gegevens verdeeld over de vier groepen organismen: micro-organismen, vegetatie, ongewervelden en gewervelden.

Tabel 32. Overzicht van de gehanteerde groepen organismen en de verdeling van de totale set gegevens over deze groepen.

groep organismen	aantal gevallen	percentage
micro-organismen	11	2.1
vegetatie	67	13.0
ongewervelden	115	22.4
gewervelden	317	61.7
overig	4	0.8
totaal	514	100.0

De gevallen met betrekking tot micro-organismen zijn veroorzaakt door zware metalen. In zeven gevallen betrof het bacteriën; in vier gevallen schimmels (vliegenzwam). Effecten op bacteriën werden uitsluitend geconstateerd bij experimenten in het laboratorium.

Effecten op vegetatie worden voor meer dan 90% veroorzaakt door zware metalen (62). De overige stofgroepen veroorzaken slechts in vijf gevallen effecten. De vijf zware metalen (Cd, Cu, Hg, Pb en Zn) zijn verantwoordelijk voor 38 van de 62 gevallen (61%). In 24 gevallen is sprake van andere metalen of niet nader gespecificeerde zware metalen, echter steeds in geringe aantallen.

De in totaal 115 gevallen met betrekking tot ongewervelden zijn als volgt over de stofgroepen verdeeld.

Tabel 33. Verdeling van de gevallen waarbij ongewervelden zijn betrokken over de stofgroepen.

stofgroep	aantal gevallen	percentage
zware metalen	44	38.3
chloorkoolwaterstoffen	20	17.4
bestrijdingsmiddelen	22	19.1
organische verbindingen	9	7.8
polycyclische aromatische koolwaterstoffen	13	11.3
overige	7	6.1

totaal	115	100.0

Tabel 34. Verdeling van de gevallen waarbij gewervelden zijn betrokken over de stofgroepen.

stofgroep	aantal gevallen	percentage
zware metalen	93	29.3
anorganische verbindingen	1	0.3
chloorkoolwaterstoffen	95	30.0
bestrijdingsmiddelen	90	28.4
organische verbindingen	3	0.9
polycyclische aromatische koolwaterstoffen	7	2.3
overige	28	8.8

totaal	317	100.0

Binnen de groep zware metalen nemen Cd, Cu, Hg, Pb en Zn 27 gevallen (61%) voor hun rekening. Cu veroorzaakt de meeste gevallen (7). In de groep chloorkoolwaterstoffen worden 45% van de gevallen veroorzaakt door PCB's. Het scala aan bestrijdingsmiddelen dat effecten veroorzaakt heeft, is zeer groot. DDT en disulfoton komen het meeste voor in deze set (elk 4). Bij de polycyclische aromatische koolwaterstoffen is in vijf gevallen sprake van een algemene aanduiding van deze stofgroep. De overige acht gevallen zijn veroorzaakt door diverse verbindingen.

In tabel 34 wordt de verdeling van de gevallen waarbij gewervelden betrokken waren over de diverse stofgroepen gegeven.

De meest voorkomende zware metalen die effecten op gewervelden veroorzaken, zijn Hg (23) en Pb (22), samen goed voor bijna 50%. Cd, Cu en Zn komen voor in de aantallen 11, 5 en 9. Vermeldenswaardig is ook Se dat in acht gevallen effecten op gewervelden heeft veroorzaakt.

In de groep CKW springen de PCB's er duidelijk uit (45 gevallen). Hexachloorbenzeen (15) en dioxinen en furanen (13) zijn andere veel effecten veroorzakende verbindingen.

De derde groep stoffen die veel effecten op gewervelden veroorzaakt, is de groep bestrijdingsmiddelen. Van deze groep zijn de belangrijkste vertegenwoordigers DDT-achtige verbindingen (24), HCH-verbindingen (11) en endosulfan (14). De rest van de gevallen wordt veroorzaakt door een groot aantal verschillende stoffen.

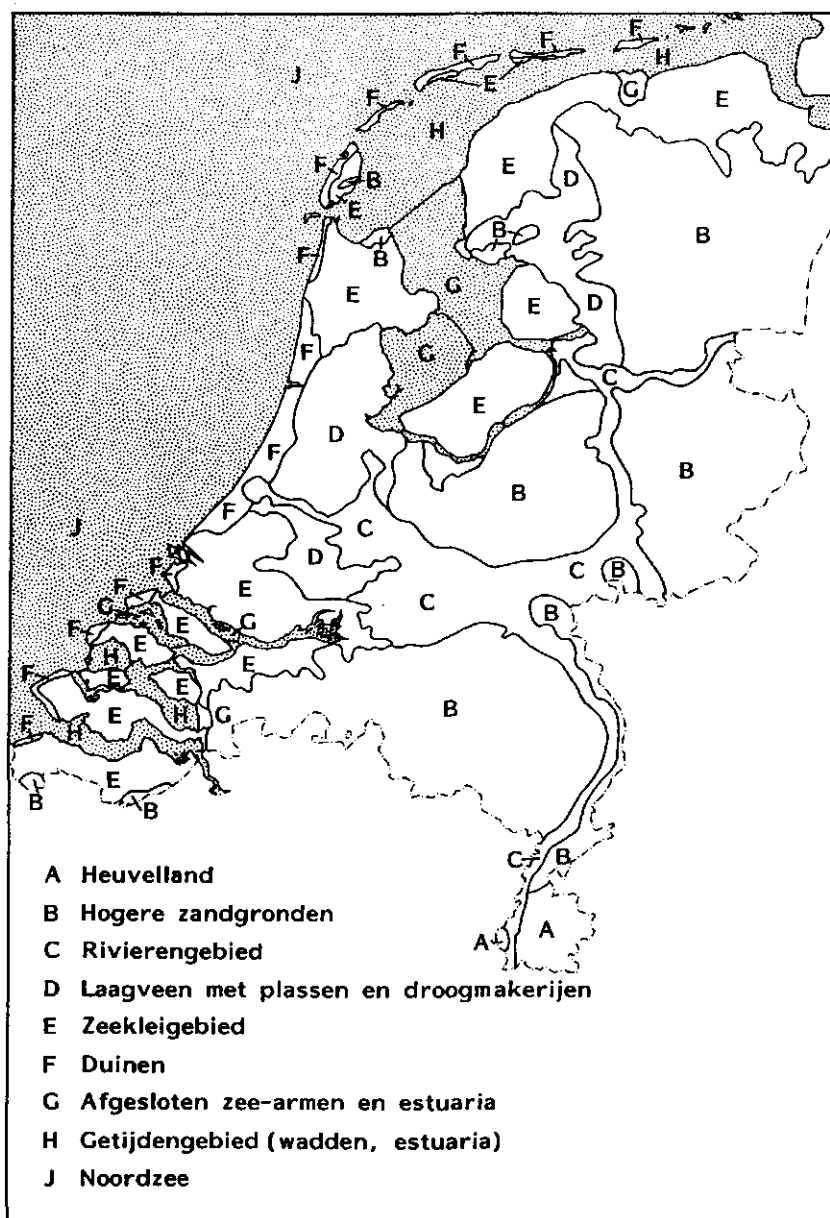
In de groep overige zijn de 18 gevallen opgenomen waarbij olieverbindingen effecten op gewervelden (vogels) hebben veroorzaakt.

4.4. Effecten op gebieden

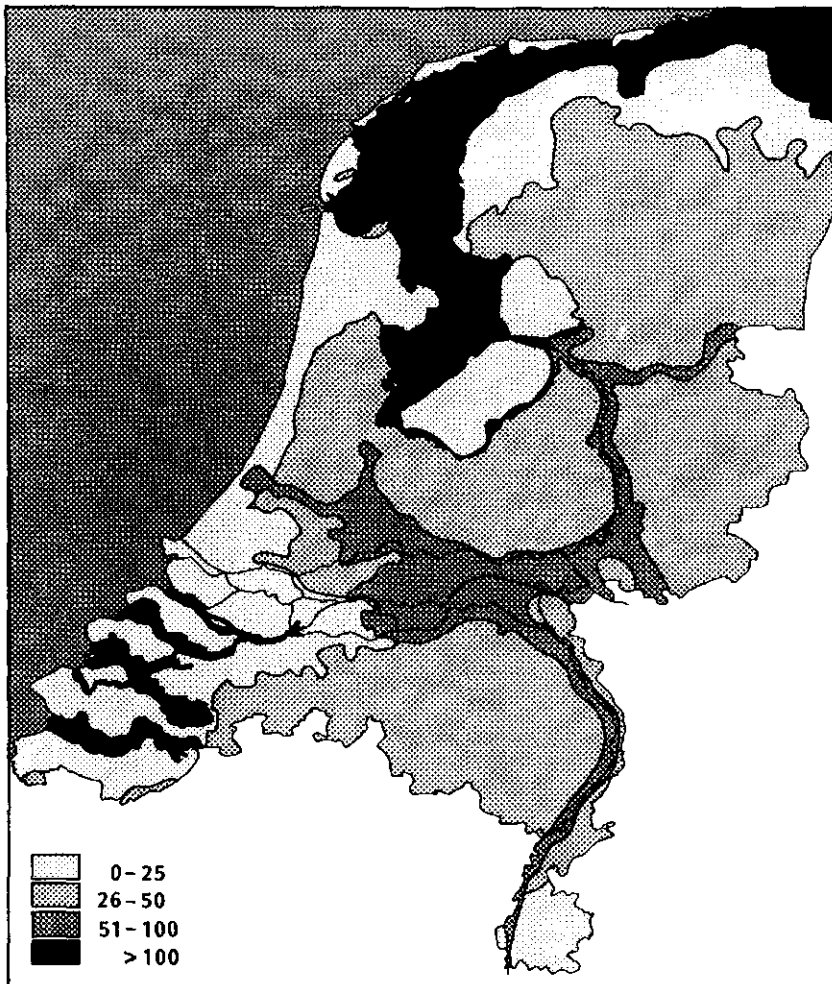
Het merendeel van de geregistreerde incidenten (85.8%) kon worden toebedeeld aan een fysisch-geografische regio uit het NBP (fig. 20).

Om een bruikbaar overzicht te krijgen zijn vier categoriën van aantallen incidenten onderscheiden: categorie 1 met 0-25 incidenten, categorie 2 met 26-50 incidenten, categorie 3 met 51-100 en tenslotte categorie 4 met meer dan 100 incidenten (fig. 21). Hieruit blijkt dat in de getijdengebieden, afgesloten zeearmen en estuaria het grootste aantal is geregistreerd; daarna volgt het rivierengebied. Deze gegevens onderstrepen het feit dat de grote rivieren een belangrijke rol vervullen in het transport van verontreinigende stoffen, die tenslotte in een aantal regio's sedimenteren.

Daarnaast is nagegaan of effecten op soortgroepen afhankelijk waren van de gebieden. Hieruit komt naar voren dat de gewervelde dieren binnen elk gebied de grootste groep vormen waarop effecten zijn geconstateerd.



Figuur 20. Indeling van Nederland volgens fysisch-geografische regio's.



Figuur 21. Indeling van de fysisch-geografische regio's in vier categorieën volgens het aantal geregistreerde incidenten.

Tabel 35. Overzicht van de aandachtssoorten, zoals genoemd in het NBP en enkele relevante gegevens.

soortengroep	soort	aantal gevallen	verantwoorde-lijke stof(groep)	effect*
zoogdieren	vleermuis	2	γ -HCH pentachloorfenol	letaal populatie-niveau
	das	1	Cd	subleetaal
	otter	6	PCB's	letaal
			PAK's	subleetaal (2)
			Hg	subleetaal
			ZM	subleetaal
	zeehond	6	PCB's	subleetaal (2)
			Hg	populatie-niveau (2)
	bruinvis	3	Se	subleetaal
			PCB's	subleetaal
			DDT	letaal
			Hg	letaal
vogels	kerkuil	4	PCB's	letaal
			HCB	letaal
	gans	1	drins	letaal
			DDE	letaal
vissen	snoek	1	Pb	subleetaal
amfibieën	boomkikker	1	bestrijdings-middelen	populatie-niveau
ongewervelden	dagvlinder	2	bestrijdings-middelen	letaal (2)

* tussen haakjes staan het aantal incidenten voor de (stof)groep indien dit meer dan eenmaal geregistreerd is. Alleen soorten die in het databestand voorkomen, zijn genoemd.

4.5. Effecten op aandachtsoorten

De gegevens werden geselecteerd op het voorkomen van aandachtsoorten. Slechts 27 incidenten werden aangetroffen (tabel 36). Hieruit blijkt dat chloorkoolwaterstoffen, bestrijdingsmiddelen en zware metalen de meest voorkomende stofgroepen zijn. De PCB's dragen voor 52% bij aan eerstgenoemde groep stoffen. De aard van de veroorzaakte effecten is gelijkelijk verdeeld over subleetaal en leetaal. De groep gewervelde dieren komen het meeste voor. Hierbij wordt opgemerkt dat onder de aandachtsoorten veel gewervelde dieren voorkomen.

In aansluiting op paragraaf 4.4 kan nog worden opgemerkt dat uit de lijst van aandachtsoorten de otter en de zeehond de meest voorkomende slachtoffers zijn geweest. Hun habitat bevindt zich juist in die deelgebieden (fysisch-geografische regio's) waarin de meeste (overige) incidenten zijn geregistreerd. Terrestrische systemen dragen voor ongeveer eenderde bij aan het totaal.

5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1. Conclusies

1. Ruim 40% van de achterhaalde gevallen bleek door zware metalen te worden veroorzaakt. Chloorkoolwaterstoffen en bestrijdingsmiddelen zijn tezamen voor ongeveer hetzelfde aantal gevallen verantwoordelijk geweest. De diversiteit onder de bestrijdingsmiddelen is nogal groot. Het betreft hier voor het merendeel letale effecten die het gevolg zijn van onbedoeld gebruik. Organische verbindingen en PAK's zijn slechts in beperkte mate verantwoordelijk voor de geconstateerde effecten.
 2. Uit de groep organismen blijken de gewervelde dieren het merendeel van de effecten te ondervinden. Het ligt voor de hand dat effecten op gewervelde dieren het duidelijkst waarneembaar zijn. Effecten op bijvoorbeeld bodemfauna worden minder snel waargenomen. Een uitgebreid scala van stoffen is hiervoor verantwoordelijk, maar ook hiervoor geldt dat het voornamelijk zware metalen, bestrijdingsmiddelen en chloorkoolwaterstoffen zijn.
 3. Het aantal effecten in aquatische milieus is belangrijk hoger dan in terrestrische.
 4. Uit de indeling van Nederland in fysisch-geografische regio's blijkt dat de meeste gevallen worden waargenomen in de getijdengebieden, afgesloten zeearmen en estuaria en in het rivierengebied. Het water zorgt voor verspreiding. Uiteindelijk komen deze stoffen in een beperkt aantal regio's terecht. De concentraties van verontreinigende stoffen is daardoor in sedimentatiegebieden hoger. Hier treden dan ook de meeste effecten op.
 5. Uit de inventarisatie blijkt dat in slechts 27 van de 514 gevallen de aandachtsoorten uit het NBP betrokken zijn. Wellicht speelt de korte periode waarop de inventarisatie betrekking heeft, een rol.
 6. De geconstateerde effecten worden aan de hand van biochemische en fysiologische parameters vastgesteld. Over effecten op gedragsparameters is weinig bekend.
- De geregistreerde gevallen betreffen het individu- en populatieniveau; veranderingen op ecosysteemniveau zijn slechts summier waargenomen.
7. De resultaten zoals beschreven in dit rapport zijn een weerslag van onderzoek dat is uitgevoerd. De waarde van de conclusies is in die zin beperkt dat ze vooral het feit weerspiegelen dat het aquatisch milieu en gewervelde dieren beter onderzocht zijn dan het terrestrische milieu en ongewervelde dieren.

5.2. Aanbevelingen

De opdrachtgever heeft kenbaar gemaakt dat de resultaten van de onderhavige studie gebruikt gaan worden bij het opstellen van biologische meetnetten. Mede als onderdeel daarvan heeft het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek op verzoek van de directie Natuur, Milieu en Faunabeheer in 1990 een inventarisatie uitgevoerd naar projecten en programma's waarin stoffen in wilde flora

en fauna gemeten werden (Van der Kraan & Douben 1990). Die resultaten worden naast die uit dit onderzoek gelegd om tot aanbevelingen te komen.

1. Uit het inventariserend onderzoek is gebleken dat van de groep zware metalen over het algemeen Cd, Cu, Zn en Pb gemeten worden. In de groep gechloreerde koolwaterstoffen vormen de PCB's het grootste aandeel. De drins worden in beperkte mate routinematig gemeten.

Er hoeft geen prioriteit gegeven te worden aan het bijstellen van de te onderzoeken stof(groepen).

2. Planten worden slechts in beperkte mate gebruikt als groep van organismen waarin verontreinigende stoffen gemeten worden. Er zijn wel effecten geconstateerd. Ecotoxicologisch onderzoek hieraan is gewenst.
 3. Verontreinigende stoffen worden veelal in ongewervelde dieren gemeten. Echter, effecten zijn juist op vertebraten geconstateerd. Derhalve wordt aanbevolen om in monitoringprogramma's speciale aandacht aan de hogere dieren te schenken.
 4. Er dient nagegaan te worden in hoeverre monitoringonderzoek zinvol is ten aanzien van gedragsveranderingen en effecten op ecosysteemniveau.
 5. Gezien de resultaten met betrekking tot de aandachtsoorten verdient het aanbeveling een dergelijke lijst vanuit ecotoxicologisch gezichtspunt op te stellen.
-

LITERATUUR

- Admiraal, W., E.D. de Ruyter van Steveninck & H.A.M. de Kruijf 1989. Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the river Rhine. *Sci. Total. Environ.* 78: 59-75.
- Annema, J.A. 1988. Gebruik van organotin moet beperkt worden. *Natuur en Milieu* 10: 8-11.
- Baars, A.J., W.G. Beeftink & J.J. Pekelder 1986. Milieucontaminatie door metalen en fluor op het Verdrongen Land van Saeftinge en de effecten ervan op schapen. Centraal Diergeneeskundig Instituut, Lelystad.
- Beeftink, W.G., J. Nieuwenhuizen, M. Stoepler en C. Mohl 1982. Heavy metal accumulation in salt marshes from the Western and Eastern Scheldt. *Sci. Total. Environ.* 25, 199-223.
- Berg, M. van den, F. Blank, C. Heeremans, H. Wagenaar & K. Olie 1987. Presence of polychlorinated dibenzo-p-dioxines and polychlorinated dibenzofurans in fish-eating birds and fish from the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 149-158.
- Boer, J. de 1983. Onderzoek naar chloorbenzenen en pentachloorthioanisol in aal uit Nederlandse binnenwateren (1977-1982). RIVO-rapport CA 83-03, IJmuiden.
- Boer, J. de 1988. Onderzoek naar HCH's en andere organochloorverbindingen in aal en voorn uit het Twentekanaal. RIVO-rapport MO 88-01, IJmuiden.
- Boer, J. de, P. Otte & D. Warnaar 1983. PCB en pesticidengehalte in haring, makreel en sprat uit de Noordzee en de wateren rondom Engeland en Ierland (1981-1982). RIVO-rapport CA 83-08, IJmuiden.
- Boer, J. de & Q.T. Dao 1988. Onderzoek naar PCB en pesticidengehalten in rode aal uit Overijssel. RIVO-rapport MO 88-203, IJmuiden.
- Boer, M.H. den 1984. Reproduction decline of harbour seals: PCBs in the food and their effect on mink. Jaarverslag 1983 RIN.
- Bos, P. 1984. Loodvergiftiging bij watervogels. *Argus* 9: 4
- Boudewijn, T.J., S. Dirksen, R.G. Mes & W.A. Teunissen 1988. Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch: broedsucces en fourageerplaatskeus in een vervuild ecosysteem. *Ecoland rapport* 88-6, Utrecht.
- Bouwman, L.A., K. Romijn, & W. Admiraal 1984. On the ecology of mesofauna in an organically polluted estuarine mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 19: 633-653.
- Braaksma, S. & O. de Bruyn 1976. De kerkuilenstand in Nederland. *Limosa* 49: 135-187.
- Braat, C. & J. Stuart 1985. Stookkolieslachtoffers op het strand van Zuid-Kennemerland. *De Fitis* 21: 1-7.
- Brand, C.M. 1988. Gehaltes aan organotin-verbindingen in het water van het Grevelingenmeer en mogelijke effecten daarvan op de oester. RIVO-rapport AQ 88-04, IJmuiden.
- Breemen, N. van & H.F.G. van Dijk 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 54: 249-274.
-

- Brocades Zaalberg, P. 1984. Mens en watervogels gebaat bij handhaving IJsselmeer. *Natuur en Milieu* 9: 8-14.
- Broekhuizen, S. 1986. Een otter *Lutra lutra* uit het natuurreserveaat de Rottige Meenthe met niersteen, lever tumor en PCB's.
- Broekhuizen, S. 1989. Belasting van otters met zware metalen en PCB's. *Levende Natuur* 2: 43-47.
- Broekhuizen, S. & E.M. de Ruiter-Dijkman 1988. Otters (*Lutra lutra*) met PCB's: De zeehondjes van het zoete water? *Lutra* 31: 68-78.
- Brouwer, A., P.J.H. Reijnders & J.H. Koeman 1989. Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquatic Toxicology* 15: 99-106.
- Bruggeman, W.A., M.A.T. Kerkhoff & R.C.C. Wegman 1986. Verspreiding van organische micro-verontreinigingen in onderwaterbodems en de relatie tot accumulatie in waterorganismen. In: *Onderwaterbodems, rol en lot*. Bergen, V.W.J. van, M.A.T. Kerkhoff & R.C.C. Wegman (eds.). Koninklijke Nederlandse Chemische Vereniging, 's-Gravenhage.
- Buisman, K. & G. Endedijk, 1989. Bodemsanering in natuurgebieden biedt perspectieven. *Natuur en Milieu* 4: 8-11.
- Canthers, K.J., G.R. de Snoo, F.M.W. de Jong & J. van der Linden, 1989. Neven-effecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische evertrebraten en aquatische fauna. CML-mededeling 46, Leiden, 134 pp.
- Claassen, T.H.L., 1989. De kwaliteit van het aquatisch milieu voor de otter. *Levende Natuur* 2: 47-51.
- Coördinatie-commissie voor de metingen van radio-activiteit en xenobiotische stoffen (CCRX) 1987. Betekenis van de Sandoz-calamiteit voor de bewaking van de Rijn. CCRX-rapport, Ministerie van VROM, Leidschendam.
- Daan, S. 1980. Long term changes in bat populations in the Netherlands: a summary. *Lutra* 22: 95-105.
- Damme, D. van, C. Heip & K.A. Willems 1984. Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries. *Hydrobiologia* 112: 143-160.
- Dederen, L.H.T. 1987. Cadmium, een afvalprobleem. *Natuur Techn.* 55: 414-427.
- Denneman, W.D., H.J.P. Eijssackers, J.H. Faber & W.C. Ma 1987. Zware metalen in de Kempen; ecologische aspecten. *Landschap* 3: 172-195.
- Dirksen, S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager & R.G. Mes 1989. Broedsucces van aalscholvers in relatie tot de vervuiling van het aquatisch ecosysteem. *Ecoland rapport* 89-2, Utrecht.
- Doelman, P. & W.C. Ma 1986. Ecotoxiciteit van lood. *Chemisch Magazine* 8: 516-520.
- Eijssackers, H. 1981. Effecten van koperhoudende varkensmest op regenwormen en op de kwaliteit van grasland. *Landbouwk. Tijdschrift* 93: 307-314.
- Franeke, J.A. van 1985. Plastic ingestion in the North Atlantic fulmar. *Marine Pollution Bulletin* 16: 367-369.
- Franeke, J.A. van 1987. Wedden op zeevogels. *Vogels* 42: 234-237.
- Fuchs, P., W. Ma & M. Smies 1985. Bioaccumulatie van milieucontaminanten in terrestrische voedselketens. *Vakblad voor biologen* 65 (13/14): 75-80.
-

- Gezondheidsraad 1987. Ecotoxicologisch onderzoek in Nederland. Rapport nr 10. 's-Gravenhage.
- Gleichman-Verheljen, C. & W.C. Ma 1989. Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. RIN-rapport 89/17, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Goede, L. 1985. Zware metalen in steiltlopers. Waddenbulletin 20: 181-183.
- Goede, A.A., T. Nygard, M. de Bruin & E. Steinnes 1989. Selenium, mercury, arsenic and cadmium in the lifecycle of the dunlin, *Calidris alpina*, a migrant wader. *Sci. Total. Environ.* 78: 205-218.
- Goede, A.A. & P. de Voogt 1985. Lead and cadmium in waders from the Dutch Wadden Sea. *Environm. Poll. (Ser. A)* 37: 311-322.
- Groen, M. (red.) 1989. Milieu: kiezen of verliezen. SDU Uitgeverij, 's-Gravenhage.
- Heida, H. 1983. TCDD in bottom sediments and eel around a refuse dump near Amsterdam, Holland. *Chemosphere* 12: 503-509.
- Heida, H., K. Olie & E. Prins 1986. Selective accumulation of chlorobenzenes, polychlorinated dibenzofurans and 2,3,7,8-TCDD in wildlife of the Volgermeerpolder, Amsterdam, Holland. *Chemosphere* 15: 1995-2000.
- Hooghart, J.C. (ed.) 1982. Waterkwaliteit en waterkwantiteit in het IJsselmeergebied. Verslag 2e CHO-studiebijeenkomst, november 1981. Rapporten/Nota's no. 9, Commissie voor Hydrologisch Onderzoek TNO.
- Jonkers, D.A. 1979. De invloeden van biociden en andere storingen op vogel- en zoogdierenpopulatie. Intern verslag, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Kerkhoff, M., A. de Vries, P. Otte & J. de Boer 1983. PCB onderzoek in rode aal uit Nederlandse wateren (1981, 1982). RIVO-rapport CA 83-07, IJmuiden.
- Kerkhoff, M., P. Otte, A. de Vries & J. de Boer 1984. Drins in vis uit de Hollandse IJssel. RIVO-rapport CA 84-03, IJmuiden.
- Kiswara, W. 1988. Zware metalen (Cd, Cu, Pb en Zn) in zeegrassen (*Zostera marina* L. en *Z. noltii* Hornem) en hun omgeving in het Deltagebied. Student-verslag D3-1988. DIHO, Yerseke.
- Kolk, H. van der 1988. Toxische effecten van ruwe olie op zeevogels. *De Tureluur* 8: 25-26.
- Kroon, G.H. de 1986. Nogmaals loodvergiftiging, ook bij de Waterral (*Rallus aquaticus* L.). *Het Vogeljaar* 34: 112-114.
- Kuiper, C. 1985. Evaluatierapport cholinesterase-remmende stoffen in Nederland. CCRX-rapport, Leidschendam.
- Leeuwangh, P. & A.M. Voûte 1985. Bats and woodpreservatives. Pesticide residues in the Dutch Pond bat (*Myotis dasycneme*) and its implications. *Mammalia* 49: 517-527.
- Leuven, R. 1988. De vervuiling van de waterbodem. *Natuur en Milieu* 2: 13-17.
- Luten, J.B., W. Bouquet, M.M. Burggraaf, & J. Rus 1986. Accumulation, elimination and speciation of cadmium and zinc in mussels. *Mytilus edulis*, in the natural environment. *Bull. Environ Contam Toxicol.* 37: 579-586.
- Ma, W.C. 1983. Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil-borne heavy metals on lumbricid earthworms. Jaarverslag 1982, RIN, Arnhem.
-

- Ma, W.C. & S. Broekhuizen 1989. Belasting van dassen (*Meles meles*) met zware metalen: invloed van de verontreinigde Maaswaterwaarden? *Lutra* 32: 139-151.
- Marquenie, J.M. 1984. Biologische effecten; een bijdrage aan het rapport ecosysteem Noordzee. TNO-rapport R 84/43a, Delft.
- Marquenie, J.M. & W.Chr. de Kock 1982. Zware metalen en organische microverontreinigingen in organismen uit het IJsselmeer. In: Hooghart, J.C. (ed), 1982. Waterkwaliteit en waterkwantiteit in het IJsselmeergebied. Verslag 2e CHO-studiebijeenkomst, november 1981. Rapporten en Nota's no. 9, Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, TNO.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1989. De toestand van de natuur. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan, nr 4. 's Gravenhage.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie NMF 1989. Beschermingsplan dagvlinders, 's Gravenhage.
- Molen, E.J. van der, A.A. Blok & G.J. de Graaf 1981. Winter starvation and mercury intoxication in grey herons (*Ardea cinerea*) in the Netherlands. *Ardea* 70: 173-184.
- Nijhoff, P. & M. Brunt 1989. De natuur in het nauw. *Natuur en Milieu* 2: 8-15.
- Otte, M.L., A.H.B.M. Wijk, J. Rozema & W.H.O. Ernst 1988. Zware metalen en arsenicum in sediment en vegetatie van de buitendijkse gebieden van het noordelijk deltabekken. Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ouweneel, G. 1987. Loodvergiftiging bij ganzen. *Het Vogeljaar* 35:
- Peeters, H. 1991. Bird and oil pollution. In: Wild bird mortality in the Netherlands. Central Veterinary Institute, CDI, Lelystad.
- Project Integratie Milieumetingen 1987. De Eilanden. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu.
- Prins, E. 1982. Bioconcentrerend van organochloorverbindingen in een voedselketen op de vuilstortplaats in de Volgermeerpolder in Amsterdam. RIN-rapport 82/8, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Raad voor Milieu- en Natuur Onderzoek 1988. Vijf visies op natuurbehoud en natuurontwikkeling. RMNO-publikatie 30, Rijswijk.
- Reijnders, P.J.H. 1980. On the causes of the decrease in the harbour seal (*Phoca vitulina*) population in the Dutch Wadden Sea. Thesis. Landbouw Hogeschool, Wageningen.
- Reijnders, P.J.H. 1982. On the ecology of the harbour seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea: population dynamics, residue levels, and management. *The Veterinary Quarterly* 4(1): 36-42.
- Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater 1982. De Nederlandse Bijdrage aan het Joint Monitoring Programme 1980. RWS/RIZA nota 82-058, Lelystad.
- Scholten, M.C.Th. & E.M. Foekema 1988. Onderzoek naar de effecten van een verhoogd gehalte aan microverontreinigingen in het voedsel op de conditie en voortplanting van watervogels. TNO-rapport, Den Helder.
- Slooff, W. & D. de Zwart 1983. The growth, fecundity and mortality of bream (*Abramis brama*) from polluted and less polluted surface waters in the Netherlands. *Sci. Total. Environ.* 27: 149-162.
- Smit, T., M. Kemmeren-van Dijk, G. de Wit-van der Welle & T. Bakhuizen 1986. Acute vergiftiging vogels meestal opzettelijk. *Natuur en Milieu* 10: 8-10.
-

- Smit, T., T. Bakhuizen & L.G. Moraal 1988. Metallisch lood als bron van loodvergiftiging in Nederland. *Limosa* 61: 175-178.
- Smit, Th. & E. Colijn 1988. De rode wouw krijgt geen poot aan de tak. *Vogels* 8(47): 222.
- Snoo, G.R. De & K.J. Canters 1988. Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische vertebraten. CML Mededelingen 35a en 35b. Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Spienburg, Th.J., P.E.F. Zoun & Th. Smit 1991. Poisoning of wild birds by pesticides. In: Wild bird mortality in the Netherlands. Central Veterinary Institute, CDI, Lelystad.
- Urk, G. van, F.C.M. van Kerkum & S.M. Wiersma 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. *H₂O* 18: 509-513.
- Urk, G. van & F.C.M. Kerkum 1986. Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. *H₂O* 19: 624-627.
- Valk, F. van der, H. Pieters en R.C.C. Wegman 1989. Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine - mercury, organochlorine compounds and polycyclic hydrocarbons. Project "Ecological rehabilitation of the river Rhine", publication no. 7, Lelystad.
- Verkleij, J.A.C. 1985. Effecten van zware metalen op de fysiologie en genetika van hogere planten op vervuilde bodems. *Vakbl. Biol.* 65 (13/14), 65-70.
- Vliet, H.H. van & E.N.G. Joosse-van Damme 1983. Effecten van Hoogoven-emissies in de duinen. *Vakbl. Biol.* 63: 146-149.
- VROM 1988. Leidraad Bodemsanering, 's-Gravenhage.
- Voogt, P. de, J.C. Klamers, A.A. de Goede & H. Govers. 1985. Accumulation of organochlorine compounds in waders from the Dutch Wadden Sea. IVM-rapport R 85/7, VU Amsterdam.
- Vries, A. de, 1983. Vissterfte te Hardenberg (april 1983) veroorzaakt door "Tolkan S" lozing. RIVO-rapport CA 83-11, IJmuiden.
- Vries, J. de 1984. Westerschelde: laatste open zeearm vervuult. *Natuur en Milieu* 12: 9-12.
- Wolf, P. de 1983. Bio-indicators and the quality of the Wadden Sea. *Environ. Monit. Assess.* 3: 355-367.
-

INDEX

In deze index worden verwijzingen aangegeven naar het voorkomen in de tekst. Als hoofdgroepen zijn de organismen en stoffen onderscheiden. De organismen zijn zo veel mogelijk naar soort uitgesplitst en op basis van hun Nederlandse naam gerubriceerd. De stoffen worden aangegeven met de aanduiding uit het periodiek systeem wanneer het elementen betreft.

Organismen:

aal 39.50.51.52.53.54.57.59.70
aalscholver 39.50.59.69.70.
alk 41.
aster 21.
baars 50.59.
beekschaatsenrijder 29.
bijen 24.
blankvoorn 31.53.54.
blauwe reiger 33.39.
bodemfauna 57.
bonte strandloper 38.55.
boomkikker 29.
borstelworm 50.59.
bosmuis 23.
bosspitsmuis
bot 62.63.
brasem 30.31.
bruinvis 55.
copepoden 25.
dagvlinder 24.
das 42.
diatomeeën 26.
dolfijn 55.
driehoeksmossel 37.50.59.60.70.
drietenmeeuw 41.
duikeend 50.59.
duif 35.

eend 33.35.
eidereend 41.
enchytreën 68.
ekster 57.
els 46
fuut 39.69.70.
gans 33.34.
garnaal 44.62.63.
gras 66.68.
grauwe gans 32.33.71.
grote stern 40.55.
grutto 38.
haring 63.
haas 46.
heide 68.
hondsvis 46
iJslandse tureluur 38.
kabeljauw 62.63
kanoetstrandloper 38.54.55.
kerkuil 34.
kokerjuffer 54.
kolgans 34.
konijn 57.
kraai 57.
kreeftachtigen 54.
kroos 66.
kuifeend 37.69.70.
makreel 63.
mantelmeeuw 41.
meeuwen 35.
merel 34.
micro-organismen 68.74.75.
middelste zaagbek 59.
mol 68.
mossel 26.29.38.54.62.63.
muggelarve 48.50.54.69.
muis 42.57.68.
mijt 23.68.

nematoden 26.
oester 26.
oligochaeten 26.
otter 45.71.80.
pissebed 57.68.
purperslak 26.
ransuil 34.
regenworm 22.23.33.46.68.
rode aal 52.
rode wouw 35.
roofvogel 35.57.
rosse grutto 38.54.
schaap 65.66.
slak 54.69.
snoek 29.
snoekbaars 50.59.70.
springstaart 23.68.
sprot 63.
steltloper 38.54.
stormvogel 41.
toppereend 41.
tureluur 38.
vis 29.30.40.45.52.54.57.69.70.
vleermuis 43.
vliegenzwam 68.75.
vogel 32.34.35.46.65.71.
waterral 33.
watervogel 29.32.33.59.60.
wilde eend 33.
worm 54.57.69.
zeeduizendpoot 26.
zeegras 21.
zeehond 44.45.55.80.
zeekoet 41.
zeekraal 21.
zilverbreeuw 41.
zwaan 33.

Stoffen:

aldicarb 24.35.
alfachloralose 35.
As 21.34.38.69.
B 21.46.
Cd 21.26.37.38.42.46.50.55.59.63.65.66.67.68.69.70.74.75.76.
chloorbenzeen 51.57.72.
chloorcyclohexaan 57.72.
chloorfenolen 57.
Cr 63.
Cu 21.22.23.25.37.65.67.68.69.70.74.75.76.
DDE 34.37.70.
DDT 23.24.34.40.50.55.63.67.74.76.
dibenzofuranen 71.74.
dieldrin 50.53.67.
dinoterb 31.
dioxine 57.71.74.
disulfoton 54.76.
drins 34.40.54.55.
endosulfan 29.76.
endrin 53.
F 65.66.
Fe 57.65.66.
HCB 34.37.50.57.63.70.
HCH 50.54.74.76.
 α -HCH 72.
 γ -HCH 43.63.67.72.74.
Hg 33.37.38.44.45.54.55.59.70.74.75.76.
mevinfos 35.
Mn 57.65.
olie 40.41.65.
Pak 66.67.69.76.
paraquat 24.
parathion 23.24.34.54.
Pb 21.25.32.33.38.42.46.50.54.59.63.65.67.68.71.74.75.76.
PCB's 26.34.37.44.45.50.52.53.54.55.58.59.63.66.67.69.71.75.80.
PCDD 39.50.57.74.

PCDF 39.50.57.74.
pentachloorfenol 43.
pentachlooranisol 51.
pirimicarb 24.
QCB 63.
Se 33.38.44.54.76.
strychnine 35.
TCB 51.
TCDD 57.
thiomethon 54.
tributyltin 26.
trifenylytin 26.
Zn 25.26.38.46.57.63.65.67.68.69.70.75.76.

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen. Vermeld op de overschrijving: IBN- rapportnummer(s) en naam en afleveradres (als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).

Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

- 001 M.S.S. Lavaleije & N. Dankers 1993. Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek. 36 p. f 10,-
- 002 A.F.M. van Hees 1993. 'tussen de Goren' bosreservaat Chaam; bossamenstelling en structuur in de steekproefcirkels. 93 p. f 25,-
- 003 G.J.D.M. Müskens & S. Broekhuizen 1993. Migratie bij Nederlandse dassen *Meles meles* (L., 1758). 32 p. f 10,-
- 004 P.F.M. Verdonschot, J.A. Schot & M.R. Scheffers 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. 130 p. f 35,-
- 005 M.A. Elbers & P.E.T. Douben 1993 Effecten van stoffen op de Nederlandse natuur: een inventarisatie. 92 p. f 25,-