

Overzicht onderzoek aan vogels in het
benedenrivierengebied 1982-1992

Redactie:

Theo Boudewijn, Sjoerd Dirksen & Marieke Ohm

December 1994

Voorplaat:

Aalscholvers, vliegend boven de kreek in de Dordtse Biesbosch waarlangs de kolonie gevestigd is (foto: Hans Gebuis).

ISBN 90 3690 255 X

	5
	9
2.1 Achtergrond	
2.2 Opzet van de kooiexperimenten	
2.3 Resultaten eerste experiment	
2.4 Waarnemingen tweede experiment	
2.5 Waarnemingen veldonderzoek	
2.6 Aanvullend veldonderzoek	
2.7 Nabeschouwing en aanbevelingen	
	17
3.1 Aanleiding en de eerste vaststelling van problemen in de Dordtse Biesbosch	
3.2 Vergelijkend veldonderzoek in 7 kolonies, correlaties gehalten - effecten	
3.3 Geïntegreerd ecotoxicologisch veld- en laboratoriumonderzoek: biomarkers en dosis-effect-relaties	
3.4 Conclusies	
3.5 Dankwoord	
	37
4.1 Vervuilde waterbodems	
4.2 Route van blootstelling	
4.3 Visdief project	
4.4 PCB's en de Visdief	
4.5 Visdief als biomonitor	
4.6 Verstoringen en oorzaken	
4.7 Bronsanering	
4.8 Nawoord	
	49
5.1 Inleiding	
5.2 Selectie te onderzoeken aspecten	
5.3 Voedselonderzoek	

5.4 Resultaten monitoringprogramma	
5.5 Relatievoedsel-broedsucces	
5.6 Samenstelling voedsel	
5.7 Grootte geconsumeerde vis	
5.8 Verandering visaanbod	
5.9 Verontreinigingen in eieren	
5.10 Conclusies	
5.11 Dankwoord	

71

6.1 Oorzaak - effect keten	
6.2 Stof-, blootstellingsgerichte benadering	
6.3 Effect-, kwaliteitsgerichte benadering	
6.4 Biomarkers	
6.5 Selectie van organismen of parameters	
6.6 Doorvergiftiging	

85

7.1 Onderzoek tot nu toe	
7.2 Het nut van aalscholveronderzoek voor Rijkswaterstaat	
7.3 Nabije toekomst Aalscholvermonitoring Directie Zuid-Holland	

89

97

101

103

In het benedenrivierengebied sedimenteert na de afsluiting van het Haringvliet in november 1970 veel van het door de rivier aangevoerde materiaal. Dit sediment bestaat uit zand en slib. Vooral aan het slib zitten veel verontreinigingen gehecht, variërend van zware metalen tot niet-natuurlijke verbindingen als bestrijdingsmiddelen en PCB's. Uit verschillende onderzoeken is naar voren gekomen dat de concentraties van deze verontreinigingen zo hoog zijn dat hierdoor effecten waarneembaar zijn op organismen, die hetzij in het aquatisch milieu leven hetzij er foerageren.

Een vraag die dan vanuit "het beleid" vaak gesteld wordt als het gaat om verstoring van het milieu is "hoe erg is dat nu?". Is het erg als het gehalte van een bepaalde stof 10x, 100x of 1000x hoger is dan de natuurlijke achtergrondswaarde? Natuurlijk is die vraag door onderzoekers nooit te beantwoorden, zij kunnen veelal hooguit aangeven welke effecten er bij een bepaalde concentratie op laboratorium-organismen optreden. Welke verstoring van het natuurlijk milieu nog acceptabel wordt gevonden, is bij uitstek een vraag die door de politiek beantwoord zal moeten worden. Maar door de vraag te stellen wordt vaak bereikt dat een moeilijke beslissing voor kortere of langere tijd kan worden uitgesteld. Dit geeft wel de mogelijkheid de vraag naar een ander niveau brengen.

In plaats van het gehalte aan bepaalde stoffen kan worden gesproken over de mate van schadelijkheid voor organismen. Hierbij doet zich het merkwaardige effect voor dat de mededeling tijdens een overleg dat uit onderzoek is gebleken dat het gehalte aan stof X, laten we zeggen benzo-a-pyreen, veel te hoog is, vaak leidt tot ernstige gezichten. Het is echter vrijwel zeker dat niemand van de aanwezigen ooit benzo-a-pyreen gezien heeft of zich er een voorstelling van kan maken. Daarentegen leidt de mededeling dat uit onderzoek is gebleken dat als gevolg van milieuvervuiling muggelarven afwijken aan het kopskelet vertonen vaak tot een heel scala van grappig bedoelde opmerkingen.

Het vaststellen van een biologisch effect zou op zich echter meer verontrustend moeten zijn dan de simpele vaststelling dat het gehalte van stof X te hoog is, aangezien dit laatste veelal een politiek vastgestelde norm betreft. Bovendien zijn de effecten van kaakafwijkingen

op het ecologisch functioneren van muggelarven onbekend.

Over de ecologie van vogels is over het algemeen veel meer bekend, zodat de ernst van waarneembare effecten van verontreinigingen op vogels veel beter ingeschat kunnen worden. Een voordeel van vogels is bovendien dat iedereen ze kent en er in de meeste gevallen ook nog een zekere sympathie voor kan opbrengen, vogels hebben een hoge aalbaarheidsfactor. Een belangrijk voordeel van het gebruik van vogels als onderzoeksobject is het feit dat een aantal soorten (vrijwel) aan het eind van de voedselketen staan, waardoor bij deze organismen de effecten van verontreinigingen, die zich in de voedselketen concentreren, het duidelijkst tot uiting komen.

In de bijdragen aan dit symposium wordt een beeld geschetst van de huidige stand van zaken rond het onderzoek naar de effecten op vogels van vervuilde waterbodems in het benedenrivierengebied. In sommige gevallen zijn deze duidelijk in het veld waarneembaar, zoals bij de Aalscholver. In andere gevallen, zoals bij de Vissdief is wel sprake van biochemische effecten, maar is het effect op populatiedynamische factoren (nog) niet aantoonbaar.

Uit de verschillende onderzoeken komt naar voren dat vogels geschikt zijn als monitoringsoorten voor de kwaliteit van het milieu. Dat je daarbij voorzichtig moet zijn met het beoordelen van veranderingen in de effecten van verontreinigingen, blijkt uit (opnieuw) het aalscholveronderzoek. Een wijziging in de voedselsamenstelling resulteert in een verandering van het broedsucces. De werkelijkheid is vaak ingewikkelder dan een simpele dosis-effectrelatie tussen het gehalte in de bodem en een biologisch effect. Ook kunnen effecten van verschillende verontreinigingen elkaar juist versterken. Dit geeft de waarde, maar ook de complexiteit, aan van veldonderzoek. Voor het vaststellen van een redelijk betrouwbare relatie tussen de kwaliteit van het milieu op een bepaalde plaats en het optreden van een biologisch effect zal daarom in de meeste gevallen een combinatie van veld- en laboratoriumonderzoek nodig zijn.

Uiteindelijk komt de vraag toch weer terug bij het beleid: is de vervuiling van het milieu zo ernstig dat dit de grote uitgaven die gemoeid zijn met sanering rechtvaardigt? Uiteraard spelen hierbij meer factoren een rol, maar onderzoek dat er toe bijdraagt dat de gestelde

vraag beter gefundeerd beantwoord kan worden, moet voor het beleid van grote waarde worden geacht. Dit geldt zeker voor de in dit boekje gepresenteerde onderzoeken.



Naar aanleiding van een tweetal veldonderzoekprogramma's, (aktieve) biologische monitoring met Driehoeksmosselen en de analyse van de levers van zo'n tweeduizend duikeenden en Futen, ontstond in 1981 een plan om een ecotoxicologisch onderzoek met Kuifeenden op te starten. Twee groepen van acht Kuifeenden (4 mn. en 4 vr. per groep), werden ondergebracht in twee kooien. Eén groep werd gevoerd met Driehoeksmosselen afkomstig uit het Haringvliet, de andere groep met Driehoeksmosselen afkomstig uit het Markermeer. Overeenkomstig de verschillen in gehalten van contaminanten in Driehoeksmosselen uit het Haringvliet en Markermeer, waren er ook verschillen in contaminant gehalten in de levers van de Kuifeenden van beide groepen. Het dieet van Haringvlietmosselen veroorzaakte bij de eenden niet alleen een iets lager lichaamsgewicht, in vergelijking tot eenden uit de Markermeergroep, maar er was ook sprake van een afwijkend gedrag. De eenden uit de Haringvlietgroep waren opmerkelijk onrustig, en vluchtten weg als zij werden gevoerd. De eenden uit de Markermeergroep kwamen juist op de verzorger af. Wisseling van kooi had geen invloed op dit gedragsverschil.

2.1 Achtergrond

Naar aanleiding van een tweetal veldonderzoekprogramma's welke eind jaren zeventig door TNO Den Helder waren uitgevoerd ontstond in 1981 een plan om een ecotoxicologisch onderzoek met Kuifeenden op te starten. De bedoelde onderzoeksprogramma's waren ZMAS (Zware Metalen in Aquatische Systemen), waarbij in 1976-1978 aan de hand van (aktieve) biologische monitoring met Driehoeksmosselen de waterkwaliteit werd afgemeten aan de accumulatie van contaminanten in het mosselweefsel (Marquenie & De Kock, 1983), en de analyse van de levers van zo'n tweeduizend duikeenden en Futen die tussen 1979 en 1981 in fuiken in het IJsselmeer waren verdronken (De Kock et al., 1985).

De resultaten van het onderzoek met de Driehoeksmosselen maakten duidelijk dat de zoetwatergebieden aan de mondingen van de grote rivieren, en dan met name het Biesbosch/Hollandsch Diep/Haringvliet gebied en het Ketelmeer, in sterke mate vervuild waren als gevolg van de sedimentatie van verontreinigd rivierslib. Het Markermeer vormde hierop een uitzondering. Dit zuidwestelijk deel van het IJsselmeer is nooit een belangrijk sedimentatiegebied van Rijn/IJssel sediment geweest, en is

nog verder beschermd tegen de invloed van de Rijn door de aanleg van de Houtribdijk in 1975.

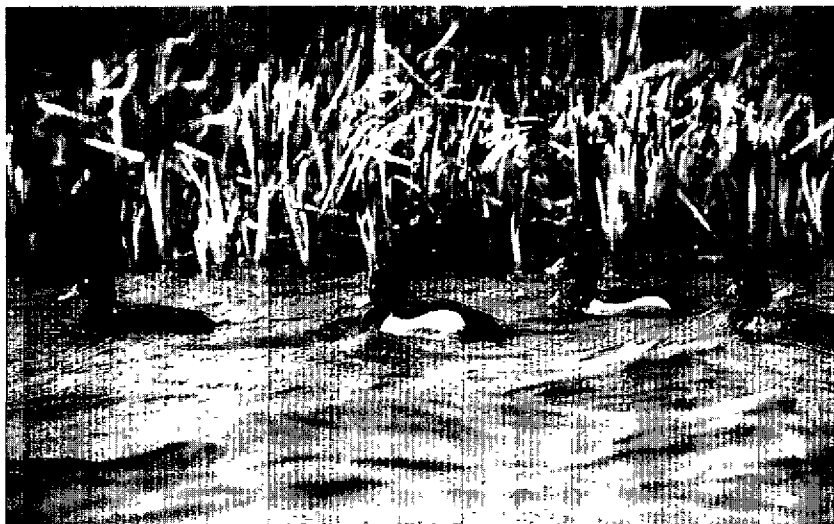
Het IJsselmeer en het Haringvliet zijn belangrijke watervogelgebieden geworden. De rivieren zorgen ervoor dat de gebieden voedselrijk zijn. Echter, het ZMAS onderzoek maakte duidelijk dat in het voedsel (zoals waterplanten, Driehoeksmosselen en vissen) verhoogde concentraties van contaminanten voorkwamen. Uit de analyses van levers van duikeenden en Futen kwam naar voren dat de verontreinigingsgraad van het voedsel in sterke mate de blootstelling van de watervogels aan contaminanten bepaalt: visetende Futen vertoonden hogere concentraties aan contaminanten in hun lever dan duikeenden, die van planten en mosselen leven (tabel 2.1). Doordat van de geanalyseerde vogels de voor-

	PCB 138	PCB 153	PCB 28	PP DDE	HCB
Fuut	3.22	1.04	0.12	0.68	0.12
Tafeleend	0.12	0.17	0.06	0.10	0.15
Kuifeend	0.20	0.31	0.05	0.14	0.13
Toppereend	0.20	0.35	0.03	0.10	0.07

Tabel 2.1 Het gehalte aan contaminanten ($\mu\text{g g}^{-1}$ dw) in de levers van watervogels verzameld in het IJsselmeergebied in de periode 1979 - 1981

geschiedenis niet bekend was kon echter niet worden vastgesteld in welke mate de verschillen per soort samenhangen met de opname van meer of minder verontreinigd voedsel. Wel was duidelijk dat de combinatie van voedselrijkdom en sedimentatie van verontreinigd rivierslib een ecotoxicologisch risico voor watervogels met zich meebracht.

Zo werd het idee geboren om onder gecontroleerde experimentele omstandigheden vast te stellen in welke mate de toenmalige verontreinigingsgraad van deze zoetwaterdelta's een ecotoxicologische bedreiging voor watervogels betekende. In aansluiting op de biologische monitoring van de waterkwaliteit werd gekozen voor een "bioassay" met in het veld verzamelde ("natuurlijk verontreinigde") Driehoeksmosselen, waarbij als toetsdier de zeer algemene predator van deze mosselen, de Kuifeend, werd genomen.



Kuifeenden (foto Jan van de Kam)

2.2 Opzet van de kooiexperimenten

In 1982 werden eieren, verzameld in het Noord-Hollands duinreservaat, door een eendekooiker uitgebroed. Twee groepen van acht Kuifeenden (4 mn. en 4 vr. per groep), werden ondergebracht in twee kooien van 45 m² met elk een vijver van 8 m² en 1 m diep. Per eend werd dagelijks 5000 gram Driehoeksmosselen gevoerd, aangevuld met een graanmengsel. Eén groep werd gevoerd met Driehoeksmosselen afkomstig uit het Haringvliet, de andere groep met Driehoeksmosselen afkomstig uit het Markermeer. Na ruim een jaar werd de helft van de eenden opgeofferd voor pathologisch en chemisch onderzoek. De resterende eenden zijn in 1985 aan dergelijk onderzoek onderworpen. Dit eerste experiment was zeer succesvol.

In 1985 werd door TNO een tweede experiment gestart met de nakomelingen van de eerste proefgroep. De opzet van het experiment was gelijk aan het voorgaande. Echter, doordat geen extern geld beschikbaar was voor de voortzetting van het onderzoek waren de randvoorwaarden beduidend minder goed. Dit heeft ertoe geleid dat, met name onder de mannetjes, sterfte optrad als gevolg van voedselconcurrentie. Ook nieuwe mannetjes moesten het ontgelden. Een tweetal vrouwtjes wist uit de kooien te ontluchten.

In 1987 is een derde proefserie gestart, waarbij net als in 1982 twee nieuwe proefgroepen van elk 4 mn. en 4 vr. werden samengesteld. De dieren waren afkomstig uit eieren verzameld in de Noordhollandse duinen. Ook deze groep eenden werd twee jaar met mosselen uit het Haringvliet en

Markermeer gevoerd, waarna beide groepen werden overgezet op een dieet van Markermeer mosselen. In 1990 moest er om financiële redenen besloten worden de eenden over te doen aan een kinderboerderij.

2.3 Resultaten eerste experiment

Overeenkomstig de verschillen in gehalten van contaminanten in Driehoeksmosselen uit het Haringvliet en Markermeer, waren er ook verschillen in contaminant-gehalten in de levers van de Kuifeenden van beide groepen. Opvallend was dat het gehalte aan PCB's en pesticiden na ruim een jaar nog geen evenwichtswaarde in de lever van de Haringvlieteenden had bereikt, en nog verder toenam in de jaren daarna. Uiteindelijk was er (met uitzondering van HCB) toch geen sprake van een hogere concentratie in de lever ten opzichte van het voedsel van de eenden. Voor de meeste organische contaminanten was wel sprake van magnificatie in de eieren van de Haringvlieteenden, terwijl de eieren van Markermeereenden geen detecteerbare organische contaminanten bevatten. Alleen HCB en metalen vertoonden een lager gehalte in de Haringvlieteieren ten opzichte van de levers (tabel 2.2).

	mossel	lever	ei
PCB 138	0.35	0.47	1.00
PCB 153	0.49	0.52	2.15
PCB 180	0.19	0.16	0.46
op DDE	0.24	0.10	0.43
pp DDE	0.08	0.08	0.36
HCB	0.12	0.62	0.07
Cd	5.00	1.94	0.03
Hg	0.43	0.62	0.14

Tabel 2.2 Het gehalte aan contaminanten ($\mu\text{g g}^{-1}$ dw) in het voedsel (mosselen), levers en eieren van Kuifeenden welke drie jaar zijn gevoerd met Driehoeksmosselen uit het Haringvliet

Het dieet van Haringvlietmosselen veroorzaakte bij de eenden een iets lager lichaamsgewicht (6 %), en met name een lager niergewicht (20 %), in vergelijking tot eenden uit de Markermeergroep.

Ook was er sprake van een afwijkend gedrag. De eenden uit de Haringvlietgroep waren opmerkelijk onrustig, en vluchtten weg als zij werden gevoerd. De eenden uit de Markermeergroep kwamen juist op de verzorger af. Wisseling van kooi had geen invloed op dit gedragsverschil.

De meest opmerkelijke verschillen traden evenwel op tijdens de broed-

periode. De vrouwtjes in de Markermeergroep maakten keurige nestjes, en vertoonden broedzorg. De vrouwtjes van de Haringvlietgroep waren beduidend slordiger. De eieren werden veelal niet in een nest gelegd en niet bebroed. Overigens zijn de eieren zelf uit de kooien gehaald en onder gelijke omstandigheden in een broedmachine uitgebroed, en is het broedgedrag op vervangende kunsteieren uitgetest.

Zowel in 1984 als 1985 kwamen alle resterende vrouwtjes tot productie van eieren, zij het dat één vrouwtje uit de Markermeergroep in 1984 geen eieren had. De vier legsels in de Haringvlietgroep bestonden uit 5 á 6 eieren, de drie legsels in de Markermeergroep uit 8 á 9 eieren. Niet alleen het aantal verschilde, ook de lengte en het gewicht van de Markermeer-eieren was zo'n 5% groter dan van de Haringvliet-eieren. Het meest opmerkelijke effect was evenwel het uitkomstpercentage van de eieren. Van de 24 Markermeer-eieren zijn er 23 bebroed, welke allemaal een kuiken opleverde. Van de 22 Haringvliet-eieren zijn er 17 bebroed, waarvan er 7 (41%) een kuiken opleverde. In de andere eieren was sprake van prenatale sterfte van embryo's.

Een gedeelte van de kuikens uit 1985, die de eerste 3 maanden hadden overleefd, zijn in de kooien teruggeplaatst nadat de oudere dieren voor analyse waren opgeofferd. Het betrof hier 8 nakomelingen van de Markermeergroep (3 vr., 5 mn.; 47% van de oorspronkelijke kuikens) en 6 nakomelingen van de Haringvlietgroep (4 vr., 2 mn.; 86% van de oorspronkelijke kuikens). Het gewicht van de 3 maanden oude jongen afkomstig uit Markermeer-eieren was 23% hoger, in vergelijking tot die afkomstig uit Haringvliet-eieren, ondanks de gelijke behandeling en voeding van de kuikens in deze periode.

2.4 Waarnemingen tweede experiment

Het tweede experiment werd gekenmerkt door sterfte onder mannetjes door voedselconcurrentie. Van de vijf mannelijke nakomelingen van de Markermeer-eenden stierven er 4 binnen enkele maanden, evenals de twee mannelijke nakomelingen van de Haringvliet-eenden. Op latere momenten zijn nog eens een achttal mannetjes aan de groepen toegevoegd, teneinde het reproductiesucces van de wel overlevende vrouwtjes te kunnen testen. Ook deze stierven evenwel allen binnen kort tijdsbestek. De sterfte werd altijd voorafgegaan door een sterk gewichtsverlies.

De vrouwtjes (3 in de Markermeergroep en 4 in de Haringvlietgroep) daarentegen vertoonden geen snelle sterfte. Begin 1987 zijn twee vrouwtjes uit de kooien ontlucht, van beide groepen één. In 1987 stierven de drie overgebleven vrouwtjes van de Haringvlietgroep tijdens het broedseizoen, terwijl de twee overgebleven vrouwtjes van de Markermeergroep tot aan het einde van het onderzoek in 1990 in leven bleven. Om financiële redenen zijn er geen chemische analyses uitgevoerd aan

levers van de overleden eenden.

Door de sterfte van mannetjes was het in het tweede experiment niet mogelijk de reproductie goed te volgen. Het enige overlevende mannetje in de Markermeergroep zorgde ervoor dat één van de drie vrouwtjes uit deze groep in 1986 een nestje met 5 eieren produceerde. De 4 bevruchte eieren (één ei bleek onbevrucht) leverden 3 kuikens op. De kuikens overleefden plaatsing in de proefgroepen evenwel niet.

Overplaatsing van het mannetje naar de Haringvlietgroep leidde in 1987 niet tot eiproduktie bij één van de drie vrouwtjes, die overigens allen in de loop van het broedseizoen stierven. Terugplaatsing naar de Markermeergroep zorgde er in 1988 weer voor dat een van de twee vrouwtjes werd bevrucht, waarbij een nestje met 6 eieren geproduceerd werd. Hieruit kwamen 4 kuikens voort. Eén van deze kuikens heeft het einde van het onderzoek in 1990 overleefd.

Hoewel we dus slechts één mannetje hadden, was het wel opvallend dat in de beide jaren dat het mannetje bij Markermeer vrouwtjes zat wel een nestje met eieren werd geproduceerd en niet in het jaar dat hij bij de Haringvliet vrouwtjes was geplaatst. Bovendien is het zo dat paarvorming in de kooien optrad, zodat slechts één vrouwtje werd bevrucht.

2.5 Waarnemingen derde experiment

Van de nieuwe Markermeergroep overleed 1 vrouwtje op zeer jonge leeftijd (in 1987) en 1 vrouwtje en 1 mannetje in 1988. Van de nieuwe Haringvlietgroep overleden in 1988 2 mannetjes en 1 vrouwtje.

In beide groepen kwam één van de overgebleven vrouwtjes in het broedseizoen van 1990 tot de produktie van eieren. Het vrouwtje uit de Markermeergroep produceerde 7 eieren, die door haarzelf werden uitgebroed. Dit resulteerde in 6 kuikens. Het vrouwtje uit de groep die aanvankelijk Haringvlietmosselen gevoerd kreeg produceerde 5 eieren, die geen van allen uitkwamen ondanks de normale broedzorg van het vrouwtje.

2.6 Aanvullend veldonderzoek

In aanvulling op de kooiexperimenten zijn in 1986 eieren van Kuifeenden en Futen verzameld in een aantal Nederlandse zoetwatergebieden. Van deze eieren is het gehalte aan contaminanten bepaald. Hieruit bleken duidelijke regionale en soortgebonden verschillen. Het gehalte aan contaminanten in eieren uit de Biesbosch was beduidend hoger dan die in eieren verzameld in Friesland en Noord-Holland. Het gehalte aan contaminanten in eieren van de visetende Fuut is hoger dan die in eieren van de mossetende Kuifeend (tabel 2.3). Het gehalte aan contaminanten in eieren van de Kuifeenden uit de Biesbosch was hoger dan die in de eieren van de Kuifeenden van de Haringvlietgroep in het kooiexperiment waarbij toxische effecten zijn aangetoond.

	Kuifeend	Fuut
Friesland	0.41	
Noord- Holland	0.23	0.85
Biesbosch	2.92	13.99
kooi (Haringvliet)	2.15	

Tabel 2.3 Het gehalte aan PCB-153 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dw) in eieren van Kuifeenden en Futen verzameld in diverse Nederlandse zoetwatergebieden

2.7 Nabeschouwing en aanbevelingen

Ons Kuifeenden-onderzoek laat zien dat met beperkte middelen op zinvolle wijze ecotoxicologisch onderzoek met vogels is uit te voeren. Meer financiële middelen had het onderzoek een meerwaarde gegeven, de indicatie t.a.v. effecten van contaminanten op watervogels die uit de resultaten van het onderzoek naar voren komen zijn desondanks uniek.

Reproductie-biologisch veldonderzoek aan watervogels is zinvol en effectief, daar het één van de meest risicovolle eindpunten van de toxicologische effect-keten betreft. Een combinatie van onderzoek aan in het veld verzamelde eieren op contaminantengehalte en broedsucces met eenvoudige kooiexperimenten waarin vogels gevoerd worden met in het veld verzameld voedsel, levert direct bruikbare resultaten op voor de ecotoxicologische risicoanalyse van de huidige verontreinigingsgraad van onze zoete en/of zoute watersystemen.

Naschrift: In het bovenstaande verhaal is detail informatie betreffende de onderzoeksresultaten vermeden. Het is ons streven alle resultaten nog eens op overzichtelijke wijze te rapporteren.

DECEMBER

25



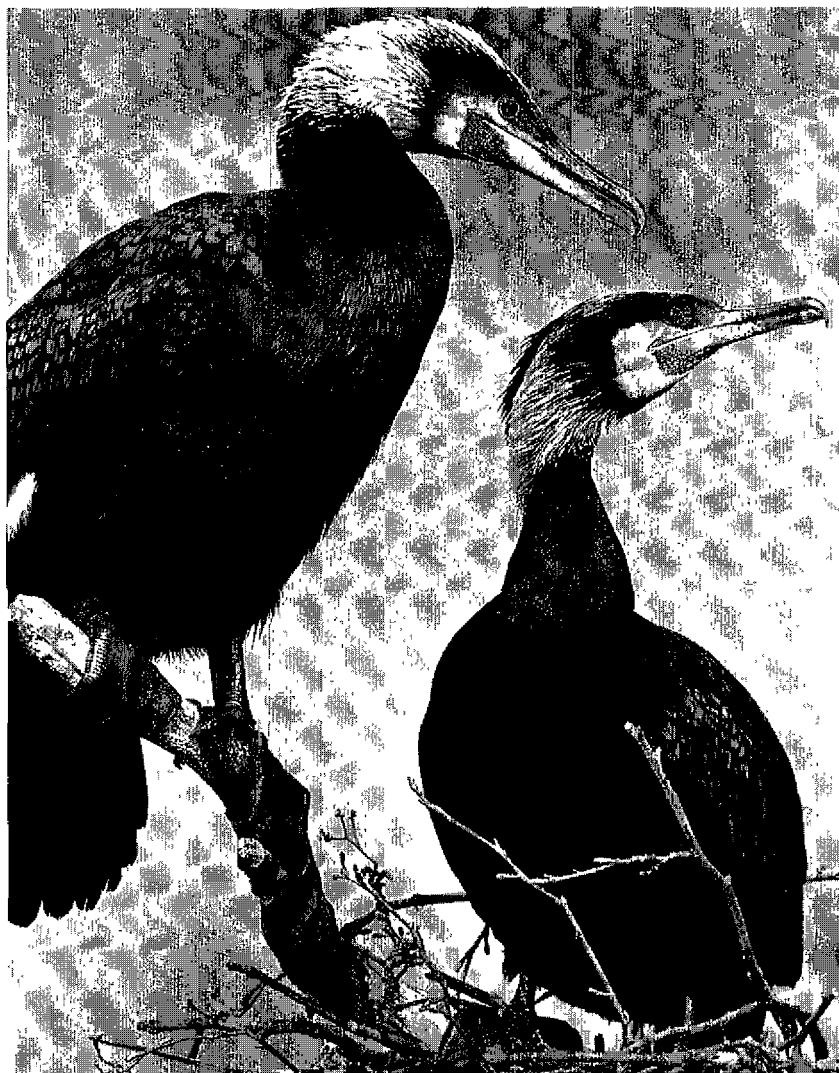
Na zes seizoenen van onderzoek aan effecten van verontreiniging op de voortplanting van Aalscholvers wordt in dit boekje in twee delen de balans opgemaakt. In deze eerste bijdrage over het Aalscholver-project zal een overzicht worden gegeven van het onderzoek in de eerste jaren: de fase van het vaststellen van effecten en het zoeken naar de oorzaken. In een tweede deel (hoofdstuk 5) zal worden ingegaan op het monitoring-programma zoals dat, op basis van de vastgestelde oorzaak-effect-relaties, in 1990 is gestart.

In dit hoofdstuk wordt in kort bestek een overzicht gegeven van het onderzoek dat heeft geleid tot het vaststellen van effecten en oorzaken. Daarbij wordt slechts een beperkt deel van de gegevens gepresenteerd, worden veel methodische aspecten in het geheel niet behandeld en is een minimum aan literatuurverwijzingen opgenomen. Voor een nader inzicht in de materie wordt verwezen naar de oorspronkelijke rapporten en artikelen waarvan in hoofdstuk 9 een chronologisch overzicht is opgenomen.

3.1 Aanleiding en de eerste vaststelling van problemen in de Dordtse Biesbosch

In de zestiger en zeventiger jaren was de Aalscholver in Nederland teruggedrongen in twee kolonies. In 1978 werd, met de vestiging van nieuwe kolonies in de Oostvaardersplassen en de Dordtse Biesbosch, een fase van aantalstoename en vestiging van vele nieuwe kolonies ingeluid. De kolonie in de Dordtse Biesbosch vertoonde echter een langzame en zeer onregelmatige groei, en telde in 1986 214 broedparen. Dit was in contrast met de exponentiële aantalstoename die in alle andere nieuwe vestigingen werd geconstateerd. Daarbij wezen berichten uit het veld (Van der Neut, Bruysters) in de richting van een laag voortplantingssucces in de Dordtse Biesbosch-kolonie. De kennis over de verontreinigingsproblemen in het stroomgebied van Rijn en Maas, de vastgestelde effecten in het onderzoek met Kuifeenden (zie hoofdstuk 2), en de kennis over problemen die visetende watervogels als gevolg van organische microverontreinigingen in Noord-Amerika ondervonden leidden tot de veronderstelling dat één en ander gerelateerd zou kunnen zijn.

In het eerste jaar van onderzoek, 1987, stond de vraag centraal of er inderdaad sprake was van een laag broedsucces van Aalscholvers in de



Aalscholvers bij het nest. De sexen zijn aan de vorm en grootte van de kop te onderscheiden: links het mannetje en rechts het vrouwtje (foto: Hans Gebuis)

Dordtse Biesbosch. Daarbij werd het veldwerk zo opgezet dat ook uitspraken gedaan konden worden over de fase waarin eventuele verliezen optraden. Hiertoe werden een groot aantal individuele legsels gevolgd door regelmatig nesten te controleren, en onder de nesten te zoeken naar eischalen, dode jongen en braakballen met voedselresten. Waar mogelijk werden gegevens verzameld over de oorzaak van verliezen van eieren en/of jongen. De Aalscholvers brachten inderdaad veel minder

jongen groot dan in andere kolonies. In de Dordtse Biesbosch vloog gemiddeld 0,5 jong per paar uit, tegen 1,5 tot 2,5 jong per paar in andere kolonies. De legselgrootte was in de Dordtse Biesbosch weinig afwijkend, maar veel eieren kwamen niet uit. Bovendien was er ook een aanzienlijke jongensterfte, die met name kort na het uitkomen van de eieren optrad.

Er werd een aantal aanwijzingen verkregen voor de mogelijke oorzaken van dit lage broedsucces. Alle wezen op effecten van organische microverontreinigingen. De meest concrete was de afwijkende eischaaldikte. Het dunner worden van eischalen is een kenmerkend effect van met name p,p'-DDE, een persistent omzettingsproduct van het bestrijdingsmiddel DDT (Ratcliffe 1970, Koeman et al. 1972, Moriarty et al. 1986). Eischaaldikte-metingen lieten zien dat de eischalen in de Biesbosch dunner waren dan eischalen uit de periode voor het gebruik van DDT. Het was zelfs zo dat eieren die niet de volledig benodigde broedduur in het nest aanwezig waren significant dunnere schalen hadden dan eieren die wel de complete broedduur in het nest lagen (tabel 3.1). De

	eischaaldikte (mm)			index
	gem.	s.dev.	n	t.o.v. 1906- 1937
broedduur niet volbracht	0.292	0.041	12	79.4
broedduur volbracht	0.328	0.039	64	87.4

Tabel 3.1 Vergelijking van eischaaldikte van eieren in relatie tot het completeren van de broedduur, Dordtse Biesbosch, 1987 (uit Boudewijn et al. 1988). Het verschil tussen de twee groepen is statistisch significant (t-test, $p < 0,002$).

gemiddelde eischaaldikte van die vroeg uit het nest verdwijnende eieren was 80% van de eischaaldikte van het referentie-materiaal, een waarde waarvan uit onderzoek in Noord-Amerika bekend was dat het de grens was waarbij de reproductie in hele kolonies van de Geoorde aalscholver (*Phalacrocorax auritus*) faalde (Weseloh et al. 1983). Het patroon van sterfte van embryo's in de eieren en kleine jongen paste op de beschrijving van de effecten van stoffen als PCB's op de voortplanting. Op grond van de aanwijzing uit de eischaaldikte-gegevens voor het voorkomen van hoge concentraties p,p'-DDE in de oudervogels was de aanwezigheid van hoge concentraties PCB's waarschijnlijk. Van al deze stoffen was bekend dat ze in hoge gehalten in de bodem en in vissen in het beneden-rivierengebied voorkwamen, en zich ophopen in vetweefsel.



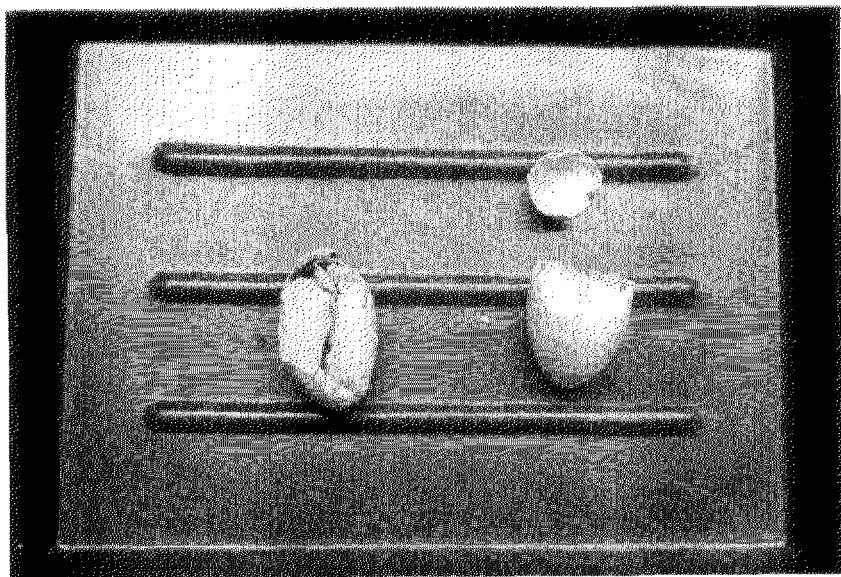
i: met een spiegel op telescoopstok worden de hoge nesten geïnspecteerd (foto: Theo Boudewijn).



ii: de gegevens worden per (genummerd) nest apart genoteerd (foto: Sjoerd Dirksen).



III- het jong rechts is tijdens het uitkomen gestorven (foto: Sjoerd Dirksen)

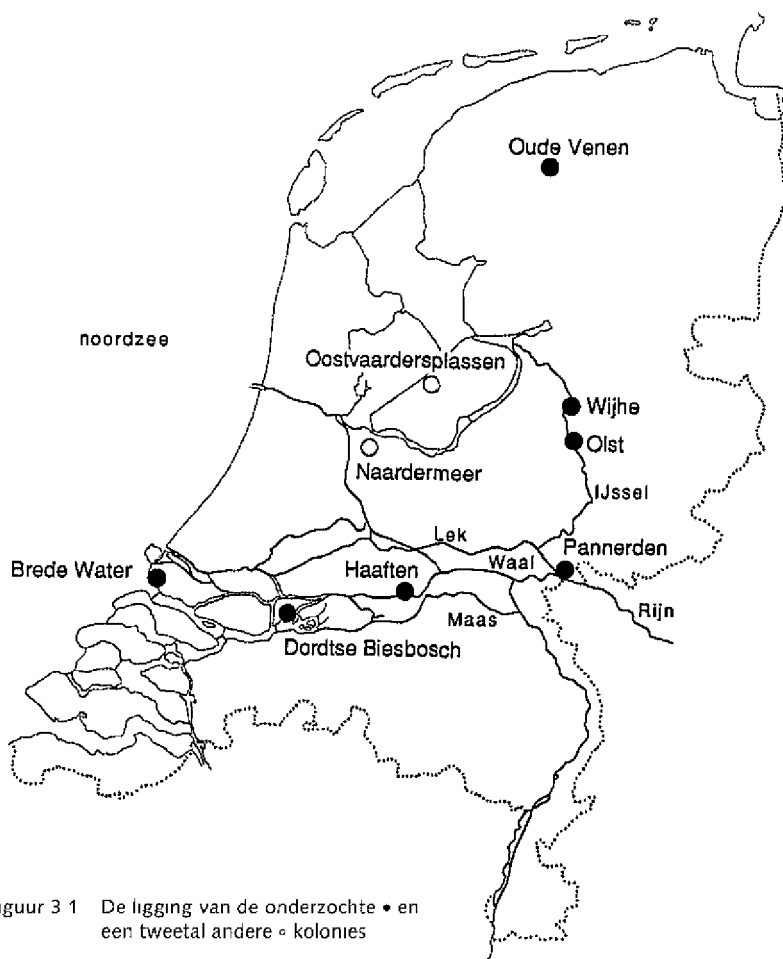


IV- een niet uitgekomen ei met dunne schaal (links) en een normaal uitgekomen ei (foto: Theo Roudewijn).

Andere mogelijke oorzaken voor het lage broedsucces, zoals voedselbeschikbaarheid, het weer (directe inwerking op eieren en jongen, maar ook indirect via effecten op voedselbeschikbaarheid), predatie en verstoringseffecten (onderzoekers, anderen) leken onwaarschijnlijk of konden worden uitgesloten.

3.2 Vergelijkend veldonderzoek in 7 kolonies, correlaties gehalten - effecten

In 1988 werd de hypothese dat organische microverontreinigingen een negatief effect hadden op het broedsucces van Aalscholvers in het benedenrivierengebied aan een eerste test onderworpen. Hiertoe werd een vergelijkende onderzoeksopzet gekozen. Zeven kolonies werden geselecteerd (figuur 3.1). Het ging om middelgrote kolonies, gelegen in gebieden die samen een brede range van vervuilingsgraad vertegenwoordigden.



Figuur 3.1 De ligging van de onderzochte • en een tweetal andere ◦ kolonies

Gekozen werden de Dordtse Biesbosch in het ernstig verontreinigde benedenrivierengebied, een aantal kolonies langs de grote rivieren als representanten van 'middelmatig' verontreinigde milieus (Pannerden, Haaften, Olst en Wijhe), en een tweetal kolonies bij relatief schone voedselgebieden (Oude Venen, Brede Water). In deze kolonies werd op dezelfde manier broedbiologisch onderzoek verricht als in de Dordtse Biesbosch in 1987. Daarnaast werden eieren en vismonsters verzameld voor chemische analyses. Ook werd aan de hand van veldwaarnemingen bepaald in welke gebieden de Aalscholvers uit de verschillende kolonies hun voedsel bemachtigen.

De vergelijking van broedbiologische gegevens van de zeven kolonies leverde grote verschillen op. De belangrijkste gegevens zijn samengevat in tabel 3.2. De Aalscholvers in de kolonies Wijhe, Dordtse Biesbosch en Haaften begonnen duidelijk later met het leggen van eieren dan de andere kolonies. De gemiddelde legselgrootte in Wijhe was zeer klein (2,8 eieren),

kolonie ¹ , regio ² , jaar	datum 25% legsels gestart	legsel- grootte eieren	ei- volume cm ³	eischaal- dikte mm	uitgekomen eieren per legsel	overleving % per suc- cesv. legsel	uitgevlogen jongen per legsel
DB s 1987	?	3.11	46.06	0.324	0.71	69	0.53
DB s 1988	100	3.25 A	44.43	0.324 AB	1.11 AB	54	0.55 ABCDE
H r 1988	106	3.23	46.05	0.326 CD	1.55 C	81	1.28 AF
P r 1988	89	3.68 B	45.83	0.337 E	1.55	60	1.18 B
O r 1988	92	3.56		(0.377)	(2.88)	(71)	1.70 C
W r 1988	97	2.75 BC	47.06	0.334	1.38	83	1.25
OV m 1988	92	3.59 AC	47.13	0.360 ACE	2.13 A	82	1.74 D
BW k 1988	93	3.29	45.29	0.356 BD	2.36 BC	82	2.16 EF

1 kolonies: DB, Dordtse Biesbosch; H, Haaften, P, Pannerden; O, Olst; W, Wijhe; OV, Oude Venen; BW, Brede Water. zie ook figuur 3.1.

2 s, sedimentatiegebied; r, stroomgebied rivieren; m, meien binnenland, k, kust

Tabel 3.2 Een overzicht van de belangrijkste broedbiologische gegevens, 1987-1988 (uit: Boudewijn et al. 1988, Dirksen et al. 1989; zie ook Dirksen et al. 1995). De gegevens van de in 1988 onderzochte kolonies werden getoetst op verschillen tussen kolonies, met uitzondering van waarden die vanwege een kleine steekproefgrootte tussen haakjes zijn gezet. Kolonies met dezelfde letter achter de waarde zijn significant verschillend ($p < 0.05$). Voor gebruikte toetsen etc. zie Dirksen et al. (1995). De waarden voor de Dordtse Biesbosch 1987 en 1988 werden onderling getoetst: geen van de verschillen is significant



De Aalscholverkolonie in de Dordtse Biesbosch. Een groot deel van de nesten ligt aan weerszijden van een kreek (foto: Theo Boudewijn).

terwijl in de overige kolonies een legsel gemiddeld uit 3,2 tot 3,7 eieren bestond. De verschillen tussen de kolonies (behalve Wijhe) leken (mede) het gevolg te zijn van de verschillen in legdatum, doordat de gemiddelde legselgrootte in alle kolonies in de loop van het seizoen afnam: een kolonie waarin later begonnen werd bereikte daardoor een lager gemiddelde voor alle legfels. Het gemiddelde eivolume varieerde enigszins tussen de kolonies, maar geen van de verschillen was significant. Dat gold wel voor de eischaaldiktes: in de Dordtse Biesbosch, Haaften en Pannerden waren de schalen significant dunner dan in de Oude Venen en/of het Brede Water.

De grootste verschillen tussen de kolonies traden op in het uitkomstsucces van de eieren. In de Dordtse Biesbosch was dit het laagst (1,11 uitgekomen ei / legsel), waar in het Brede Water de hoogste waarde werd vastgesteld (2,36). De lage waarde in de Dordtse Biesbosch werd enerzijds veroorzaakt doordat in die kolonie minder paren succesvol waren (=minimaal één uitkomend ei) dan in alle andere kolonies, en anderzijds doordat in de Dordtse Biesbosch van succesvolle paren minder eieren uitkwamen dan in de Oude Venen en het Brede Water. In de Dordtse Biesbosch verdwenen veel van de eieren die niet uitkwamen al voor het voltooiën van de totale broedduur. De overleving van jongen na het uitkomen was laag in de Dordtse Biesbosch (54%) en Pannerden (60%). In de andere kolonies was dit rond 80%. In Haaften, Pannerden en de Dordtse Biesbosch stierven relatief veel jongen in de eerste twee levensweken.

Het uiteindelijke broedsucces in de kolonies varieerde van 0,55 (Dordtse Biesbosch) tot 2,16 jong / legsel (Brede Water). De kolonies in

het rivierengebied namen een intermediaire positie in, met een broedsucces van 1,18 tot 1,74 jong/legsel.

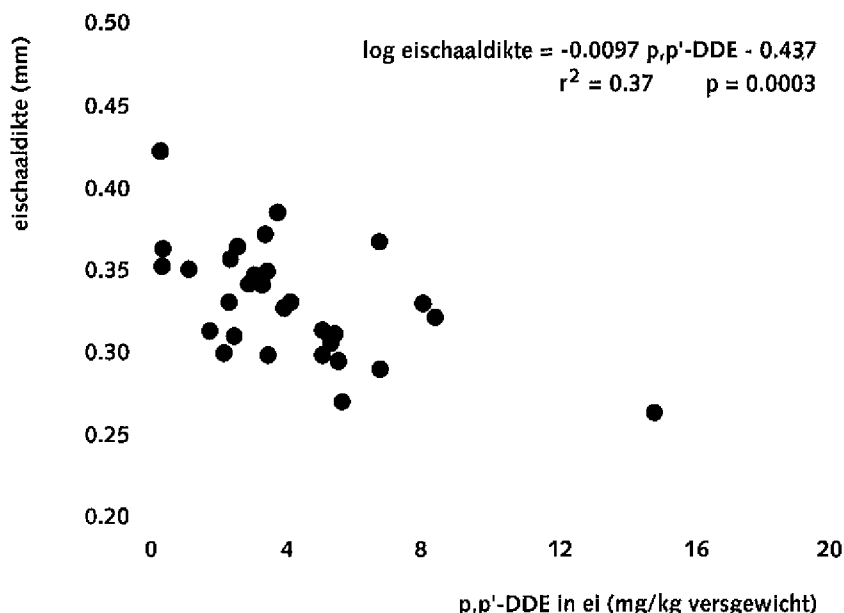
De chemische analyse van pesticiden en PCB's in eieren uit de verschillende kolonies leverde een aantal belangrijke conclusies op. De veronderstelde verschillen in verontreinigingsgraad van de voedselgebieden leken te worden weerspiegeld in de gehalten in de eieren. Zowel voor de verschillende pesticiden als voor de zes gemeten PCB-congeneren gold dat de hoogste gehalten in eieren uit de Dordtse Biesbosch werden vastgesteld, en de laagste in eieren uit de Oude Venen of het Brede Water (tabel 3.3). Ook hier namen de kolonies langs de rivieren een intermediaire plaats in. Doordat er binnen de kolonies een grote spreiding was en het aantal geanalyseerde eieren per kolonie klein was, bleken veel van deze verschillen statistisch niet significant te zijn. De gehalten van PCB's in eieren in de Dordtse Biesbosch bleken in vergelijking met gepubliceerde waarden te behoren tot de hoogste gehalten in eieren die in onderzoek aan verschillende aalscholver-soorten wereldwijd zijn vastgesteld.

kolonie, regio	p,p'-DDE gem.	PCB 28 gem.	PCB 153 gem.	Σ6PCB's gem.	%vet gem.	n
DB s	5279	500	8500	21000	4.50	9
H r	4132	190	6600	16000	3.65	4
P r	2210	300	8100	20000	3.80	3
W r	8290	290	7200	18000	3.70	1
OV il	3291	240	4300	10000	3.49	7
BW c	2883	62	4400	10000	3.78	6

Tabel 3.3 Een overzicht van de resultaten van analyses van Aalscholver-eieren op enkele organochloorverbindingen, 1987-1988 (µg/kg natgewicht) (uit: Van Schaick & De Voogt 1989, De Voogt & Van Schaick 1990, zie ook Dirksen et al. 1995)

In eerder onderzoek is verband aangetoond tussen het gehalte van p,p'-DDE in het ei en afname van de eischaaldikte (Ratcliffe 1970, Koeman et al. 1972, Moriarty et al. 1986). Dit verband bleek ook voor de Aalscholvers in dit onderzoek aantoonbaar (figuur 3.2). Voor deze relatie is in onderzoek elders ook een werkingsmechanisme aannemelijk gemaakt (Lundholm 1987). Daarom is er sprake van een dosis-effect-relatie, die een verklaring geeft voor het verdwijnen van een deel van de eieren van Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch vóórdat de broedduur voltooid is.

Het vermoeden dat de verschillen in uitkomst- en uitvliegssucces tussen de kolonies (mede) veroorzaakt werden door de verschillen in belasting van eieren met PCB's kon worden ondersteund door verschillende typen correlaties. Tussen de kolonie-gemiddelden van de verschillende PCB's en het uitkomst- en uitvliegssucces werd een duidelijke correlatie gevonden



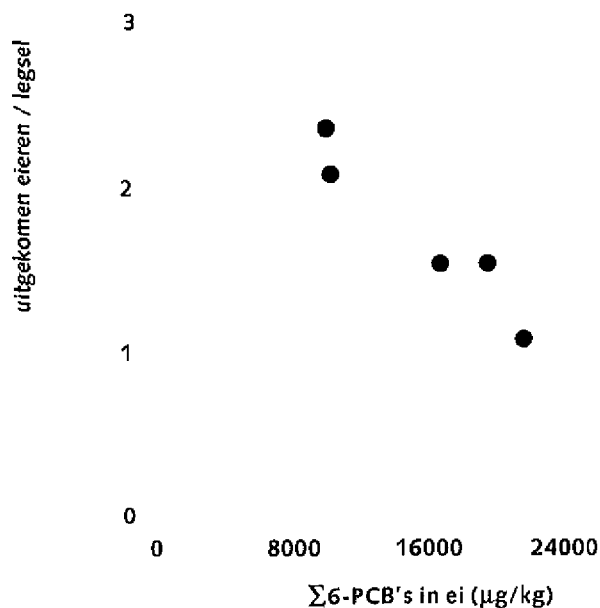
Figuur 3.2 De relatie tussen het gehalte van p,p'-DDE in eieren en de eischaaldikte, 1987/88 (chemische analyses. De Voogt & Van Scharck 1990, eischaaldiktemetingen: Dirksen et al. 1989, zie ook Dirksen et al. 1995).

(PCB-101 als voorbeeld in figuur 3.3a). Wanneer alle gegevens, los van de kolonie waaruit ze afkomstig waren, werden samengenomen, bleek er zelfs op het niveau van individuele legfels een dergelijke correlatie te bestaan

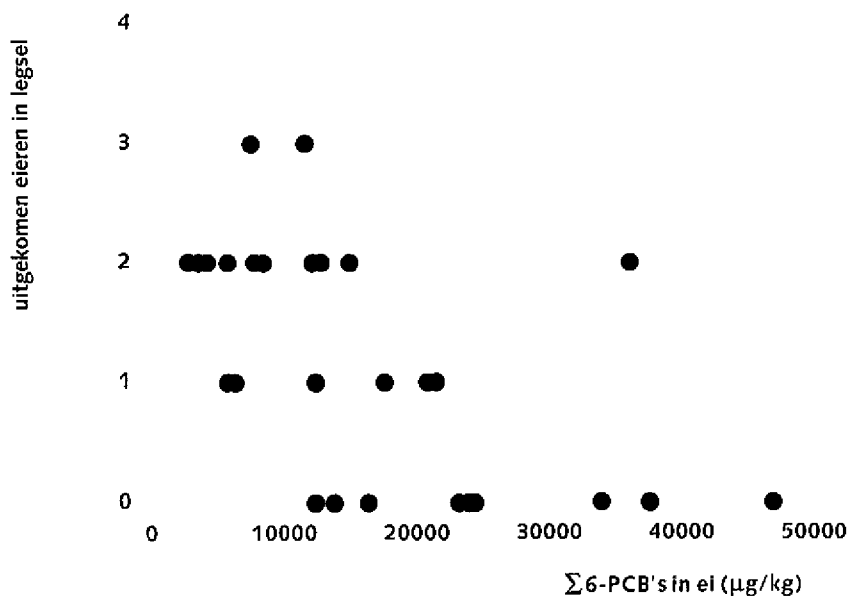
Uiteraard kan het broedsucces ook door andere factoren worden beïnvloed. Analyse van braakballen uit de Dordtse Biesbosch leerde dat de voedselhoeveelheid in de periode voor- en tijdens de eileg niet beperkend was (zie hoofdstuk 6). Er was in geen van de kolonies sprake van het broeden van onevenredig veel vogels in onvolwassen klee, noch waren er aanwijzingen voor het optreden van predatie op grotere schaal. Aangezien voor het onderzoek in 1988 de bezoekfrequentie en -duur in alle kolonies vergelijkbaar waren, is het uit te sluiten dat de verschillen tussen de kolonies het gevolg zijn geweest van de activiteiten van de onderzoekers

Samenvattend konden er uit de resultaten van het vergelijkende onderzoek in 1988 een aantal conclusies worden getrokken. Het lage broedsucces in de Dordtse Biesbosch in 1987 was geen incident, maar in beide jaren het gevolg van het cumulatieve effect van de volgende factoren:

- een latere start van de eileg, en als gevolg daarvan een wat kleinere legselgrootte;



Figuur 3.3a De relatie tussen het gehalte van $\Sigma 6$ -PCB's in eieren en het uitkomstsucces op kolonieniveau 1987/88 (chemische analyses: Van Schaick & De Voogt 1989, uitkomstsucces: Dirksen et al. 1989, zie ook Dirksen et al. 1995)



Figuur 3.3b De relatie tussen het gehalte van $\Sigma 6$ -PCB's in eieren en het uitkomstsucces in de achterblijvende legfels 1987/88 (chemische analyses: Van Schaick & De Voogt 1989, uitkomstsucces: Dirksen et al. 1989, zie ook Dirksen et al. 1995)

- een afname van de eischaaldikte, als gevolg van hoge gehalten van p,p'- DDE, en als gevolg daarvan het breken van een deel van de eieren,
- een hoge embryonale sterfte, resulterend in een laag uitkomstsucces;
- een hoge jongensterfte, met name in de eerste twee weken.

Gezien de kennis in de literatuur over de effecten van PCB's, de hoogte van de gehalten van PCB's in de eieren en de correlaties op zowel kolonie- als individueel niveau tussen PCB-gehalten en uitkomst- en uitvliegsucces was het aannemelijk (maar nog niet aangetoond) dat verschillen in belasting met PCB's de belangrijkste oorzaak waren voor de verschillen in broedsucces tussen de onderzochte kolonies.

3.3 Geïntegreerd ecotoxicologisch veld- en laboratoriumonderzoek: biomarkers en dosis-effect-relaties

De volgende stap in het vaststellen van de oorzaak van het lage broedsucces in de Dordtse Biesbosch werd gezet door veld- en laboratorium-onderzoek te combineren in een geïntegreerd ecotoxicologisch onderzoeksproject. Doel was het vinden van werkelijke dosis-effect-relaties als verklaring voor de inmiddels gevonden correlatieve verbanden tussen verontreiniging en broedsucces van Aalscholvers. Hiertoe werd een programma opgezet waarin de kolonie in de Dordtse Biesbosch werd vergeleken met een 'relatief schone' kolonie (Oude Venen).

In beide kolonies werden eieren verzameld, die in een broedmachine werden uitgebroed. In de jongen die uit deze eieren kwamen werden bepalingen verricht aan enkele enzymen en hormonen, waarvan uit eerder biochemisch onderzoek bekend was dat de activiteit respectievelijk spiegel wordt beïnvloed door PCB's en op PCB's lijkende stoffen als dioxines en furanen (Brouwer et al. 1990, Van den Berg et al. 1991). Deze enzymen en hormonen worden tegenwoordig vaak 'biomarkers' genoemd (zie ook Intermezzo 3 in hoofdstuk 5). Er werden bepalingen verricht van EROD, een leverenzym dat specifiek door 2,3,7,8-dioxines, -furanen en vlakke PCB's wordt geïnduceerd, het thyroïd hormoon (in plasma) en verschillende bindingsvormen van retinol (vitamine A, in plasma en lever). De spiegels van het thyroïd hormoon en retinol nemen af onder invloed van organische microverontreinigingen. Ook werden de gehalten van PCB-congeneren, waaronder de relatief giftige 'mono-ortho-PCB's', dioxines en furanen gemeten. Juist omdat de biochemische metingen aan een mechanisme gekoppeld kunnen worden dat storingen in en eventueel sterfte van het embryo zou kunnen verklaren, zouden eventueel te vinden verbanden als daadwerkelijke dosis-effect-relaties kunnen worden beschouwd. Tenslotte werd in het veld in beide kolonies het ook in voorgaande jaren uitgevoerde broedbiologische werk verricht (zie tabel 3.2). De nadruk lag daarbij op de legfels waaruit voor het lab-experiment een ei was verzameld en op een controle-groep waar geen eieren verzameld waren,

maar die verder vergelijkbaar was.

De resultaten van de chemische analyses sloten aan bij de bevindingen van de analyses van eieren uit het voorgaande seizoen: steeds was het gemiddelde gehalte in de jongen uit de Dordtse Biesbosch het hoogst, maar de verschillen met de Oude Venen waren niet altijd groot en in geen van de gevallen significant (tabel 3.4). De spreiding binnen de kolonies was zeer groot.

	Dordtse Biesbosch gem.	Oude Venen gem.
PCB congeneer	mg/kg vet gewicht	mg/kg vet gewicht
	n = 7	n = 11
28	9.6	3.3
101	38.6	4.5
153	513.2	193.5
mono- ortho:		
118	71.8	25.6
167	15.0	6.7
PCDD/F congeneer	ng/kg vet gewicht	ng/kg vet gewicht
	n = 6	n = 11
2,3,7,8-TCDD	908	666
2,3,4,7,8-PnCDF	1616	1277

Tabel 3.4 Een overzicht van de resultaten van analyses van dooierzakken van Aalscholverjongen op enkele organochloorverbindingen, 1989 (RITOX-Utrecht, Van den Berg *et al* 1994)

De gegevens van de biomarkers gaven een vergelijkbaar beeld (tabel 3.5). De waarden voor EROD waren hoger voor de Dordtse Biesbosch, maar niet significant verschillend van de Oude Venen. Voor vitamine-A werd alleen een verschil gevonden in het lever-gehalte van retinyl-palmitaat. Alleen voor de plasma-spiegels van sommige bindingsvormen van het thyroïd-hormoon waren de verschillen tussen de twee kolonies significant.

De gegevens konden echter ook op een andere manier geanalyseerd worden. Door los van de kolonie de effect-metingen (biomarkers) uit te zetten tegen de dosis-metingen (PCB's, dioxines, furanen) die de oorzaak kunnen zijn ontstond een beeld van de in het geval van de Aalscholverkuikens werkzame dosis-effect-relaties tussen gehalten van organische microverontreinigingen en effecten op biochemisch niveau. Er waren onder andere significante relaties tussen de gehalten mono-ortho-PCB's enerzijds en zowel EROD als vrij thyroxine anderzijds (figuur 3.4a, b). Boven-

	Dordtse Biesbosch gem. n = 5	Oude Venen gem. n = 11	
EROD (nmol/mg eiwit)	0.60	0.48	ns
plasma FT4 (pmol/l)	1.90	3.70	ns
plasma TT3 (nmol/l)	0.60	1.30	*
plasma TT4 (nmol/l)	4.70	8.80	*
plasma retinol (ng/ml)	26	25	ns
lever ret. palmitaat (ng/g)	657	1408	ns

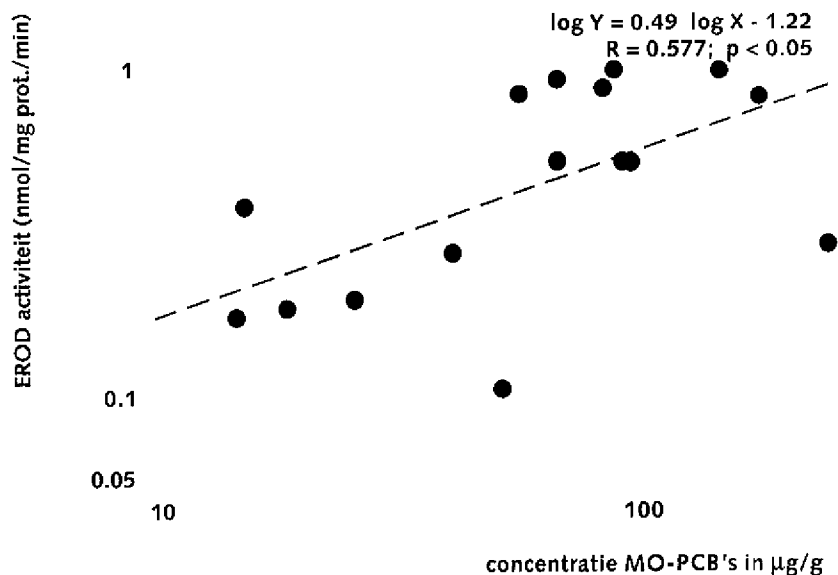
Tabel 3.5 Een overzicht van de resultaten van analyses van dooierzakken en plasma van Aalscholver-jongen op enkele 'biomarkers', 1989 (RITOX-Utrecht, Vakgroep Toxicologie-Wageningen, Van den Berg et al. 1994)

dien bleek dat er ook een directe koppeling mogelijk was naar parameters van groei en ontwikkeling, die via de biochemische effecten beïnvloed zouden kunnen worden: het totaal van 2,3,7,8-dioxines en -furanen (omgerekend naar giftigheid) was significant negatief gecorreleerd met de koplengte bij het uitkomen van het ei (figuur 3.5a). Hierop sluit aan dat de koplengte significant positief gecorreleerd was met vrij thyroxine, hetgeen een hormoon is dat van belang is voor groei en differentiatie van het embryo (figuur 3.5b).

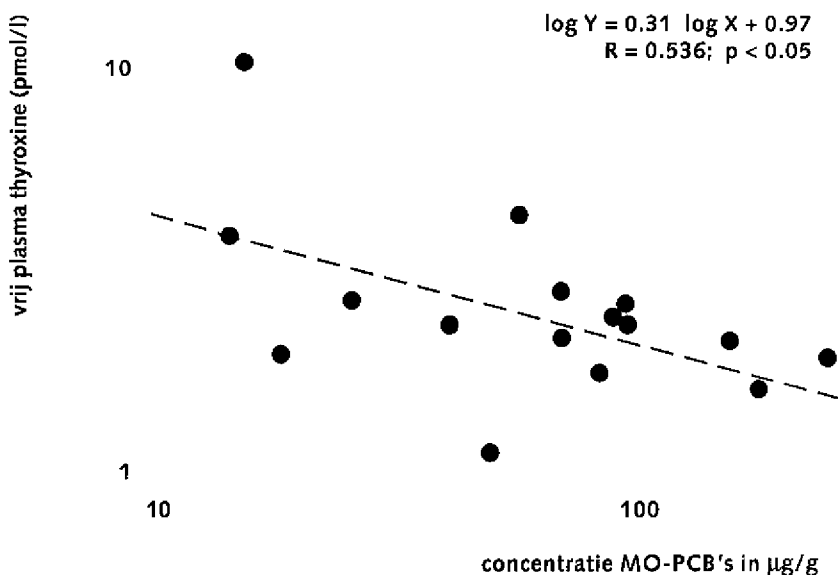
3.4 Conclusies

Algemeen gesproken zijn er slechts twee regio's met ernstig verontreinigde waterbodems waar veel ecotoxicologisch (veld-)onderzoek is verricht: het Great Lakes-gebied in Noord-Amerika en delen van West-Europa. Het vaststellen van negatieve effecten op de voortplanting van visetende watervogels is in vergelijkbaar veld- en laboratoriumonderzoek in Noord-Amerika ook gebeurd, waarbij ook vergelijkingen op kolonie-niveau gemaakt konden worden (Kubiak et al. 1989, Gilbertson et al. 1991, Tillitt et al. 1992). De benadering echter van dergelijke effecten op individueel legsel-niveau voor zowel ecologische, chemische als biochemische parameters is in de literatuur (nog) bijzonder schaars. Dit is echter niet alleen het gevolg van verschillen in onderzoeks-strategieën van onderzoekers: het geeft ook, in negatieve zin, de unieke positie van het benedenrivierengebied als 'hot spot' van verontreiniging weer.

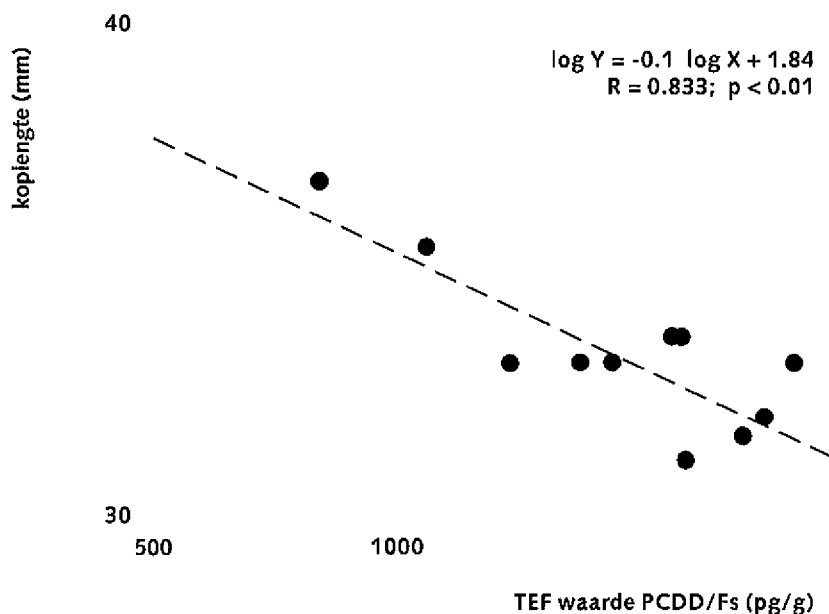
Het broedsucces van Aalscholvers in verschillende Nederlandse kolonies staat onder druk van chemische verontreiniging. Berichten uit de Dordtse Biesbosch hebben geleid tot de vaststelling dat daar, en in



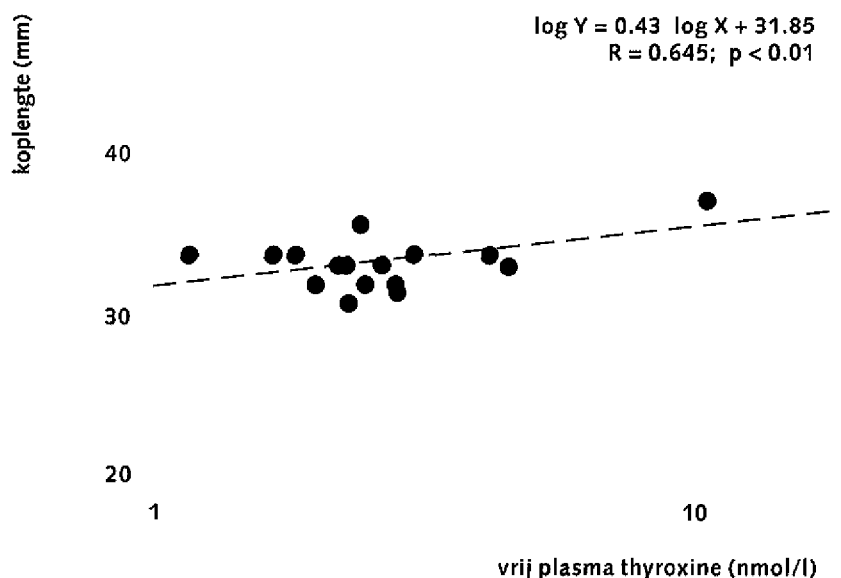
Figuur 3.4a De relatie tussen het gehalte mono-ortho-PCB's en de activiteit van EROD in de dooierzak van één dag oude Aalscholverkuikens (uit. Van den Berg et al 1994)



Figuur 3.4b De relatie tussen het gehalte mono-ortho-PCB's in de dooierzak en gehalte van vrij thyroxine in het plasma van één dag oude Aalscholverkuikens (uit. Van den Berg et al 1994).



Figuur 3.5a De relatie tussen het gehalte van dioxines en furanen, uitgedrukt in TEF-waarde, en de koplengte van één dag oude Aalscholverkuikens (uit Van den Berg et al 1994)



Figuur 3.5b De relatie tussen het gehalte van vrij thyroxine in het plasma en de koplengte van één dag oude Aalscholverkuikens (uit Van den Berg et al 1994).

mindere mate in kolonies langs de rivieren, sprake is van een verlaagd broedsucces. Belangrijke verliezen treden op door het breken van eieren en vooral door sterfte van embryo's en pas uitgekomen jongen. Op moleculair niveau zijn dosis-effect-relaties aangetoond die een negatieve invloed van stoffen als DDE, PCB's, dioxines en furanen op de ontwikkeling en groei van Aalscholver-embryo's in die kolonies aangeven. De in het veld gevonden effecten en de correlaties van deze effecten met gehalten van deze stoffen in eieren en kuikens kunnen daardoor met tamelijk grote zekerheid als oorzakelijk verband worden gezien. Dit maakt het mogelijk de resultaten van het onderzoek op meerdere manieren toe te passen. Niet alleen toont het duidelijk aan hoe ernstig de situatie met betrekking tot de verontreiniging van het ecosysteem in het benedenrivierengebied is, het biedt ook een handvat voor een monitoringprogramma waarin middelen in het veld meetbare ecologische parameters (uitkomst- / broedsucces, eischaaldikte) de ontwikkelingen ten aanzien van de verontreinigingen en de effecten van eventuele saneringen gevolgd kunnen worden.

3.5 Dankwoord

Onderzoeksprojecten zoals die in dit hoofdstuk zijn beschreven, zijn door hun multidisciplinaire karakter alleen mogelijk wanneer mensen vanuit verschillende instellingen, met verschillende deskundigheid en achtergrond en soms ook verschillende belangstelling bereid zijn tot nauwe samenwerking en uitwisseling van kennis en gegevens. Daarbij gaat het niet alleen om de verschillende auteurs van rapporten en artikelen (zie het overzicht in hoofdstuk 9) maar ook om het enthousiasme en doorzettingsvermogen van ondersteunende krachten in veld, lab en kantoor. Ook de positieve opstelling en praktische hulp van gebiedsbeheerders is van groot belang. In het bestek van dit boekwerkje kan niet iedereen met name genoemd en bedankt worden, maar de resultaten zoals die hier beschreven zijn, konden alleen dankzij deze instelling van velen behaald worden.

INTERMEZZO

Verkennd onderzoek bij enkele andere soorten

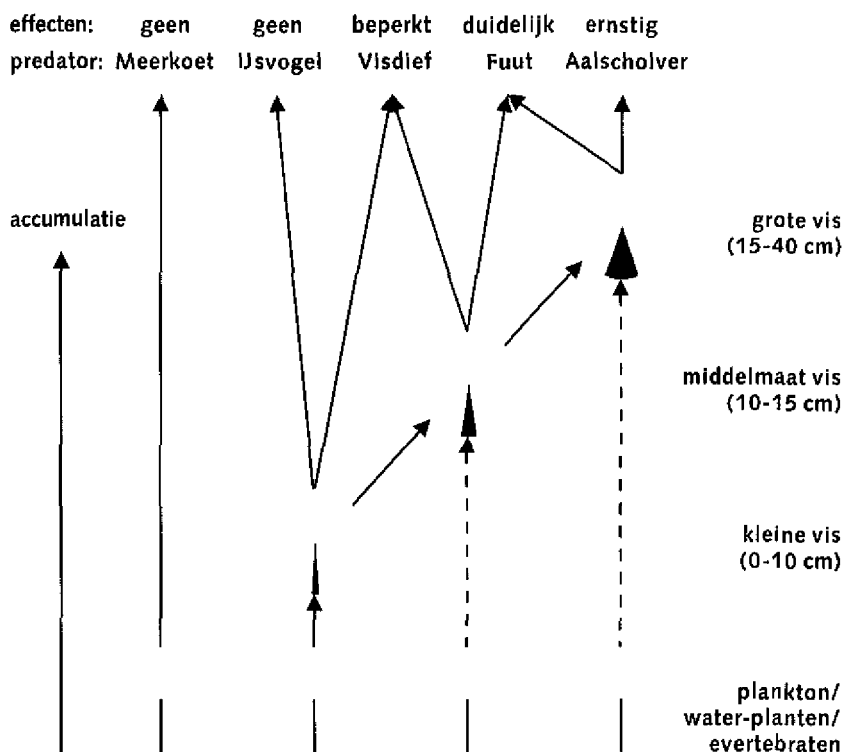
Nadat bij de Kuifeend en de Aalscholver aanwijzingen waren verkregen dat de voortplanting negatief beïnvloed wordt door organische microverontreinigingen ontstond de behoefte om ook bij andere soorten die in het benedenrivierengebied broeden na te gaan of er van dergelijke effecten sprake was. Tegen die achtergrond is in 1989 een verkennd onderzoek naar de broedbiologie van Futen en Meerkoeten in de Dordtse en Brabantse Biesbosch uitgevoerd (Boudewijn & Mes 1989). Futen zijn viseters. Ze verschillen in twee belangrijke opzichten van Aalscholwers: ze halen hun voedsel uit een veel kleiner gebied rond hun nest, en ze eten doorgaans kleinere vis. Meerkoeten eten zowel plantaardig voedsel als bodem-macrofauna (met name Driehoeksmosselen). De Meerkoeten in de Biesbosch bleken tijdens het broedseizoen vooral vegetariër te zijn.

Bij de Fuut in de Biesbosch werd in 1989 een afname in eischaaldikte gevonden van ca. 8% ten opzichte van museummateriaal uit de periode voordat DDT werd geïntroduceerd. Hoewel in een enkel geval breuk van eieren hierdoor veroorzaakt zou kunnen worden, kan dit geen grootschalige negatieve effecten veroorzaken. Het uitkomstsucces van de eieren van de Fuut week niet af van waarden die in de literatuur voor andere gebieden gevonden werden. Wel was het zo dat 1989 met name in de Dordtse Biesbosch een gunstig jaar leek te zijn ten opzichte van andere jaren. Waterstandsschommelingen en mogelijk recreatie leken verantwoordelijk te zijn voor het verloren gaan van legfels. Hoewel eieren van Futen in eerdere jaren wel hoge concentraties organische microverontreinigingen bevatten (zie hoofdstuk 2) bleken negatieve effecten hiervan op broedbiologische parameters aanzienlijk kleiner te zijn dan bij de Aalscholver.

Bij de Meerkoet werden geen aanwijzingen gevonden van de invloed van contaminanten: zowel de eischaaldikte als het uitkomst- en uitvliegssucces waren vergelijkbaar met andere gebieden. Ook hier waren waterstandsschommelingen de belangrijkste oorzaak van verliezen van legfels.

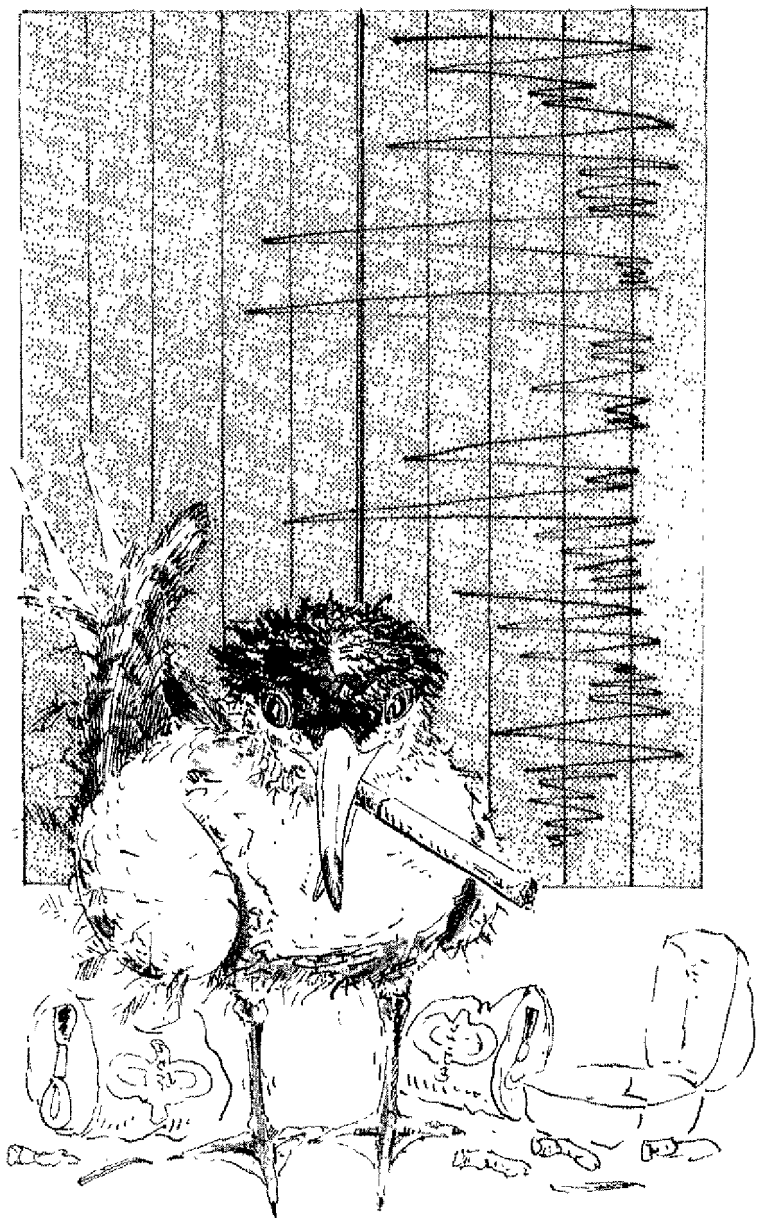
Tenslotte is er uit waarnemingen van K. Bolkenbaas en gebiedsbeheerders iets bekend over het broedsucces van IJsvogels, die nog kleinere vis eten dan Futen. Wanneer er geen verstoring door recreatie optreedt brengen IJsvogels in sommige jaren in de Brabantse Biesbosch twee of soms zelfs drie broedsels succesvol groot. Hier lijkt de voortplanting

dus geen problemen gerelateerd aan verontreinigingen te ondervinden. De vergelijking van de resultaten van het onderzoek aan verschillende soorten heeft geleid tot het opstellen van een model. In dit schematische model (zie de figuur) wordt de relatie gelegd tussen het voedsel van watervogels in het benedenrivierengebied en de mate waarin effecten van organische microverontreinigingen zijn vastgesteld. In het model is een belangrijk punt dat grotere (oudere) vis zwaarder belast is met organische microverontreinigingen dan kleinere (jongere) vis. Dit wordt ondersteund door analyses van vis. Daaruit blijkt overigens ook dat er verschillen tussen soorten zijn, zodat niet alleen het formaat van de vis belangrijk is. Hier speelt ook de voedselkeus van vissen een rol: grotere roofvis eet vooral kleine vis (Baars, Snoekbaars), Blankvoorn foerageert veel op Driehoeksmosselen, en een soort als Brasem eet vooral benthische macrofauna.

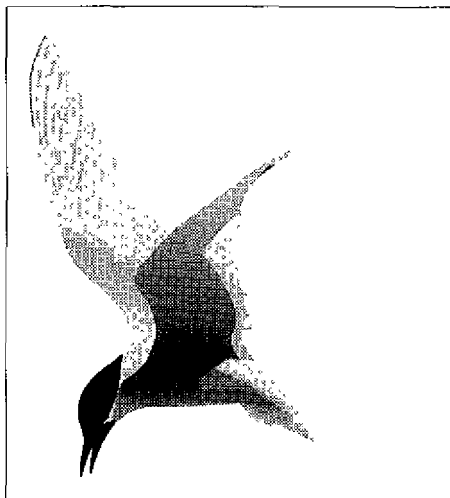


rust

stress



Visdieven die foerageren in de sterk vervuilde deltabekkens van Rijn, Maas en Schelde, nemen duidelijk meer PCB's en dioxines op dan soortgenoten in schonere gebieden. Het kost hen meer tijd eieren uit te broeden en de enzym- en hormoonhuishouding van deze vogels lijkt danig verstoord te zijn. Afweerreacties van Visdieven op verontreinigingen, zoals de aanmaak (inductie) van afbraakenzymen in de lever en de verstoring van de vitamine A stofwisseling, kunnen terug worden gevoerd op de kwaliteit van de waterbodem in het foerageergebied. Biologische "stress" parameters (biomarkers) zoals EROD-leverenzym activiteit en de vitamine A voorraad in bloed en eieren van Visdieven, leveren aanvullend bewijs dat bepaalde gebieden met voorrang gesaneerd moeten worden.



De visdief. Biochemische en broedbiologische parameters van de visdief kunnen dienen als indicatoren van de waterbodembodemkwaliteit (tekening B. Immers/RIKZ)

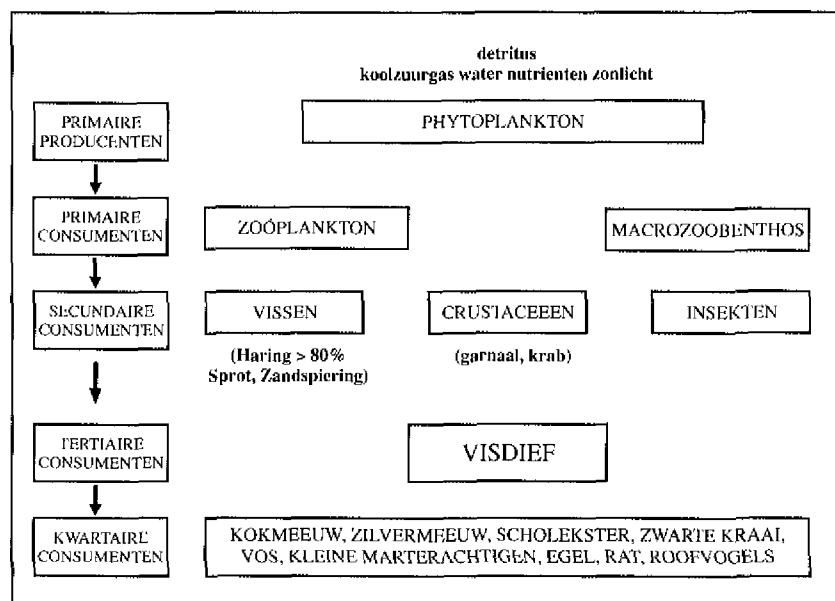
4.1 Vervuilde waterbodems

De Nederlandse oppervlaktewateren ontvingen de laatste decennia een groot scala stoffen van de sterk gegroeide industrie, de agrarische sector en het verkeer. Een belangrijk deel van deze stoffen wordt via de Rijn, Maas en Schelde vanuit het buitenland aangevoerd. Gebieden waar rivierslib wordt afgezet - in Nederland gaat het om circa 1,5 miljoen ton slib per jaar - zijn in hoge mate belast met sterk hydrofobe stoffen, vooral in de jaren zestig en zeventig (Beurskens et al. 1994).

Gezondheids- en milieurisico's van deze stoffen worden vooral veroorzaakt door opname van deze stoffen vanuit de bodem - eventueel via de waterfase - in biologische kringlopen. Bepaalde delen van de waterbodem zijn zo ernstig verontreinigd dat sanering wordt overwogen (RWS 1987).

De onzekerheidsfactoren die gebruikt worden bij het stellen van kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems zijn echter zeer groot (Van Leeuwen 1993). Daarom is onderzoek naar effecten van verontreinigende stoffen op gevoelige organismen van groot belang. Voor het vaststellen van de urgentie van waterbodemsaneringen moet bekend zijn hoe groot de kans is dat verontreinigingen zich verspreiden naar oppervlaktewater, grondwater en organismen. De verspreiding naar de voedselkringloop en nadelige effecten op volksgezondheid en milieu kunnen met ecotoxicologisch en milieuchemisch onderzoek worden bepaald.

Vaak echter is het onmogelijk om elke potentieel giftige verbinding individueel te meten. Met chemische analyses kan slechts een fractie worden bepaald van alle stoffen die daadwerkelijk aanwezig zijn. Daarbij komt dat chemische methoden vaak kostbaar en onvoldoende gevoelig zijn. Zolang het niet goed mogelijk is de feitelijke blootstelling van organismen en mensen aan deze stoffen op basis van gehalten in de waterbodem betrouwbaar te schatten, biedt ecotoxicologisch onderzoek aan hogere organismen, zoals hier besproken, een kosten-effectief alternatief.



Figuur 4 1 Plaats van de Visdief in de voedselketen. Voedselspecialisten zoals de Visdief worden door een eenzijdige voedselsamenstelling - voornamelijk vis - intensief blootgesteld aan persistente en bioaccumulerende stoffen. Visdiefjongen worden belaagd door roofvogels, meeuwen en zoogdieren



Visdief op Griend (foto: John Schobben)

4.2 Route van blootstelling

Stoffen die sterk hechten aan bodemslib kenmerken zich door een water-afstotend karakter (hydrofoob), persistentie en een relatief lage vluchtigheid. Los van incidentele lozingen of calamiteiten treft men in slib geen vluchtige oplosmiddelen (zoals benzeen, toluen of tetrachloormethaan), snel hydrolyserende (bepaalde landbouwbestrijdingsmiddelen) of makkelijk biologisch afbreekbare stoffen aan.

*Goed beschouwd kunnen alleen slibgebonden stoffen als gechloreerde bifenylen (PCB's), polychloordibenzo-*p*-dioxines (PCDD's), -dibenzofuranen (PCDF's), gehalogeneerde brandvertragers en soortgelijke verbindingen na doorvergiftiging via de voedselketen verantwoordelijk worden gesteld voor langdurige negatieve effecten op hogere organismen. De vervuiling van de waterbodem met deze persistente stoffen leidt ertoe dat toppredatoren met een tamelijk eenzijdig voedselpakket, zoals de Visdief (figuur 4.1), meer accumuleren van deze stoffen dan andere vogelsoorten. Het lijkt weinig zinvol onderzoek te doen naar effecten van persistente verbindingen op relatief kortlevende bodembewoners. Zo lijkt het eveneens weinig relevant om hogere organismen te gebruiken bij studies naar het risico van bijvoorbeeld polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), die door vele organismen snel worden gemetaboliseerd. PAK's geven wat dat betreft echter een tweeledig beeld. Ondanks de relatief sterke adsorptie sorteren met name 2 tot 4 aromatische ringen bevattende PAK's ('kleinere' PAK's, zoals naftaleen, chryseen, pyreen en fenan-*

threeen) carcinogene effecten op bodemorganismen, juist vanwege hun snelle omzetting in reactieve metabolieten (Ariese 1993). Sommige lagere organismen zijn echter niet goed in staat PAK's te metaboliseren (o.a. mosselen). Het is daarom niet verwonderlijk dat de meest biologisch beschikbare PAK's, zoals pyreen, toch in visetende vogels, waaronder Visdieven, worden aangetoond (Ariese 1993).

4.3 Visdief project

In het Visdiefproject werden de effecten van microverontreinigingen op het broedsucces van Visdieven in de kustwateren onderzocht (zie *intermezzo 7*). Het broedsucces is één van de factoren die de stabiliteit van een vogelpopulatie bepalen (Stienen & Brenninkmeijer 1992) en kan op velerlei wijze worden beïnvloed. Bij het onderzoek werd zoveel mogelijk getracht de volgende invloeden mee te nemen:

- abiotische factoren: overstroming, getij en weersomstandigheden;
- chemische factoren: contaminant gehalten in voedsel en organisme, blootstelling in overwinteringsgebied;
- biologische factoren: voedselaanbod en samenstelling, ouderzorg en predatie.

De totale Visdiefpopulatie in Nederland steeg weliswaar de afgelopen jaren (Stienen & Brenninkmeijer 1992), maar deze toename werd vrijwel geheel veroorzaakt door habitat uitbreiding in de Flevopolder.

De voornaamste reden om het veld- en labonderzoek te integreren lag



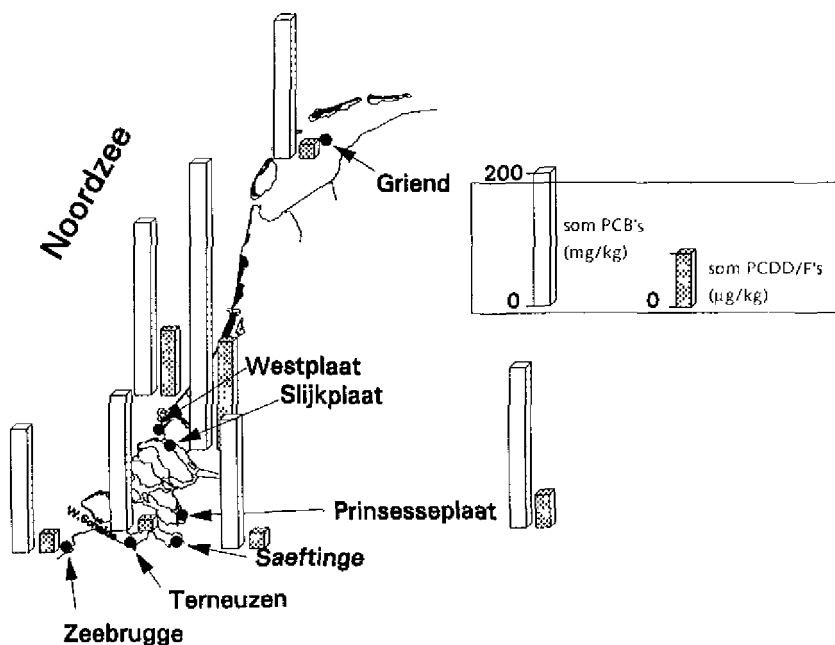
Een gedeeltelijk ondergestoven nest van een Visdief, Westplaat 1991 (foto: Sjoerd Dirksen).

in de mogelijkheid om de ecotoxicologische en milieuchemische laboratoriumbepalingen te kunnen doorvertalen naar het veld onder realistische omstandigheden. Bovendien kan slechts met geschikte (ecotoxicologische) meetinstrumenten betrouwbaar worden voorspeld of menseijk ingrijpen in het systeem, zoals sanering van waterbodems, op termijn kosten-effectief zal zijn. Met behulp van biomonitoring, bijvoorbeeld met Visdieven, moet nog een groot aantal jaren na sanering de kwaliteitsontwikkeling gevolgd worden.

De bestudeerde Visdiefkolonies werden geselecteerd op basis van de volgende criteria:

- foerageergebieden beïnvloed door Rijn en Maas;
- de kolonies liggen in gebieden met verschillende contaminant-gehalten;
- ecologisch waardevolle gebieden vertegenwoordigen (bijv. 'wetlands' als Waddenzee en Delta);
- duidelijk begrensde en homogene foerageergebieden;
- kolonies makkelijk toegankelijk, niet te klein (>100 broedparen) en historische gegevens beschikbaar.

Uiteindelijk zijn acht kolonies onderzocht (zie figuur. 4.2): Saeftinge, Terneu-



Figuur 4.2 Onderzochte Visdiefkolonies in het broedjaar 1991. Gemiddelde gehalten ΣPCB's (som 14 congenen in mg/kg vet) en Σdioxines (som 17 toxische PCDD- en PCDF-congenen in µg/kg vet) in de dooierzak van de kuikens. De kolonie in Zeewolde is hier niet afgebeeld.

zen en Zeebrugge gelegen langs de Westerschelde en Noordzee met een afnemende contaminantgradiënt richting zee; de Prinsesseplaat in het Zoommeer; de Slijkplaat en Westplaat respectievelijk in en voor het Haringvliet (invloedssfeer Rijn en Maas); Griend in de Waddenzee en Zeewolde in de Flevopolder als relatief schone zoetwaterkolonie.

Intermezzo 1

Opzet Visdief project

Het project startte in het voorjaar van 1991 en was zodanig opgezet dat een optimaal beeld zou worden verkregen van de mogelijk negatieve gevolgen van PCB's, PCDD's en PCDF's op de Visdief langs de Nederlandse kust en enkele estuaria. Om een verband te kunnen leggen tussen verontreinigingen en reproductie in het veld werden broedbiologisch, milieuchemisch en ecotoxicologisch veld- en laboratoriumonderzoek geïntegreerd. Het onderzoek richtte zich vooral op de ei- en jongenfase. Juist jonge levensstadia van hogere organismen zijn extra gevoelig voor bepaalde PCB's en dioxines. De volgende onderdelen werden bestudeerd:

Veldonderzoek

- vaststellen foerageergebied, voedselsamenstelling en foeragegedrag
- tellen nesten en eieren
- vaststellen legdatum, legselgrootte, eivolume, eigewicht, eischaaldikte, legpenode, incubatietijd
- monsternamen eieren voor laboratoriumonderzoek
- bepalen uitkomstsucces
- statistische analyses

Laboratoriumonderzoek

- kunstmatig uitbroeden eieren
- embryonaal zuurstof/kooldioxide metabolisme, eischaaldikte, eigewicht
- bepalen PCB-, PCDD- en PCDF-gehalten in dooierzak
- EROD-PROD
- niveau's plasma schildklierhormonen
- gehalten plasma vitamine A
- statistische analyses

4.4 PCB's en de Visdief

Het PCB-gehalte in de eieren van Visdieven in het Verdrongen land van Saeftinge (Westerschelde) en de Duitse Noordzeekust, lag de afgelopen jaren zorgwekkend dicht in de buurt van gehalten die in het Grote Meren gebied in Noord-Amerika tot voortplantingsproblemen leiden (Stronkhorst 1992; Becker et al. 1993; Hoffman et al. 1993). In Nederland echter, ontbraken ecotoxicologische gegevens van de Visdief die rechtstreeks gerelateerd kunnen worden aan voortplanting en groei, zoals gehalten van bepaalde hormonen en vitamines en inductie van enzymen. Bovendien werden traditioneel slechts die PCB's bepaald die relatief makkelijk meetbaar zijn en niet de zg. vlakke PCB's, met een dioxine-achtige toxiciteit.

Intermezzo 2 licht de ecotoxicologische en biochemische parameters die relevant zijn voor persistente verbindingen als PCB's, dioxines, chloomaftalenen en gehalogeneerde difenylethers (brandvertragers) nader toe.

4.5 Visdief als biomonitor

Hoewel de toxische effecten minder uitgesproken zijn dan bij de Aalscholver uit de Biesbosch (Bosveld et al. 1994), heeft de Visdief als belangrijk voordeel boven de Aalscholver dat de foerageergebieden in de directe

Intermezzo 2

Toxicologische en biochemische effecten van dioxines en PCB's

De gevoeligheid voor dioxines en PCB's varieert sterk van soort tot soort voor een bepaalde respons. De cavia bijvoorbeeld sterft reeds bij een extreem lage dosis. De hamster daarentegen lijkt weer extreem ongevoelig te zijn. De meeste soorten echter, ook de mens, vallen binnen deze gevoeligheids-range. Effecten treden pas op na binding van de PCB of dioxine met de Ah-receptor, een intracellulair eiwit dat ook andere "Aromatic hydrocarbons" bindt. De bindingsstap moet nog door tenminste 4 tot 5 vervolgstappen in de cel respectievelijk celkern gevolgd worden om effecten te veroorzaken. Biochemische effecten zijn in een vroeger stadium meetbaar dan toxicologische effecten.

Toxicologische effecten

- sterfte¹
- gewichtsafname¹
- atrofie van de thymus, milt en testikels
- leververgroting en-vervetting¹
- aantasting gal en urinewegen
- Huidafwijkingen (chloroacné na hoge dosis)
- teratogeen en carcinogeen (niet erg gevoelig)
- verstoring van reproductie¹ (gevoelig), groei, gedrag en afweer

Biochemische effecten

Enzyminducties.

- microsomaal leverenzymen¹ (Cyt P450 isoenzymen, met name Cyt P450IA¹, zeer gevoelig)
- fase II eliminatie enzymen (GUDPGT¹)
- enzymen voor weefselontwikkeling, DNA-synthese en ATP.

Hormonale effecten

- verstoring homeostase
- verstoring van groeihormonen¹ en van schildklier⁻¹, en geslachtshormonen
- verstoring vitamine A metabolisme¹

¹ Bestudeerd in dit Visdief-onderzoek

intermezzo 3

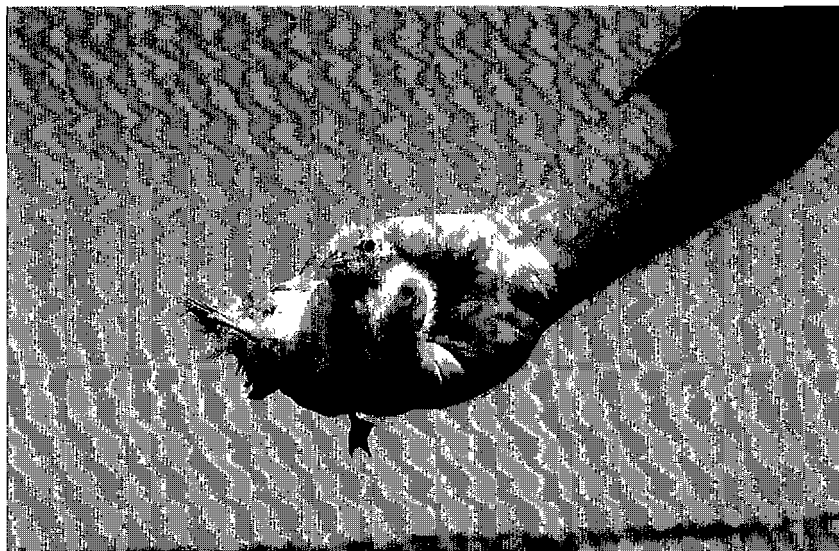
Visdief. geschikte indicator-vogel voor kust en estuarium

Het is in de praktijk extreem lastig te bewijzen dat een bepaalde hoeveelheid verontreiniging in de natuur gedurende langere tijd negatieve effecten veroorzaakt. Organismen die hoog in voedselketens staan, zoals visetende vogels en zoogdieren, kunnen zeer bruikbaar zijn om effecten te kwantificeren van stoffen die kunnen bioaccumuleren. Vogels met de volgende kenmerken komen in aanmerking voor dit type onderzoek

- foeragerend in kust/estuariene wateren in de zeer nabije omgeving van de kolonies
- via voedselweb in contact staan met de waterbodem
- eenzijdig voedselpakket, bij voorkeur vis
- gevoelig voor effecten van contaminanten
- eieren eenvoudig te verzamelen
- eieren goed kunstmatig uit te broeden
- kolonies goed bezoeken
- voldoende ecologische en ecotoxicologische kennis beschikbaar
- de soort moet niet bedreigd zijn
- de soort moet voldoende algemeen voorkomen
- AMOEBA organisme (RWS voorkeur)

nabijheid van de kolonie liggen (< 5 km). Binnen een kolonie bleek de contaminanten belasting van de eieren veel homogener verdeeld te zijn (kleinere intrakolonie variatie) dan binnen aalscholverkolonies. Aalschol- vers foerageren over grotere gebieden en zullen vaker relatief schoon voedsel tot zich nemen. Daarbij komt dat het veel eenvoudiger is om broedbiologisch onderzoek te verrichten bij de Visdief, die op de grond broedt, dan bij de Aalscholver, die zo'n 20 meter hoog in de bomen kan broeden.

Aalscholvers overwinteren voor een deel in geïndustrialiseerde gebieden (bijv. Zwitserse merengebied), terwijl de Nederlandse Visdief de westkust van Afrika opzoekt. Vergeleken met Aalscholvers weerspiegelen contaminant gehalten in Visdifeieren daarom waarschijnlijk beter de Nederlandse verontreinigingssituatie (zie ook *intermezzo 3*).

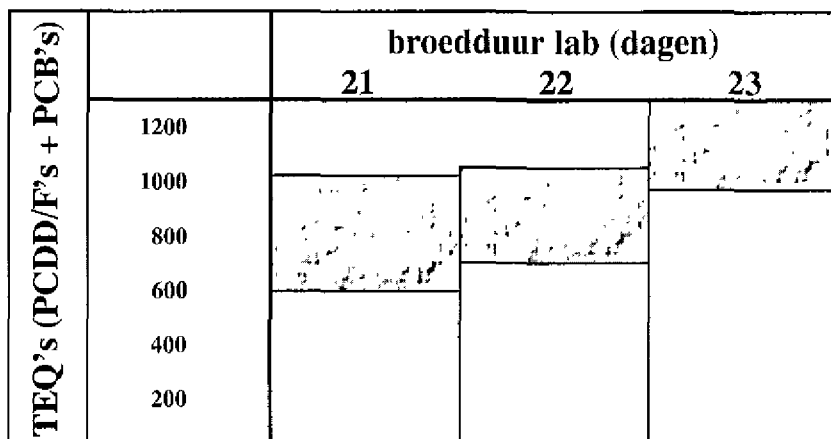


In 1990 werd op de Slikplaat een jonge Visdief met een omgekeerd gegroeide poot ('hip-displasia') en een vergroeide vleugel gevonden. Deze afwijkingen zijn mogelijk het gevolg van contaminanten (foto: Sjoerd Dirksen)

De PCB- en dioxine-gehalten in de dooierzak van de Visdieven vertoonden grote verschillen tussen de kolonies (zie ook Figuur 4.2). Deze gehalten correleerden duidelijk met de inductie van de lever-enzymen EROD en PROD. Deze gevoelige enzymen lijken daarom geschikt als 'early-warning' instrument of 'biomarker' en zijn bovendien een stuk goedkoper en sneller te analyseren dan de verontreinigingen zelf.

4.6 Verstoringen en oorzaken

Uit statistische analyse van de gegevens bleek dat de broedduur die bepaald was aan de hand van gemerkte eieren in het veld, significant toenam met toenemende concentratie schildklier groeihormonen in het bloedplasma van de laboratorium kuikens uit hetzelfde nest (Murk et al. 1993). Het vitamine A gehalte in de dooierzak van de kunstmatig uitgebroede eieren daarentegen neemt juist af met de broedduur. Hoewel dit kan duiden op beïnvloeding van de voortplanting, kunnen abiotische factoren hierop een sterke invloed hebben. Het bleek echter, en dat kan *niet* worden toege-



Figuur 4.3 PCB's en dioxines veroorzaken een significant langere broedduur van Vissdief-eieren (zie Murk et al. 1993). Concentraties uitgedrukt als Toxische EQuivalenzen (TEQ's) waarin de verschillen in giftigheid van de afzonderlijke dioxines en PCB's zijn verwerkt.

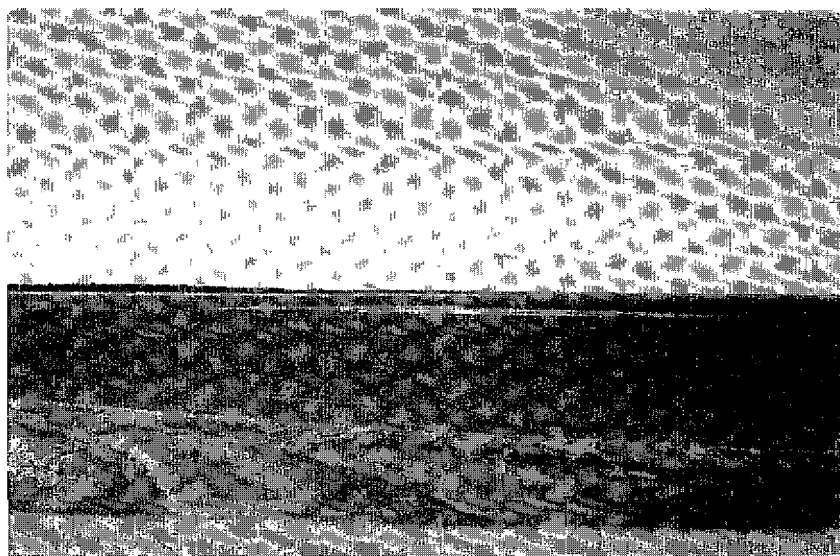
schreven aan omgevingsfactoren, dat de dooierzak van jongen, die de langste tijd nodig hadden om onder optimale en identieke omstandigheden (broedstoof) uitgebroed te worden, significant hogere gehalten aan dioxine-achtige stoffen bevatten in vergelijking met de snelste groep (zie figuur 4.3). Dit verschijnsel treedt pas aan het licht als de correlaties niet per kolonie maar per individueel ei worden uitgevoerd. De spreiding binnen de kolonies is te groot om ook significante verschillen tussen de onderzochte kolonies te vinden.

4.7 Bronsanering

Hoewel de bronnen van PCB's in heel Europa doortastend worden gesaneerd, confronteren de media ons nog regelmatig met berichten over diffuse PCB-bronnen. De grootste hoeveelheid PCB's bevindt zich nog op allerlei lastig traceerbare lokaties (o.a. stortplaatsen), in transformatoren en andere gesloten systemen die na bepaalde tijd gaan lekken (De Voogt & Brinkman 1989).

Daarbij komt dat vuilverbrandingsinstallaties eveneens PCB's uitstoten, analoog aan dioxines. Dit is geen verrassing, omdat PCB's bij hoge temperatuur op soortgelijke wijze als PCDF's gevormd worden (Ree et al. 1988). Van PCDD's en PCDF's zijn recent nog nieuwe bronnen geïdentificeerd, die juist voor het Nederlandse aquatische milieu relevant lijken te zijn (Evers et al. 1993). Het belang van deze bronnen, die zijn gerelateerd aan de organochloorindustrie (onder meer vinylchloride) in Duitsland en Nederland, wordt zichtbaar in het PCDD/PCDF-patroon in de Vissdief. De dioxi-

Contrast in locaties van Visdief-kolonies



de Westplaat (foto Sjoerd Dirksen)



het sluisencomplex van Terneuzen (foto. Sjoerd Dirksen)

ne van de jaren zestig en zeventig, nl. 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-*p*-dioxine, toentertijd voornamelijk via grensoverschrijdend transport van de Rijn aangevoerd, kan niet worden aangetoond in Visdieven. De historische belasting, kan daarom niet alleen verantwoordelijk worden gesteld voor de effecten die nu worden waargenomen. Diepere ongestoorde sedimentlagen in het Ketelmeer, de Biesbosch en de Nieuwe Merwede bevatten, naast grote hoeveelheden PCB's en zware metalen, juist wel een aanzienlijke hoeveelheid van deze dioxine (Beurskens et al. 1994). Door verandering van stromingsprofielen, erosie, baggerwerkzaamheden en bioturbatie, kunnen deze diepere lagen aan het oppervlak komen te liggen. Het is daarom van groot belang dat bij de sanering van de waterbodembodem zowel de bovenste als de meer vervuilde diepere lagen van het bodemslib, verwijderd worden.

4.8 Nawoord

Het Visdief onderzoek werd uitgevoerd in goede samenwerking met onderzoekers van verschillende instellingen. Zonder de inzet van medewerkers van Bureau Waardenburg, het Research Instituut Toxicologie van de RUU, de vakgroep Toxicologie van de LUW, het Instituut voor Natuurbehoud te Hasselt, het Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud (Universiteit Gent), het RIKZ, het RIZA en de Directie Zuid-Holland van RWS, zou dit onderzoek niet tot een goed einde zijn gebracht. Nadere details van het onderzoek zijn te vinden in de rapporten van Murk et al. (1993) en Rossaert et al. (1993).



Aalscholvers in het vervuilde benedenrivierengebied hebben een duidelijk lager broedsucces dan Aalscholvers die in minder verontreinigde gebieden foerageren. Het ecotoxicologisch onderzoek in de periode 1987 - 1989 heeft laten zien welke stoffen hiervoor verantwoordelijk zijn en welke werkingsmechanismen hierbij een rol spelen.

Het broedsucces van de Aalscholvers in het benedenrivierengebied laat in de monitoringperiode, 1990-1993, een duidelijke verbetering zien. Dit lijkt vooral veroorzaakt te worden door een verandering in de voedselsamenstelling, daar de belasting van de prooivissen met verontreinigingen nauwelijks is afgenomen. Ecologisch veldonderzoek blijkt een duidelijke bijdrage te kunnen leveren aan het onderzoek aan effecten van verontreinigingen.

5.1 Inleiding

In 1990 is een monitoringprogramma voor het volgen van het broedsucces van Aalscholvers in het benedenrivierengebied van start is gegaan. Hierbij ligt de nadruk niet op het vaststellen van het optreden van effecten en het zoeken naar oorzaken, maar worden gedurende meerdere jaren eventuele veranderingen in het broedsucces gevolgd. Als basis voor het monitoringprogramma worden de in de periode 1987-1989 vastgestelde oorzaak-effect-relaties gebruikt (zie hoofdstuk 3).

Niet alleen deze oorzaak-effect-relaties zijn als uitgangspunt gebruikt maar ook de randvoorwaarden die Rijkswaterstaat aan het monitoringprogramma stelde. Dit leidde tot de volgende uitgangspunten:

- De relatie oorzaak-gevolg is gelegd: het is bekend waardoor het lage broedsucces van de Aalscholver in de Dordtse Biesbosch veroorzaakt wordt;
- De verantwoordelijke stoffen zijn bekend: DDE en PCB's met een dioxine-achtige structuur zijn in hoge mate verantwoordelijk voor het lage broedsucces;
- Het programma is er op gericht om eventuele veranderingen in het broedsucces van de Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch in de komende jaren vast te stellen;
- Indien er duidelijke veranderingen optreden, moet getracht worden aan te geven waardoor deze veranderingen veroorzaakt worden;

- Om de kosten laag te houden, dient de intensiteit van het onderzoek beperkt te blijven.

Voor al het laatste uitgangspunt was van groot belang Dit betekende dat het niet mogelijk was om alle onderzochte aspecten van de broedbiologie, waarop effecten van verontreinigingen waren aangetoond, te blijven volgen. In hoofdstuk 3 zijn deze aspecten al aangegeven, maar voor de duidelijkheid worden ze hier opnieuw kort genoemd:

1. Groei en ontwikkeling van het aantal broedparen in de kolonie;
2. Start van de eileg en legselgrootte;
3. Eischaaldikte;
4. Uitkomen eieren;
5. Sterfte jongen;
6. Uitvliegen jongen.

Voor al deze aspecten diende er een afweging plaats te vinden, waarbij de inspanning afgezet moest worden tegen de informatie die onderzoek van dat aspect zou opleveren. Bovendien moesten die aspecten geselecteerd worden, die een goed beeld gaven van de effecten van verontreinigingen op het broedsucces van de Aalscholvers in het benedenrivierengebied.

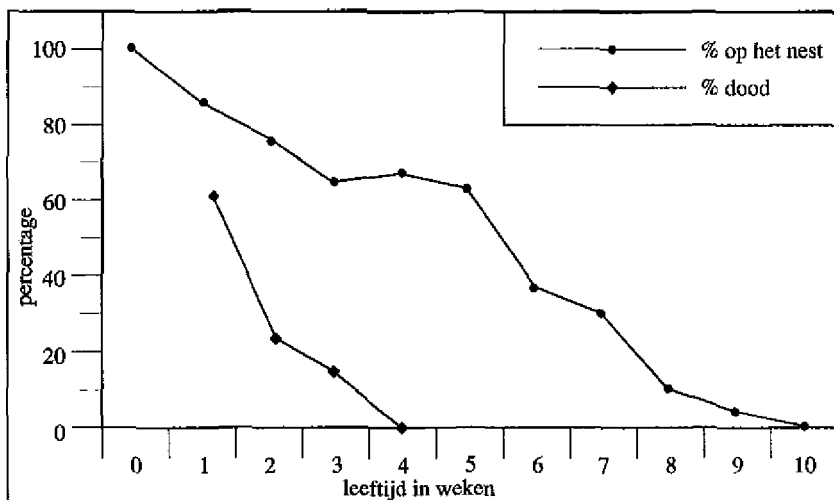
5.2 Selectie te onderzoeken aspecten

Een nauwkeurige analyse van de gegevens verzameld in de jaren 1987-1989 maakt het mogelijk om te bepalen wanneer en hoe vaak de kolonie bezocht moet worden om informatie over een bepaald aspect te verzamelen. De zes genoemde aspecten kunnen op grond van de benodigde onderzoeksinspanning in twee groepen ingedeeld worden. Bij de eerste groep gaat het om aspecten, waarvoor het noodzakelijk is om waarnemingen te verrichten in het nest, zoals de start van de eileg en daaraan gekoppeld de legselgrootte, het uitkomen van eieren en sterfte van jongen. Bij de tweede groep gaat het om de koloniegrootte, de eischaaldikte en het uiteindelijke broedsucces.

Voor de controle van de inhoud van een nest op 15 m hoogte in de Dordtse Biesbosch zijn drie mensen nodig. Eén houdt de ladder vast, de tweede staat op de ladder en houdt met een telescoopstok van 8 m een spiegel boven het nest en de derde kijkt met een verrekijker in de spiegel om het aantal eieren of jongen te tellen. Om gegevens over de start van de eileg, het uitkomen van eieren en sterfte van de jongen te kunnen verzamelen moet de kolonie van eind maart tot in augustus iedere 14 dagen bezocht worden. Dit is echter in strijd met het laatste uitgangspunt voor het monitoringonderzoek: de intensiteit van het onderzoek moet beperkt blijven. De legselgrootte, het aantal uitkomende eieren en de sterfte van jongen bepalen het aantal uitvliegende jongen per legsel. Met andere woorden: het broedsucces is de resultante van de bijdragen van enkele tussenstadia. Het onderzoek in de periode 1987 - 1989 laat zien dat de

gemiddelde bijdragen van deze tussenstadia evenals het uiteindelijke broedsucces tamelijk constant blijken te zijn.

De aspecten uit de tweede groep zijn met minder inspanning te bepalen. Het aantal broedparen kan met een tweetal tellingen van de nesten in mei vastgesteld worden. Voor het bepalen van het aantal uitvliegende jongen per nest zijn weliswaar vijf bezoeken aan de kolonie noodzakelijk, maar dit kan zonder ladder gedaan worden. Jongen van ongeveer vier weken zijn zo groot dat ze vanaf de grond goed zichtbaar zijn. Bovendien blijkt er in de Dordtse Biesbosch weinig of geen sterfte van jongen van 4 weken en ouder op te treden (figuur 5.1), zodat het aantal grote, goed



Figuur 5.1 Percentage jongen op het nest aangetroffen uitgezet tegen de leeftijd van de jongen en het percentage van het totale aantal doodgevonden jongen (periode 1987 - 1989) per leeftijdsklasse.

zichtbare jongen als het uiteindelijke broedsucces kan worden aangehouden. Figuur 5.1 laat tevens zien dat met een leeftijd van zes weken de jongen het nest verlaten. Vanaf begin juni, wanneer de eerste jongen 4-5 weken oud zijn, moet er tot begin augustus één keer per veertien dagen gecontroleerd worden. Op deze wijze kan 96-100 % van de uitvliegende jongen vastgesteld worden. Tijdens de koloniebezoeken worden onder de nesten eischalen verzameld, waarvan later in het laboratorium de dikte gemeten wordt.

Aangezien de start van de eileg, het uitkomstsucces van de eieren en de sterfte van jongen weerspiegeld worden in het uiteindelijk broedsucces is besloten om alleen over dit laatste en over de koloniegrootte en eischaaldikte jaarlijks gegevens in de Dordtse Biesbosch te verzamelen.

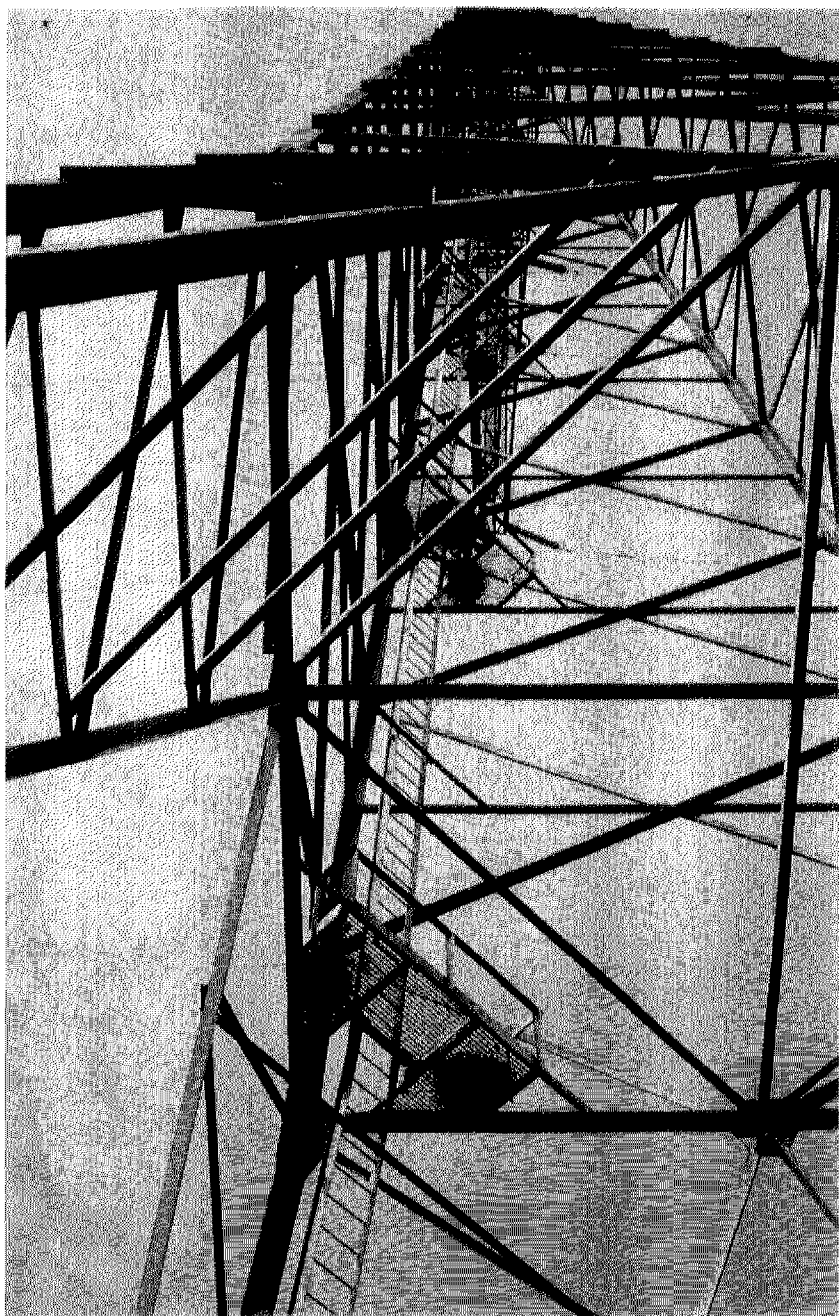


De Aalscholverkolonie op de Ventjagersplaten, die is gevestigd in wilgopslag op de geleidedam (foto: BerL van Hattum).

Naast de kolonie in de Dordtse Biesbosch zijn er sinds 1990 nog twee andere Aalscholver-kolonies in het benedenrivierengebied. De vogels van de kolonie op de Ventjagersplaten bouwen hun nest in wilgopslag op de strekdammen in het water. De tweede kolonie heeft zich in de hoogspanningsmasl in het drinkwaterbekken De Gijster in de Brabantse Biesbosch gevestigd. Vanaf 1991 is de kolonie op de Ventjagersplaten in het monitoringprogramma opgenomen, terwijl in 1992 de kolonie in de Gijster eenmalig bezocht is. De gemiddelde nesthoogte op de Ventjagersplaten is aanzienlijk lager dan in de Dordtse Biesbosch. Het is hier mogelijk om zonder ladder maar met telescoopstok + spiegel ook informatie te verzamelen over de manier waarop het broedsucces tot stand komt.

5.3 Voedselonderzoek

De verontreinigingen, die effect hebben op het broedsucces, worden opgenomen met het voedsel. Aangezien het broedsucces per kolonie gerelateerd is aan de mate van verontreiniging van de foerageergebieden van die kolonie, wordt het merendeel van de verontreinigingen die in de eieren terecht komen waarschijnlijk aan het begin van het broedseizoen opgenomen. De opname van verontreinigingen zal afhankelijk zijn van de samenstelling van het voedsel. Aan dit aspect werd tijdens het onderzoek in de periode 1987 - 1989 slechts weinig aandacht besteed. Zowel



Aalscholvernesten in de hoogspanningsmast in het drinkwaterbekken De Gijster, Brabantse Biesbosch
(foto: Sjoerd Dirksen)

in 1987 als in 1988 waren in de Dordtse Biesbosch weliswaar braakballen verzameld, maar alleen in 1987 was een beperkt aantal braakballen kwalitatief op vissoorten onderzocht.

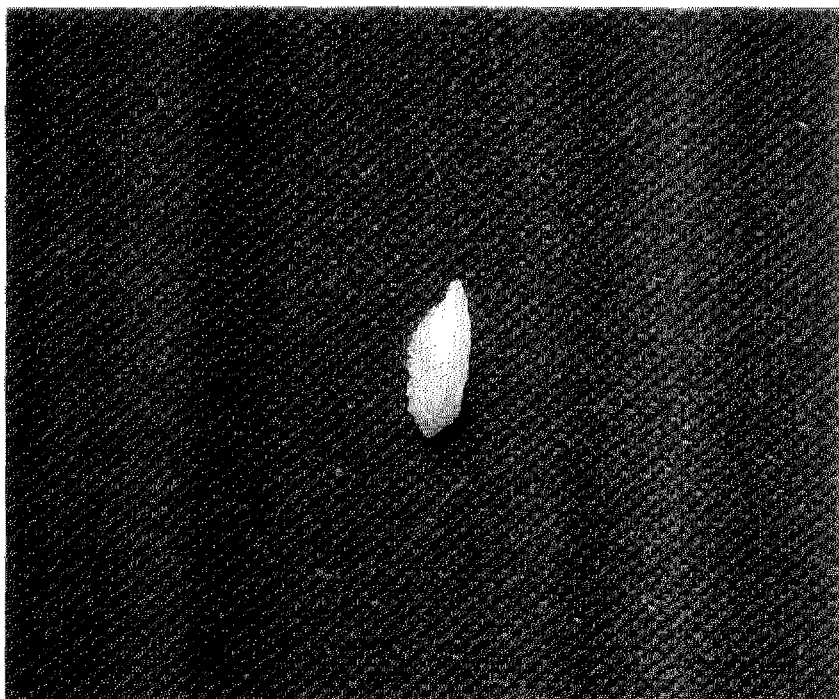
Aalscholvers produceren dagelijks één braakbal. Hiermee verwijderen ze alle onverteerbare delen van het opgenomen voedsel uit hun maag. In de braakballen worden o.a. kieuwdeksels, gehoorbeentjes (otolieten) en keelbeenderen van vissen teruggevonden. Aan de hand van de vorm van de otolieten en de keelbeenderen is het mogelijk de gegeten vissoort te achterhalen. De grootte van de keelbeenderen en de otolieten is gerelateerd aan de grootte van de vis. Wanneer tevens de relatie tussen de lengte en het gewicht van de verschillende vissoorten in het gebied bekend is, kan, door alle otolieten en keelbeenderen in de braakbal te meten, de volgende informatie over de visconsumptie van de voorgaande dag achterhaald worden:

- de gegeten vissoorten;
- de grootte van de gegeten vissen;
- het individuele gewicht van de gegeten vissen;
- de totale visconsumptie.

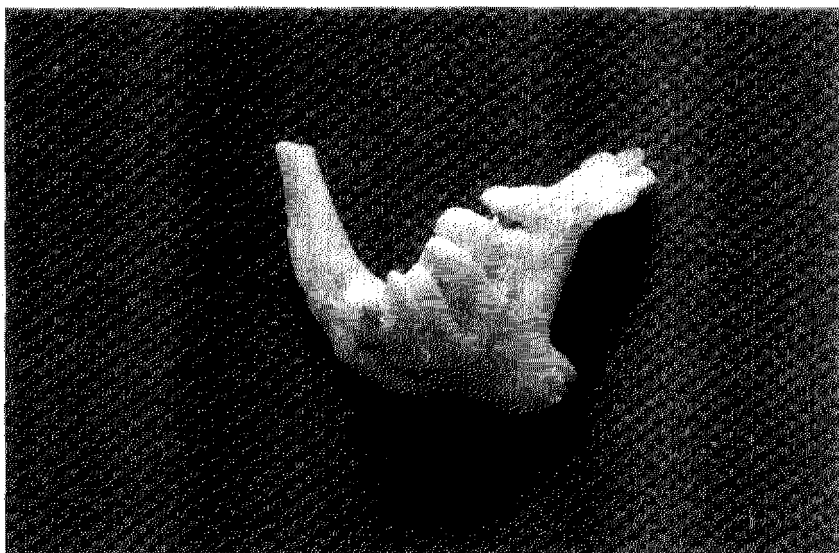
Voedselonderzoek bij Aalscholvers.



1: een braakbal (foto: Sjoerd Dirksen).



(I) otoliet van Baars (foto: Theo Boudewijn).



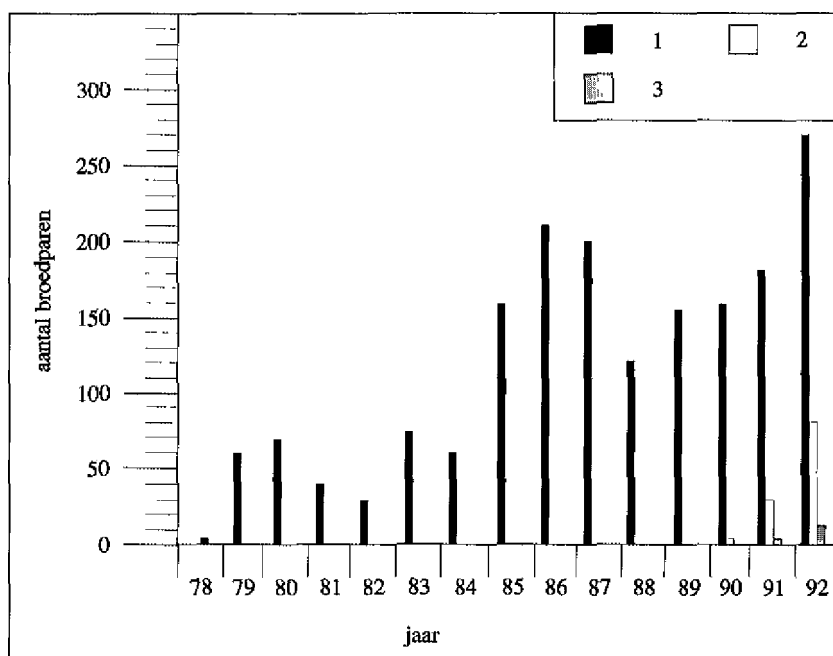
(II) keeltand van Blankvoorn (foto: Theo Boudewijn).

In 1991 zijn in de kolonie op de Ventjagersplaten braakballen verzameld en geanalyseerd. Hieruit kwam naar voren dat de voedselsamenstelling mogelijk van invloed was op het broedsucces. Gezien de veranderingen in het broedsucces in de Dordtse Biesbosch in de periode 1987 - 1991 werd besloten om in 1992 zowel op de Ventjagersplaten als in de Dordtse Biesbosch braakballen te verzamelen en de samenstelling hiervan te vergelijken met die van de braakballen verzameld in 1987 en 1988.

5.4 Resultaten monitoringprogramma

Alleen de belangrijkste onderzoeksresultaten worden hier besproken. Voor een gedetailleerde bespreking van alle resultaten wordt verwezen naar de rapporten van de desbetreffende onderzoeksjaren.

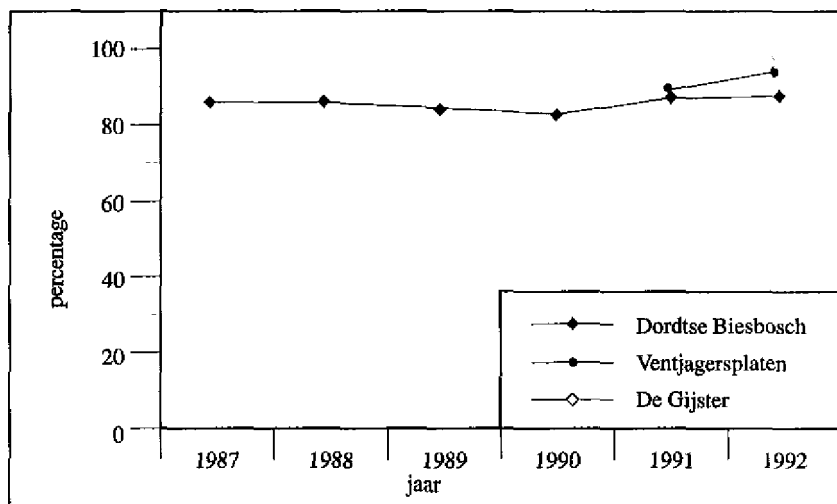
In figuur 5.2 staat de ontwikkeling van de verschillende kolonies in het



Figuur 5.2 Ontwikkeling van het aantal broedparen in de Dordtse Biesbosch (1), Ventjagersplaten (2) en Gijster (3)

benedenrivierengebied weergegeven. Zowel de kolonie in de Dordtse Biesbosch als op de Ventjagersplaten zijn in de onderzoeksperiode sterk gegroeid tot resp. 288 en 82 nesten, terwijl in 1992 in De Gijster 12 paren broedden.

Figuur 5.3 geeft de gemiddelde eischaaldikte weer als index van de gemiddelde eischaaldikte van eieren uit museumcollecties verzameld in de

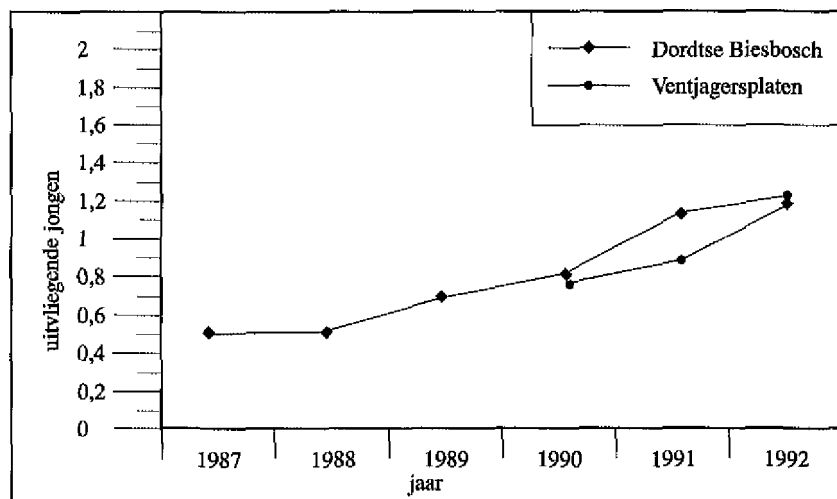


Figuur 5.3 Verloop van de gemiddelde eischaaldikte in de tijd in de verschillende kolonies. Hierbij is de dikte van museummateriaal op 100% gesteld.

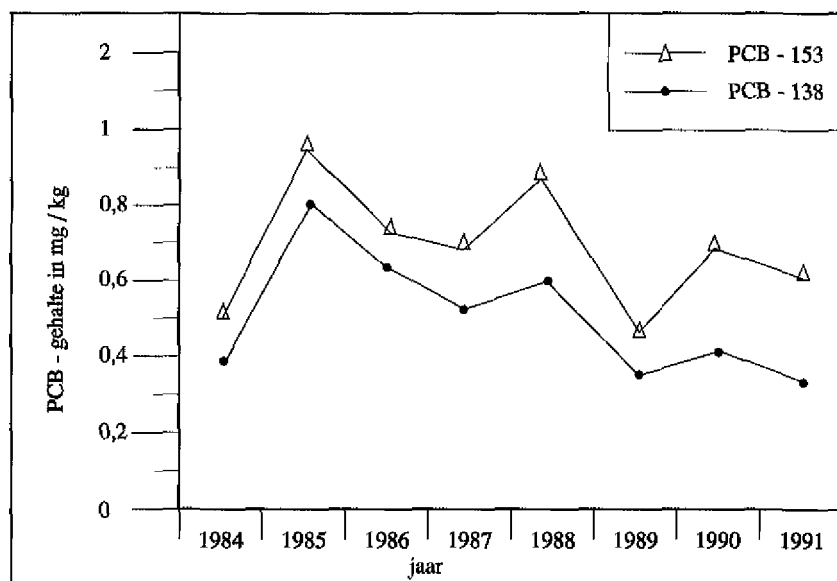
periode 1906-1937. De eischaaldikte in de Dordtse Biesbosch is in de loop der jaren nauwelijks veranderd. In de twee andere kolonies zijn de eischalen in 1992 gemiddeld dikker dan in de Dordtse Biesbosch. In deze laatste kolonie speelt de dikte van de eischalen een rol bij het broedsucces (zie hoofdstuk 3); de eischalen van eieren, die wel uitkomen, zijn significant dikker dan die van eieren die niet uitkomen. Op de Ventjagersplaten is geen verschil tussen deze categorieën geconstateerd. In deze kolonie, die zeer open gelegen is, gaan in tegenstelling tot in de Dordtse Biesbosch regelmatig nesten verloren door het omwaaien van bomen of doordat nesten uit de boom waaien.

Het broedsucces in de Dordtse Biesbosch is in de periode 1987-1992 gestegen van 0,53 naar 1,2 jong per legsel (figuur 5.4). Toch ligt dit nog steeds beneden het broedsucces in relatief schone kolonies, dat 1,8 - 2,2 jong per legsel bedraagt (Boudewijn et al. 1989, Dirksen et al. 1989). Het broedsucces op de Ventjagersplaten lag in 1990 en 1991 weliswaar lager dan in de Dordtse Biesbosch, maar bereikte in 1992 een vergelijkbaar niveau. Wel is er een duidelijk verschil in de manier waarop dit broedsucces tot stand komt. In de Dordtse Biesbosch vindt vooral sterfte plaats in de eifase, terwijl op de Ventjagersplaten vooral verliezen in de jongenfase optreden. Zo worden er regelmatig dode jongen van 3 weken en ouder gevonden. Vermoedelijk is de al eerder genoemde open ligging van de kolonie op de Ventjagersplaten hiervoor verantwoordelijk. Wind en regen kunnen hier in het jongenstadium belangrijke verliezen veroorzaken.

Het geleidelijk verbeterende broedsucces in de Dordtse Biesbosch is



Figuur 5 4 Ontwikkeling van het broedsucces (uitvliegende jongen per legsel) van Aalscholvers in het benedenrivierengebied in de periode 1987 - 1992



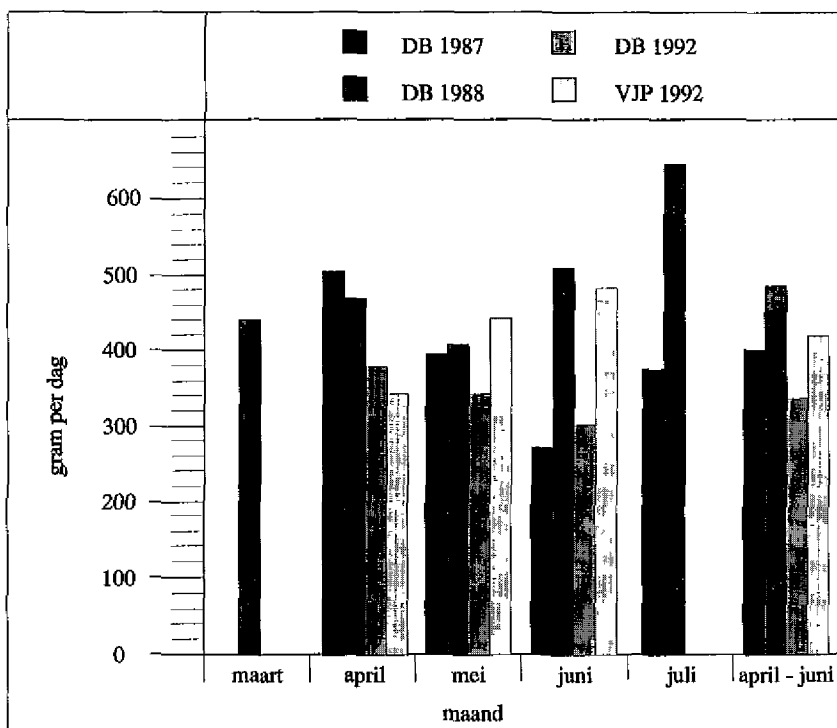
Figuur 5 5 Ontwikkeling van het PCB - gehalte in mg/kg versgewicht in Aal afkomstig uit het Hollandsch Diep (bron: Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, 1992)

niet direct verklaarbaar. De waterkwaliteit in het benedenrivierengebied ontwikkelt zich weliswaar in positieve zin, maar deze verbetering vindt slechts zeer langzaam plaats. Ook de belasting van de prooi-soorten lijkt niet sterk te veranderen. In Aal uit het benedenrivierengebied worden

jaarlijks de gehalten van een aantal PCB-congeneren bepaald. Hieruit ontstaat een wisselend beeld. In figuur 5.5 wordt van 2 PCB's de ontwikkeling weergegeven.

5.5 Relatie voedsel-broedsucces

Eén van de factoren, die van invloed kunnen zijn op het broedsucces, is de beschikbaarheid van voedsel. De analyse van de braakballen geeft in eerste instantie de indruk dat de voedselsituatie voor de Aalscholver in de periode 1987-1992 niet in gunstige zin is veranderd. In figuur 5.6 staat de berekende gemiddelde visconsumptie per dag per Aalscholver weergegeven. De visconsumptie ligt in 1988 in alle maanden significant hoger dan in 1992 in de Dordtse Biesbosch, terwijl de visconsumptie in 1987 eveneens hoger of op een vergelijkbaar niveau ligt. Het is dus niet erg waarschijnlijk dat in 1987 en 1988 voedseltekort verantwoordelijk was voor het lage broedsucces in de Dordtse Biesbosch. Bovendien is door Voslamber (1988) berekend dat een Aalscholver in het broedseizoen zo'n 360 gram vis per dag nodig heeft, terwijl in 1982 de Aalscholvers uit

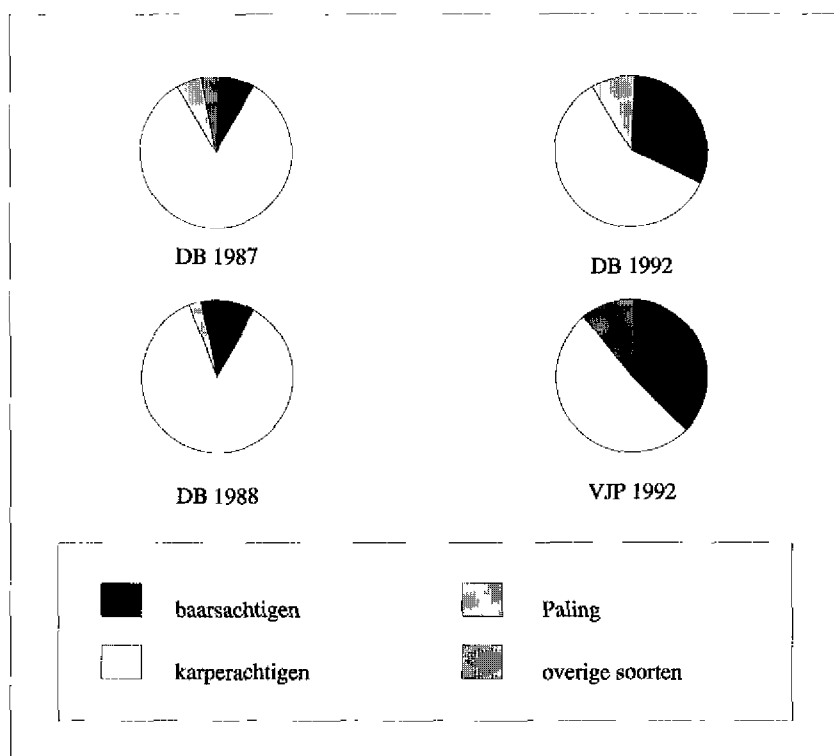


Figuur 5.6 Gemiddelde visconsumptie per dag in de Dordtse Biesbosch (DB) en op de Ventjagersplaten (VJP)

de Oostvaardersplassen bij een dagelijkse visconsumptie van 329 gram nog 2,5 jong/paar produceerden (Van Eerden et al. 1991).

5.6 Samenstelling voedsel

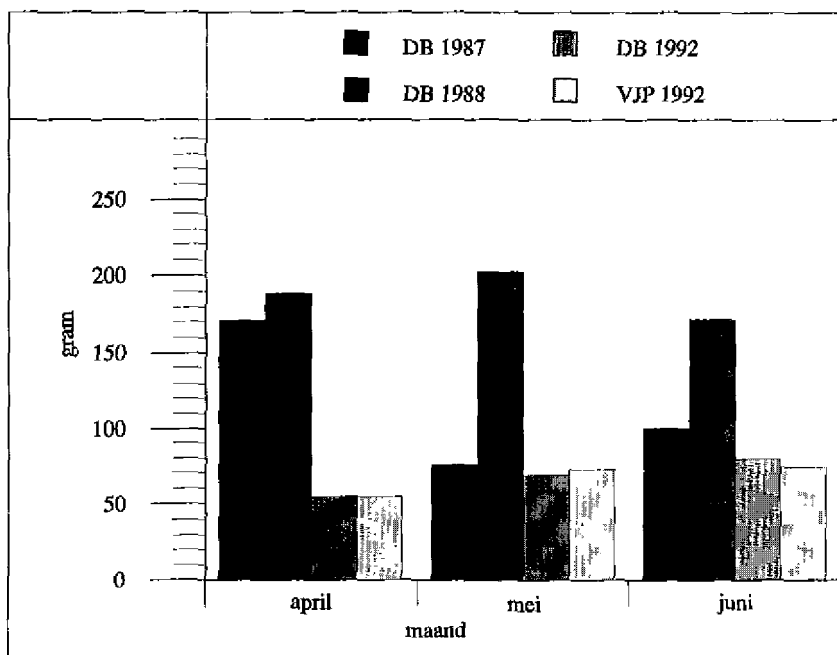
Wanneer er naar de samenstelling van het voedsel wordt gekeken bestaan er duidelijke verschillen tussen 1987 en 1988 enerzijds en 1992 anderzijds (figuur 5.7). In de eerste twee jaren bestaat het voedsel voor 90 %



Figuur 5.7 Gemiddelde samenstelling op gewichtsbasis van het voedsel van de Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch (DB) en Ventjagersplaten (VJP)

uit karperachtigen, met name Blankvoorn, maar in 1992 is dit afgenomen tot 50-60 %, terwijl het aandeel baarsachtigen (Baars, Snoekbaars en Pos) gestegen is tot ruim 30 %. Naast een wijziging in de samenstelling van het voedsel is er nog een belangrijke verandering te constateren. In 1988 was het gemiddelde prooigewicht van de gegeten vissen twee keer zo hoog als in 1992 (figuur 5.8). In 1987 was alleen in april het gemiddelde prooigewicht duidelijk hoger dan in 1992.

In 1992 is het broedsucces in de Dordtse Biesbosch weliswaar verbeterd, maar nog steeds levert 30 % van de legfels geen uitvliegende jongen op.



Figuur 5.8 Gemiddelde prooigrootte in de Dordtse Biesbosch (DB) en op de Ventjagersplaten (VJP)

Wanneer in april, de periode van de eileg, de gemiddelde voedselsamenstelling van vogels, die geen jongen grootbrengen, wordt vergeleken met die van vogels die wel jongen grootbrengen, is er een duidelijk verschil waarneembaar. Het voedsel van de eerste groep bestaat in april voor ruim 80 % uit karperachtigen en voor minder dan 20 % uit baarsachtigen, terwijl het voedsel van de tweede groep voor bijna 60 % uit karperachtigen en voor ruim 40 % uit baarsachtigen bestaat.

Vergelijking van de voedselsamenstelling tussen jaren laat dus zien dat het eten van veel karperachtigen samengaat met een laag broedsucces. Ook binnen één broedseizoen hebben vogels met veel karperachtigen in het voedsel een slechter broedsucces dan vogels met een lager aandeel karperachtigen in het voedsel. Het eten van karperachtigen lijkt een negatief effect op het broedsucces van de Aalscholver te hebben. Het ligt voor de hand om na te gaan of er verschillen zijn in de mate van belasting van de verschillende vissoorten met verontreinigingen. In tabel 5.1 staat voor verschillende vissoorten de belasting met PCB's weergegeven, waarbij voor Blankvoorn en Baars onderscheid is gemaakt tussen verschillende grootteklassen. Snoekbaars heeft de laagste belasting en Aal de hoogste. Grote Baars heeft een hogere belasting dan grote Blankvoorn, terwijl kleine Baars een lagere belasting heeft dan kleine Blankvoorn.

soort	leeftijd in jaar	Nieuwe Merwede 1) 1992	Hollandsch Diep oost 2) 1990
Blankvoorn	1	203,5	199,4
	2	308	167
	3	286,9	
	>3	280,1	109,8 - 342,8
Baars	1	118,2	
	2	410	
Snoekbaars		-	90,7
Aal		706,4	1764

1) = Van Hattum et al 1992, 2) = gegevens J Hendriks, RIZA

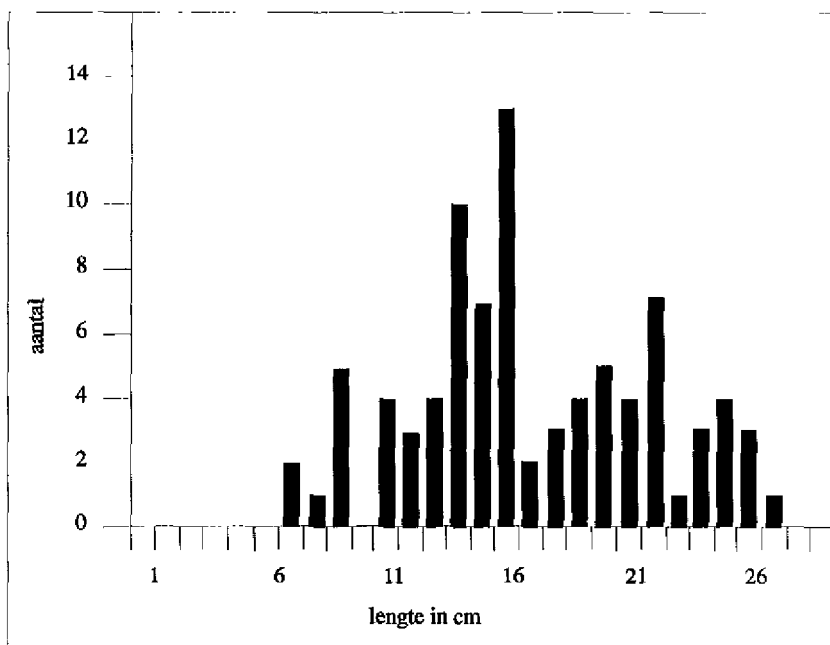
Tabel 5.1 Gehalten van $\Sigma 7$ PCB's in $\mu\text{g/kg}$ versgewicht in de verschillende vissoorten in het benedenrivierengebied, waarbij onderscheid gemaakt is tussen jaarklassen

Voor beide laatste soorten geldt dat kleine vis een lagere belasting heeft dan grote vis.

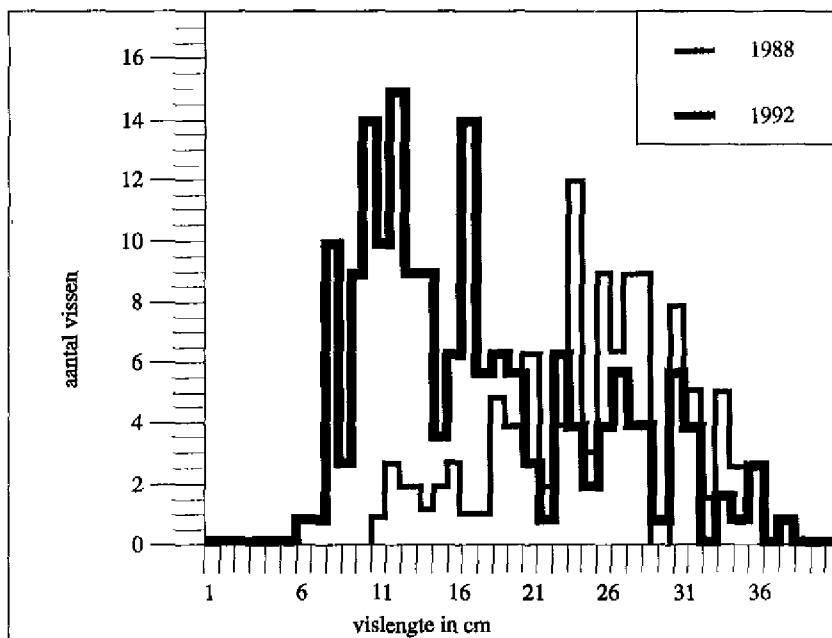
5.7 Grootte geconsumeerde vis

Een aanzienlijk deel van de Baars, die in 1992 gegeten is, kan tot de kleine Baars (<18 cm) gerekend worden (figuur 5.9). Vergelijking met 1987 en 1988 is echter niet goed mogelijk, omdat in deze jaren nauwelijks Baars gegeten is. Voor de Blankvoorn kan wel een vergelijking tussen jaren gemaakt worden. Figuur 5.10 geeft de frequentieverdeling van de in april 1988 en 1992 geconsumeerde Blankvoorns. De maand april is genomen omdat in deze periode het merendeel van de eieren aangemaakt en gelegd wordt. In 1992 is het aandeel kleine Blankvoorns belangrijk toegenomen. De gemiddelde visgrootte is afgenomen van 26 cm in 1988 naar 12 cm in 1992.

De verschuiving in de voedselsamenstelling en prooigrootte gaat samen met een verbetering in het broedsucces. Tabel 5.1 liet zien dat de belasting met verontreinigingen van zowel kleine Blankvoorns als van kleine Baars per kg lager is dan van grote Blankvoorns. Een lager aandeel van de laatstgenoemde groep in het voedsel resulteert in een verminderde opname van verontreinigingen per kilo opgenomen voedsel. Dit gaat samen met een verbeterd broedsucces in de Dordtse Biesbosch. De verbetering



Figuur 5.9 Lengte - frequentieverdeling van Baarzen gegeten door Aalscholvers in april 1992 in de Dordtse Biesbosch.

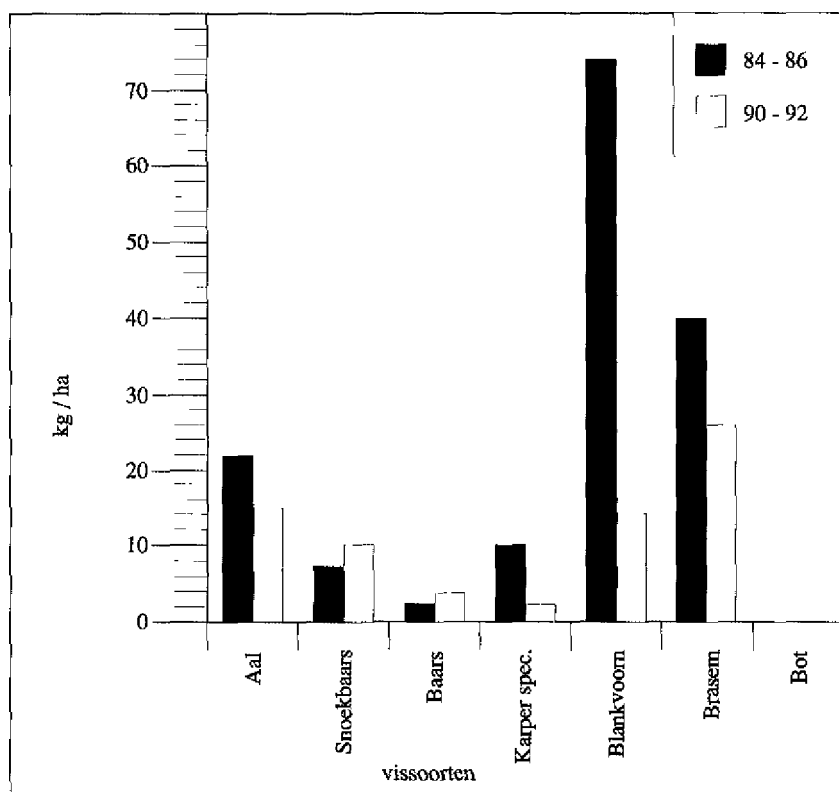


Figuur 5.10 Lengte - frequentieverdeling van Blankvoorns gegeten door Aalscholvers in april 1988 en 1992 in de Dordtse Biesbosch.

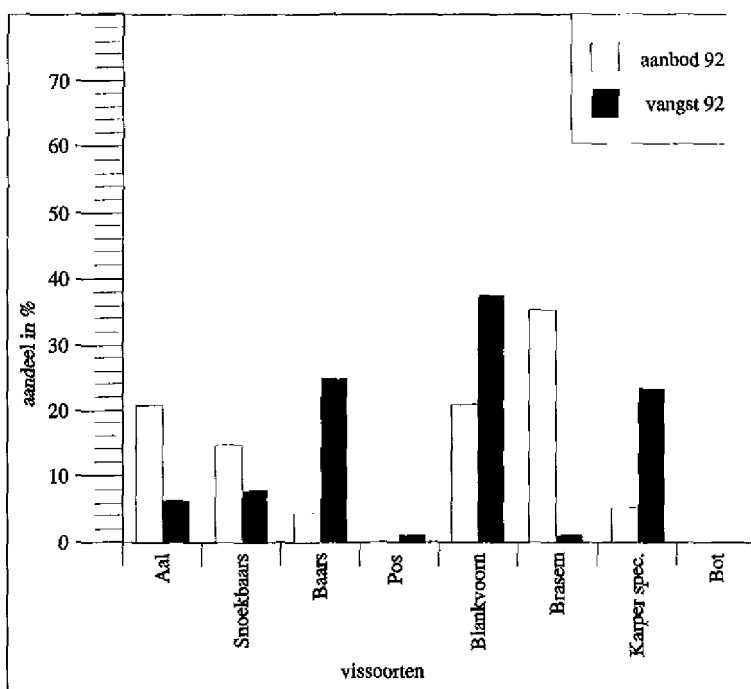
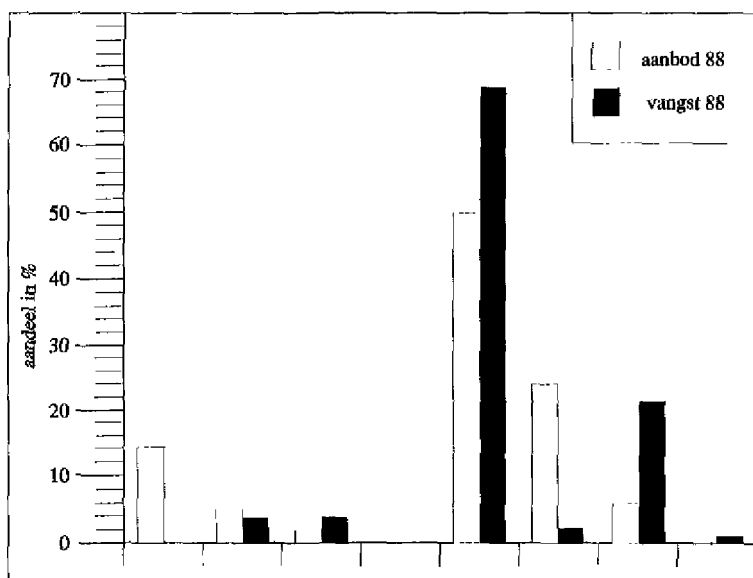
van het broedsucces lijkt dus niet zozeer veroorzaakt te worden door een verbetering in de waterkwaliteit of een lagere belasting van de verschillende prooi-soorten, maar door een verschuiving in de samenstelling van het voedsel.

5.8 Verandering visaanbod

Waardoor wordt de verandering in voedselsamenstelling nu veroorzaakt? Er kan zowel sprake zijn van een verandering in de voedselselectie door de Aalscholver als van een verandering in het visaanbod, maar ook een combinatie van beide is mogelijk. Ongeveer de helft van de Aalscholvers uit de Dordtse Biesbosch foerageert in het Hollandsch Diep. Uit dit gebied zijn visstandgegevens beschikbaar uit de periode 1972-1986 en uit 1990-1992 (Wiegerinck & Heessen 1988, ongepubliceerde gegevens RIVO). Wanneer de gegevens uit 1984-1986 vergeleken worden met de gegevens uit de periode 1990-1992, blijken er aanzienlijke veranderingen



Figuur 5.11 Voor Aalscholvers in het Hollandsch Diep beschikbare visbiomassa in kg/ha in de periode 1984 - 1986 en 1990 - 1992



Figuur 5.12 Aandeel van de verschillende vissoorten in het voor Aalscholvers beschikbare aanbod in het Hollandsch Diep en het werkelijke aandeel op gewichtsbasis in het voedsel.

in de visstand te zijn opgetreden. In figuur 5.11 is voor beide perioden voor de belangrijkste vissoorten de berekende biomassa per ha weergegeven. Hierbij zijn de vissen, die vanwege hun grootte niet meer door Aalscholvers worden gegeten, buiten beschouwing gelaten. Snoekbaars en Baars blijken iets te zijn toegenomen, maar Blankvoorn, Brasem, Aal en overige karperachtigen zijn duidelijk achteruitgegaan. De voor Aalscholvers beschikbare biomassa is afgenomen van 155 kg/ha naar 71 kg/ha. Wanneer de Brasem, die slechts weinig door de Aalscholver wordt gegeten, buiten beschouwing wordt gelaten, is er zelfs sprake van een achteruitgang van 60 %: van 116 naar 46 kg/ha. De verminderde beschikbaarheid van vis in het Hollandsch Diep wordt ook weerspiegeld in de lagere gemiddelde visconsumptie per dag in 1992 in vergelijking met 1988 (zie figuur 5.6). Figuur 5.12 laat zien dat zowel het aandeel van de verschillende vissoorten in het voedselaanbod in het Hollandsch Diep als het aandeel in de voedselsamenstelling van de Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch gewijzigd is. De Blankvoorn is in 1992 weliswaar nog steeds de belangrijkste prooi-soort, maar ten opzichte van 1988 is het aandeel van de Baars in het voedsel aanzienlijk toegenomen. Er heeft dus niet alleen een verandering in het visaanbod plaatsgevonden, maar ook de voedselselectie van de Aalscholvers is veranderd.

5.9 Verontreinigingen in eieren

Een verminderde opname van verontreinigingen door veranderingen in de voedselsamenstelling lijkt verantwoordelijk te zijn voor het toegenomen broedsucces van de Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch. Dit wordt echter slechts ten dele weerspiegeld in de gehalten van verontreinigingen in de eieren. In 1987 en 1988, en opnieuw in 1992 zijn in de Dordtse Bies-

	1987+1988	1992
Σ6 PCB's	21,4	20,4
p,p'-DDE	5,28	1,92

Tabel 5.2 Gemiddelde concentratie van Σ6 PCB's en p,p'-DDE in mg/kg versgewicht in aalscholvereieren verzameld in 1987+88 en 1992 (Van Schaick & De Voogt 1989, De Voogt & Van Schaick 1990, Van Hattum et al. 1993)

bosch enkele eieren verzameld voor chemische analyse. In tabel 5.2 staan de resultaten van de analyse op Σ6 PCB's en p,p'-DDE weergegeven. De gemiddelde Σ6 PCB's ligt in 1992 weliswaar iets lager dan in 1988, maar dit verschilt niet significant (Van Hattum et al. 1993). De individuele PCB-congeneren geven een tegenstrijdig beeld. De lager gechlo-

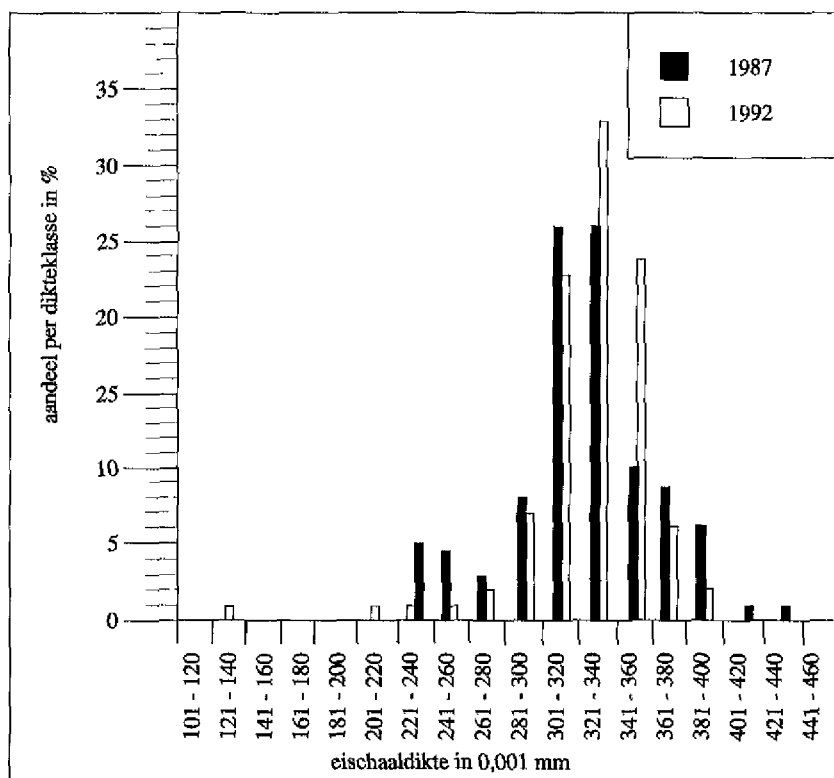
reerde PCB's zijn wel in concentratie afgenomen, maar de twee hoogst gechloroerde congenen, PCB-153 en PCB-180, zijn in concentratie gelijk gebleven of toegenomen. In hoofdstuk 3 is reeds naar voren gekomen dat de giftigheid van de verschillende PCB-congeneren sterk afhankelijk is van de chemische structuur, zodat gehalten van individuele congenen niet zonder meer bij elkaar opgeteld kunnen worden. Voorlopig lijken de gehalten ook in 1992 nog op een dergelijk niveau te liggen, dat biochemische effecten bij de jonge Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch kunnen blijven optreden (Van Hattum et al. 1993).

Het gemiddelde p,p'-DDE gehalte in de eieren is wel afgenomen. Bij de Aalscholver bestaat een duidelijk negatief verband tussen het p,p'-DDE gehalte in de eieren en de eischaaldikte (Koeman et al. 1972, Dirksen et al. 1995). In 1987 ging 25 % van de eieren waarschijnlijk vooral door breuk verloren voordat de broedtijd verstreken was. Deze eieren waren significant dunner dan eieren die wel de broedtijd volbrachten. Dit geeft aan dat de eischaaldikte en dus indirect het p,p'-DDE-gehalte in eieren, van invloed is op het uiteindelijke broedsucces. In 1992 zijn geen gegevens verzameld over het vroegtijdig verlies van eieren door breuk. Wanneer echter de frequentieverdelingen van de eischaaldikte in 1987 en 1992 met elkaar vergeleken worden (figuur 5.13), blijken de gemiddelden, resp. 0,324 en 0,327 mm, nauwelijks te verschillen, maar de frequentieverdeling van 1992 is iets naar rechts verschoven ten opzichte van de verdeling in 1987. Bovendien is de verdeling van 1992 steiler, doordat het aandeel van zowel extreem dunne als van extreem dikke eischalen is afgenomen. De afname van het gemiddelde gehalte van p,p'-DDE in de eieren gaat samen met een afname van het percentage eieren waarvan de schaaldikte 80 % of minder bedraagt dan de eischaaldikte van referentiemateriaal uit musea.

5.10 Conclusies

Uit de verzamelde veldgegevens komt naar voren dat er in de afgelopen 10 jaar duidelijke veranderingen in de visstand in het benedenrivierengebied hebben plaatsgevonden. Indirect leiden deze veranderingen er toe dat de opname van verontreinigingen door Aalscholvers in het benedenrivierengebied verminderd lijkt te zijn. Dit gaat samen met een duidelijke verbetering van het broedsucces, hoewel dit nog steeds beneden het broedsucces in schone kolonies ligt. De afname van de concentratie p,p'-DDE in de eieren lijkt in ieder geval bij te hebben gedragen aan de verbetering van het broedsucces van de Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch. Een nadere analyse van de gecombineerde veld- en laboratoriumgegevens zal moeten uitwijzen of ook een verminderde opname van PCB's van invloed is geweest op de verbetering van het broedsucces.

Uit het monitoringonderzoek in de periode 1990-1992 kunnen de vol-



Figuur 5.13 Frequentie verdeling van de eischaaldikte in 1987 en 1992 in de Dordtse Biesbosch

gende conclusies getrokken worden:

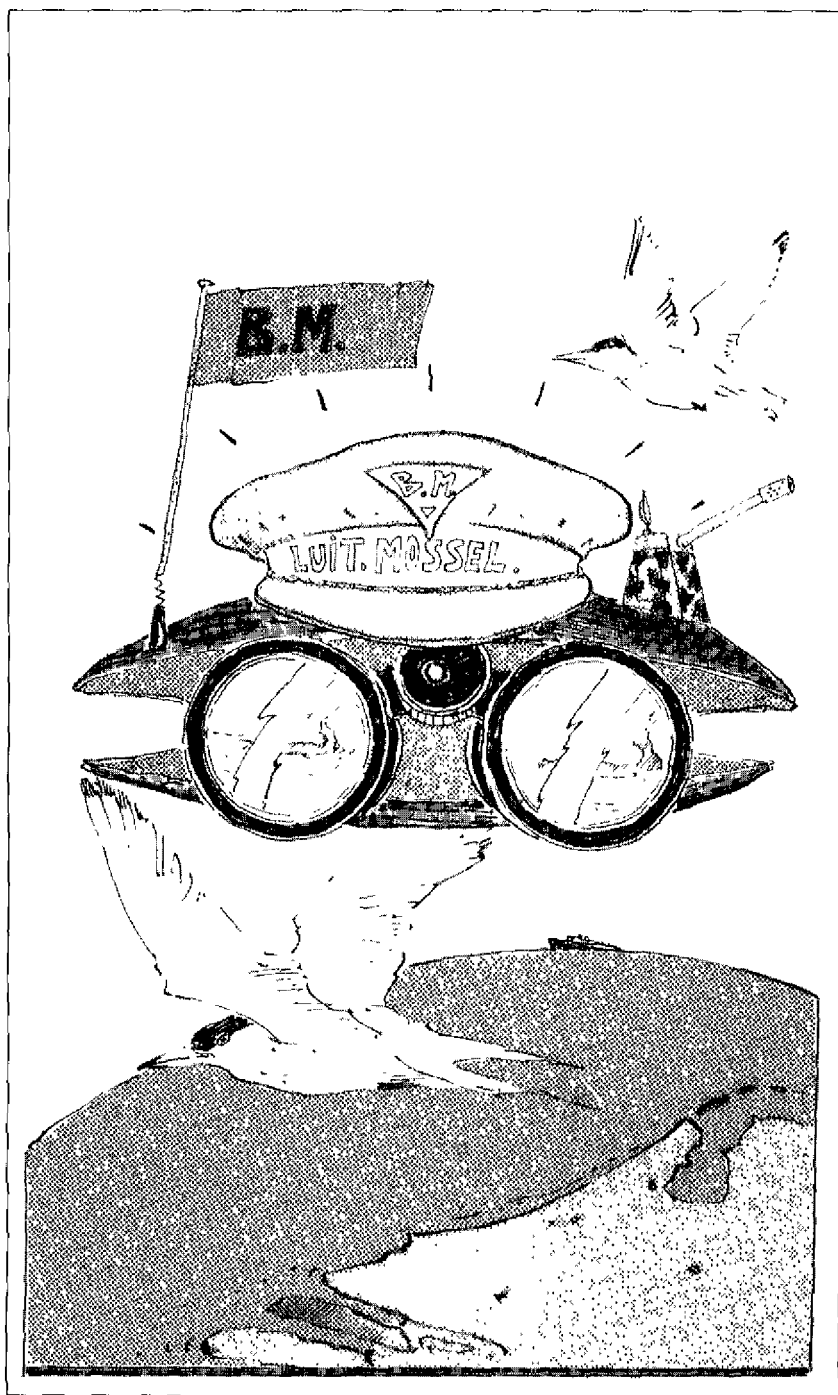
- 1) Het broedsucces van de Aalscholvers in het benedenrivierengebied is ten op zichte van de situatie in 1987 duidelijk verbeterd, maar ligt nog steeds beneden het broedsucces van Aalscholvers in relatief schone gebieden.
- 2) Het toegenomen broedsucces wordt waarschijnlijk niet veroorzaakt door een sterk verbeterde waterkwaliteit of een geringere belasting van de prooidieren met verontreinigingen.
- 3) De verbetering van het broedsucces wordt vermoedelijk veroorzaakt door een verandering van de samenstelling van het voedsel. Vergroting van het aandeel baarsachtigen en het aandeel kleine karperachtigen ten koste van het aandeel grote karperachtigen lijkt de belasting met verontreinigingen per kg opgenomen voedsel verminderd te hebben. Dit wordt weerspiegeld in de lagere p,p'-DDE concentratie in de eieren verzameld in 1992 ten opzichte van eieren verzameld in 1987 en 1988
- 4) Om de Aalscholver als monitoringsoort voor de kwaliteitsontwikkeling

van het aquatisch ecosysteem te kunnen gebruiken, dienen ook eventuele veranderingen in de samenstelling van het voedsel onderzocht te worden.

- 5) De huidige opzet van het monitoring-programma geeft niet alleen inzicht in veranderingen in het optreden van effecten van verontreinigingen. Tevens wordt informatie verkregen over ontwikkelingen in het aquatisch ecosysteem, die van invloed zijn op het optreden van effecten van verontreinigingen.

5.11 Dankwoord

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland. We willen vooral Marieke Ohm bedanken voor haar bijdragen aan de opzet en uitvoering van het onderzoek. Zowel bij het veld- als het laboratoriumwerk is assistentie verleend door medewerkers van de Veldmeetdienst van Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland. Hierbij moeten speciaal Machiel van Wouwe en Joop Tempelaars genoemd worden. Ook mevrouw de Planque-Schram, Vogelbescherming en NBLF-Zuid-Holland zijn we zeer erkentelijk voor hun toestemming om in hun gebieden onderzoek te mogen doen.



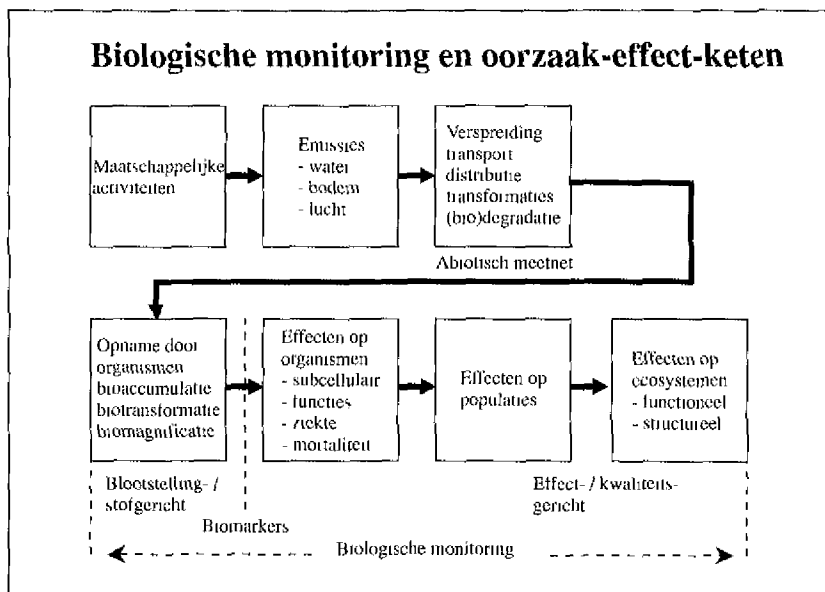
Dieren en planten worden in toenemende mate ingezet om informatie te verschaffen over de kwaliteit van het milieu. Bekende voorbeelden van biologische monitoring zijn ondermeer de jaarlijkse opnames van de vitaliteit van de Nederlandse bossen, als indicator voor de effectiviteit van beleid gericht op het terugdringen van zure regen, en de landelijke inventarisaties van flora en fauna (o.a. SOVON, 1987; Tax, 1989; Broekhuizen et al., 1992). Minder mensen zullen zich ervan bewust zijn dat bij de bewaking van de waterkwaliteit van de grote rivieren tegenwoordig ook gebruik gemaakt wordt van Driehoeksmosselen, vissen en waternlooien in speciaal ontwikkelde bioalarmsystemen.

Het kunnen beschikken over betrouwbare gegevens over de toestand en kwaliteit van het milieu is van vitaal belang voor de onderbouwing en bijsturing van het milieubeheer. Dergelijke informatie is eveneens van groot belang voor evaluatie van de effectiviteit van beleidsmaatregelen. Tot ongeveer het eind der zeventiger jaren werd de hiervoor benodigde informatie voornamelijk ontleend aan de meer traditionele meetnetten van fysische en chemische parameters in abiotische compartimenten (water, bodem, lucht). Tegenwoordig valt biologische monitoring niet meer weg te denken en wordt in tal van regionale, nationale en internationale milieuprogramma's uitgebreid aandacht besteed aan biologische monitoring. Ook in het milieumeetnet van de Nederlandse rijkswateren heeft biologische monitoring inmiddels een belangrijke positie verworven (Werkgroep Biologische Monitoring, 1991; Adriaanse et al. 1992 Zandee & Herwig 1990).

Biologische monitoring (BM) kan in brede zin gedefinieerd worden als het verzamelen van in ruimte en/of tijd gespreide (meet)gegevens over organismen, populaties, gemeenschappen of ecosystemen met als doel het verkrijgen van informatie over de toestand en kwaliteit van het milieu. Het onderzoeksveld bestrijkt organismen van vrijwel alle trofische niveaus in zowel terrestrische- als aquatische systemen en wordt gekenmerkt door tal van verschillende benaderingswijzen. In deze bijdrage zal vooral ingegaan worden op de toepassing van biologische monitoring bij de studie van microverontreinigingen in aquatische systemen en hoe het in de voorgaande hoofdstukken beschreven vogelonderzoek daarbinnen geplaatst kan worden.

6.1 Oorzaak-effect keten

Voor een goed begrip van de verschillende vormen van biologische monitoring en de positie ten opzichte van andere vormen van milieumonitoring is in figuur 6.1 de oorzaak-effect keten van milieuverontreinigende stof-



Figuur 6.1 Oorzaak-effect keten van milieuverontreinigende stoffen en de positie van de verschillende vormen van biologische monitoring

fen weergegeven. Contaminanten, vrijgekomen bij maatschappelijke activiteiten, verdelen zich na verspreiding en transport over de belangrijkste compartimenten water, zwevend materiaal, bodem en lucht onder invloed van fysisch-chemische processen, zoals sorptie, partitie en verdamping. Tegelijkertijd ondergaan veel stoffen transformatie- of degradatie processen, zoals hydrolyse, fotolyse, redox-reacties, of biodegradatie onder invloed van microorganismen. Zware metalen en hydrofobe organische verbindingen zijn in watersystemen vaak sterk gebonden aan zwevend materiaal en opgelost organisch materiaal (humuszuren). Meestal is slechts een beperkt deel van de stoffen aanwezig in niet-gecomplexeerde en vrij opgeloste vorm en beschikbaar voor opname door organismen. Afhankelijk van soort- en stofspecifieke toxicokinetische eigenschappen kunnen biologisch beschikbare stoffen geaccumuleerd worden, of door biomagnificatie worden doorgegeven in voedselketens. Onder invloed van biotransformatie kunnen stoffen omgezet worden in onschadelijke of toxische metabolieten. Niet-omgezette stoffen of biologisch actieve metabolieten kunnen leiden tot de inductie van effecten op subcellulair- of

orgaan-niveau (b.v. enzymatische- of hormonale verstoringen), die al dan niet aanleiding kunnen geven tot duidelijk waarneembare functie-stoornissen, morfologische afwijkingen, ziekte of mortaliteit in individuele organismen. Nauwelijks waarneembare sublethale effecten op orgaan-niveau kunnen soms leiden tot effecten op populatieniveau en aanleiding geven tot structurele en functionele effecten op ecosystemen (b.v. soortendiversiteit, koolstofkringloop, nutriëntencycli). De oorzaak-effect-keten bestaat dus uit een aaneenschakeling van complexe, vaak simultaan verlopende, fysisch-chemische en biologische processen en interacties, waarvan de mechanismen en dynamiek vaak niet goed bekend zijn. Het grote belang van biologische monitoring is gelegen in het feit, dat hiermee een indruk verkregen kan worden van opname en effecten van stoffen, zonder dat alle abiotische en biotische processen volledig

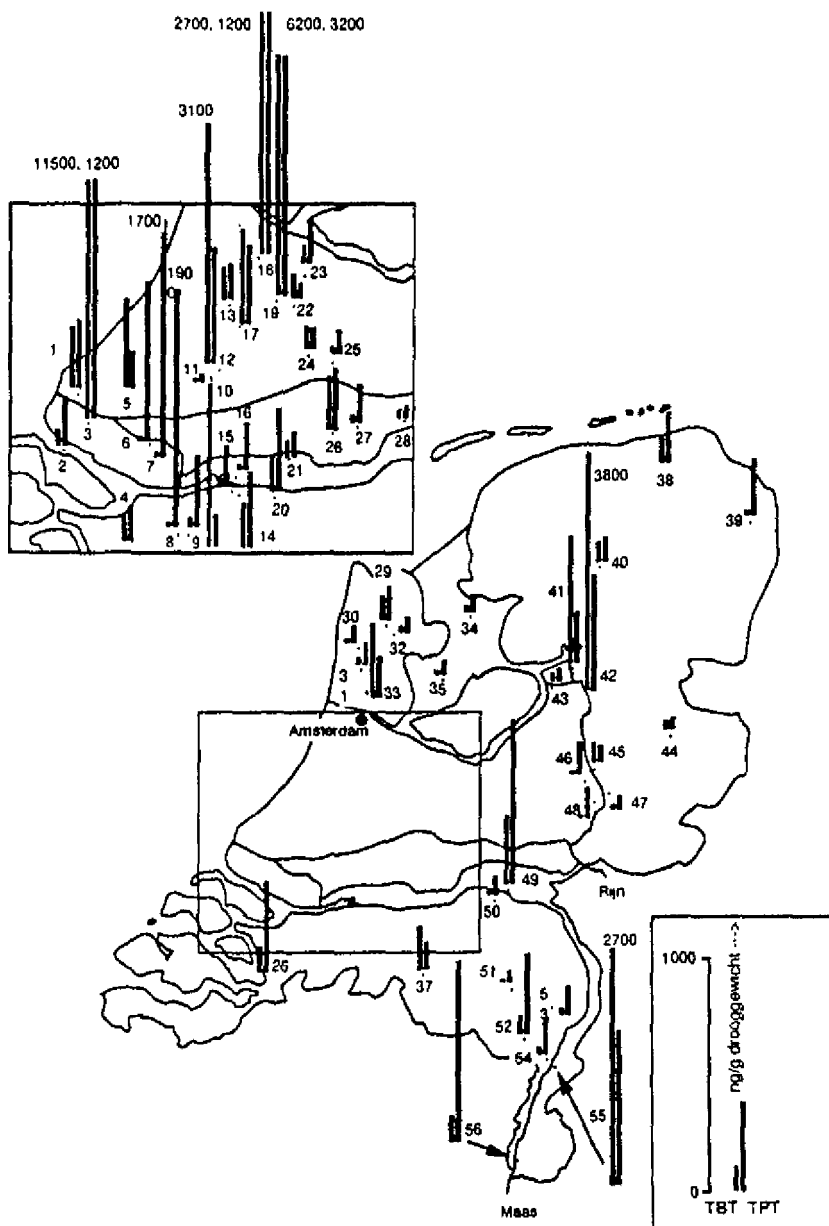
Soort/ omschrijving	Parameter	Gebied	Frequentie	Uitvoering
Stof-, blootstellings- gerichte monitoring - gewone zeemossel - Drieboeksmossel - paling - veenmos transplants - regenwormen	b.v. Cd, Hg, PCB's PCB's, OCB's, Cd PCB's, OCB's metalen, PAK's metalen, PCB's, OCB's	Noordzee Binnenwateren Binnenwateren Zuid-Holland Brabant, uiterwaarden	jaarlijks jaarlijks jaarlijks incidenteel incidenteel	RWS-NZ/RIKZ TNO/RWS-RIZA DLO-RIVO IVM/Prov. ZH DLO-IBN
Effect-, kwaliteits- gerichte monitoring - epiphyten (korstmossen) - flora-, fauna inventarisaties	indicatie van aan-, afwezigheid diversiteit, abundantie biomassa, prim. productie	Nederland Landelijk, regionaal	incidenteel jaarlijks	Provincies, RWS, DLO-IBN Waterschappen DLO-RIVO RWS, TNO
- zeemossel	scope for growth MFO-inductie	Noordzee, Waddenzee	incidenteel	
- zeehond	populatie-omvang reproductie	Waddenzee	jaarlijks	DLO-IBN
- bioalarmssystemen		Rijn, Maas	continue	Drinkwater- bedrijven, RIZA, RIVM TNO, KEMA
* goudwinde * daphnia	rheotaxis overleving, beweging klepbeweging			
* Drieboeksmossel - Ames-test XAD- extracten - muggelarven	mutageniteit kaakafwijkingen, biomassa soorten- samenstelling	Rijn, Maas rijkswateren	>1x per jaar periodiek	Deltaconsult RIZA, RIVM RWS-RIZA

Tabel 6.1 Enkele voorbeelden van biologische monitoring

opgehelderd behoeven te zijn (Phillips 1980; Hellawell, 1986) en dat de resultaten van biologische monitoring programma's gebruikt kunnen worden voor de opstelling en validering van oorzaak-effect modellen. Naar analogie met de humane toxicologie kunnen bij biologische monitoring enerzijds stof- of blootstellingsgerichte en anderzijds effect- of kwaliteitsgerichte parameters worden onderscheiden. In Tabel 6.1 zijn enkele voorbeelden van Nederlandse monitoringsprogramma's weergegeven.

6.2 Stof- , blootstellingsgerichte benadering

Bij de stofgerichte benadering wordt in het mariene milieu vooral gebruik gemaakt van de Gewone zeemossel en andere schelpdieren. De meest bekende voorbeelden zijn onder meer de musselwatch meetnetten in de Noord Amerikaanse wateren (Seranico et al., 1993) en de Noordzee (Vink et al., 1990). Voorafgaand aan de toepassing van de mossel, zijn talrijke toxicokinetische studies verricht in het laboratorium en onder gecontroleerde omstandigheden in het veld (zie b.v. Phillips, 1980). Op grond hiervan is voor veel verschillende stoffen een redelijk inzicht verkregen in de relaties tussen biologisch beschikbare gehalten in het mariene milieu, de weefselgehalten van contaminanten in mosselen en de invloed van omgevings- en biologische factoren op de variabiliteit van veldgehalten (b.v. invloed van seizoen, temperatuur, leeftijd, biomassa, reproductiestatus). Door de grote invloed van biologische factoren wordt in dit type onderzoek meestal een standaardisatie naar specifieke lengte- of jaarklassen toegepast (Phillips, 1980; Van der Valk et al. 1989a) of wordt gebruik gemaakt van getransplanteerde organismen, afkomstig van een referentielocatie, die onder identieke omstandigheden gedurende een vastgestelde periode op de onderzoekslocaties worden blootgesteld (Marquenie et al., 1985; Jones et al., 1989; Van der Valk et al. 1989b; Otte, 1991). In dit geval wordt gesproken van actieve biologische monitoring. Dit ter onderscheid van passieve biologische monitoring, waar voornamelijk wordt gewerkt met ter plekke aanwezige organismen. Naar analogie van de mariene musselwatch meetnetten zijn voor het zoete water met name door TNO vanaf eind jaren '70 studies verricht, waarin gebruik gemaakt werd van Driehoeksmosselen (Marquenie et al., 1985; Kraak et al., 1991; De Kock & Bowmer, 1993). In figuur 6.2 is een voorbeeld gegeven van de ruimtelijke spreiding van de aanwezigheid van organotinverbindingen in de Driehoeksmossel, ontleend aan een recente studie door het IVM-VU (Stäb et al., 1994). Het gaat hierbij om organotins toegepast in de landbouw (TPT, triphenyltin) en scheepvaart (TBT, tributyltin). De belasting van Driehoeksmosselen uit geïsoleerde natuurgebieden duidt op atmosferisch transport van deze verbindingen. Stofgerichte biologische monitoring programma's worden meestal uitgevoerd om de temporele of ruimtelijke spreiding van de blootstelling aan



Figuur 6.2. Organotinverbindingen in Drehoeksmosselen in de Nederlandse binnenwateren. Aangegeven zijn waargenomen gehalten (in ng/kg drooggewicht) van TBT (tributyltin), toegepast in aangroeiwerende coatings van schepen, en TPT (Triphenyltin), toegepast als bestrijdingsmiddel in de aardappelteelt. Locatienummers zijn weergegeven aan de basis van de staafdiagrammen. Waarden boven 1000 ng/kg zijn met getallen weergegeven. Figuur ontleend aan Ståb et al. (1994).

contaminanten in kaart te kunnen brengen. Door het Rijks Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO-DLO) worden sinds het midden van de jaren 70 jaarlijks inventarisaties uitgevoerd van gehalten aan onder meer PCB's, bestrijdingsmiddelen en kwik in paling uit de Nederlandse wateren (RIVO, 1992; De Boer & Hagel, 1993). De gegevens uit dit omvangrijke meetnet zijn van groot belang voor de evaluatie van de effectiviteit van het beleid ten aanzien van deze stoffen in het kader van ondermeer het Rijn Aktie Plan en Noordzee Aktie Plan.

6.3 Effect-, kwaliteitsgerichte benadering

Een van de oudste en meest bekende vormen van effectgerichte biologische monitoring is een bioalarmstelsel voor koolmonoxyde en giftige gassen, zoals dat vroeger toegepast werd met kanaries in de steenkolenmijnen. In het kader van het Rijn Aktie Plan is de laatste jaren het onderzoek naar bruikbare en operationele bioalarmsystemen voor de bewaking van de waterkwaliteit sterk geïntensiveerd (zie b.v. Kramer & Botterweg, 1991). Organismen in bioalarmsystemen dienen voldoende gevoelig te zijn voor een groot aantal verschillende stoffen. Het grote voordeel van bioalarmsystemen is met name gelegen in het feit dat de operationele kosten vaak veel lager kunnen zijn dan voor sommige stofgroepen beschikbare continue analysesystemen. Daarnaast is het vrijwel ondoenlijk om op min of meer continue basis vele honderden tot enkele duizenden stoffen te analyseren. Door dergelijk vaak kostbaar analytisch chemisch onderzoek pas op te starten na een alarmsignaal van een of meer bioalarmsystemen kunnen meetnetten in principe meer kosten-effectief ingericht worden. De verdere optimalisering van voldoende gevoelige en selectieve bioalarmsystemen, c.g. het vermijden van vals-positieve en vals-negatieve alarmsignalen is op dit moment nog in volle gang.

Analoog aan de bioalarmsystemen als effectparameter voor acute toxische effecten zijn de z.g. off-line bioassays, waarin water, sediment of concentraten of extracten hiervan in het laboratorium getest worden in een reeks van gestandaardiseerde toetsen met z.g. surrogaat-soorten. Bekende voorbeelden hiervan zijn onder meer de Ames-test voor mutagene effecten (Ames, 1979), Micro-Tox test (Slooff & de Swart, 1991) en toetsen met andere microorganismen (Admiraal et al., 1993), algen, water-vlooien, larven van muggen, oesters of vissen (Giesy & Hoke, 1989). Met name voor de beoordeling van verontreinigde sedimenten en in het brongegerichte beleid, bij de beoordeling van afvalwaterlozingen of de keuze van behandelingstechnieken, wordt veel gebruik gemaakt van dit type bioassays.

Een andere reeds lang bestaande vorm van effectgerichte monitoring is het gebruik van bioindicatoren. In deze benadering, wordt aan de hand van de aan- of afwezigheid van responsieve soorten, informatie verkregen

over de aanwezigheid van stressfactoren of specifieke milieuomstandigheden. Voorbeelden van deze benadering zijn onder meer de landelijke inventarisaties van epiphyten (korstmossen), waarin de afwezigheid van gevoelige soorten gerelateerd is aan een verhoogde mate van luchtverontreiniging met SO_2 en verwante stoffen (Van Dobben, 1990), of het gebruik van de bacterie *Escherichia coli* als indicator voor organische of faecale verontreiniging bij de bewaking van de zwemwaterkwaliteit van het oppervlaktewater.

Effectgerichte studies op het niveau van verstoorde functies of ziekte bij individuele organismen, als gevolg van chronische effecten van microverontreinigingen, zijn bijvoorbeeld de in Nederland door RIVO en Rijkswaterstaat uitgevoerde visziekte-studies naar het voorkomen van huid- en levertumoren of morfologische afwijkingen bij bot (Vethaak, 1990). In deze studies wordt verondersteld dat blootstelling aan contaminanten (PAK's) waarschijnlijk een van de belangrijke causale factoren is. Uit de ruimtelijke verdeling van de incidentie van deze afwijkingen langs de Nederlandse kust werd duidelijk dat ook verscheidene andere stressfactoren een belangrijke rol spelen. In de zoete wateren wordt de aanwezigheid van kaakafwijkingen bij muggelarven vaak gebruikt als effectparameter voor de aanwezigheid van met microverontreinigingen verontreinigde sedimenten (Van Urk, 1989).

De jaarlijkse opnames van het zeehondenbestand in het kader van het soortgericht beleid kunnen tevens gezien worden als een voorbeeld van een parameter voor chronische effecten van stoffen op populatieniveau. Verondersteld wordt dat de nog steeds verlaagde reproductie van de populatie in het Nederlandse deel van de Waddenzee een gevolg is van de blootstelling aan PCB's en verwante stoffen (Reijnders, 1986; Brouwer et al., 1989).

Met name in het waterkwaliteitsbeheer van regionale wateren wordt al sinds lang gebruik gemaakt van effect- of kwaliteitsparameters op het niveau van gemeenschappen of ecosystemen. In veel van deze wateren worden met een frequentie van enkele malen per jaar inventarisaties uitgevoerd van structurele ecosysteem karakteristieken, zoals b.v. soortsaamenstelling, abundantie en biomassa van algen, macrophyten, zoöplankton, nematoden, macrofauna en vissen. In de praktijk zijn verscheidene diversiteits- en andere indices ontwikkeld, die met name ten aanzien van de problematiek van de eutrofiëring en de belasting met afbreekbare organische stoffen gebruikt zijn (Van der Hammen & Claassen, 1984; Bongers & Schouten, 1991; Hellawell, 1986). In de AMOEBE-benadering (Algemene Methode voor Oecosysteem Beschrijving), mede ontwikkeld in het kader van de Derde Nota Waterhuishouding, zijn voor een geselecteerde set van karakteristieke doelsoorten en ecosystemeparameters streefwaarden vastgesteld en worden de waargenomen

niveaus vergeleken met het streefbeeld (Ten Brink et al., 1991). Dergelijke streefbeelden zijn ondermeer opgesteld voor de grote rivieren en de Noordzee (Van Dijk, 1993). Functionele ecosysteemparameters (zoals b.v. de koolstofkringloop) zijn tot nu toe nog maar in beperkte mate toegepast in biologische monitoringsprogramma's.

Voor veel effectparameters geldt dat het verband tussen blootstelling aan individuele stoffen of mengsels en de inductie van effecten vaak in onvoldoende mate bekend zijn. Met name bij effectparameters op hogere biologische integratieniveau's zijn de stofgebonden effecten vaak niet te scheiden van de invloed van andere antropogene of natuurlijke stressfactoren (bijvoorbeeld bij visbestandsopnames; hydrografische ingrepen, visserij, predatiedruk, seizoensfluctuaties).

6.4 Biomarkers

Met name de laatste jaren wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van biochemische biomarkers, zoals b.v. de aanwezigheid van metabolieten van PAK's in uitscheidingsprodukten van gewervelden (Ariese, 1993), de aanwezigheid van DNA beschadigingen of de inductie van MFO in levercellen van vissen (Van der Oost, 1991; Van der Weiden, 1993; Van Welie et al., 1992) of eendagskuijken van Aalscholvers (Van den Berg et al., 1992), verlaagde bloedspiegels van vitamine-A of schildklierhormoon (Brouwer et al., 1989; Murk et al., 1993). Ten aanzien van Driehoeksmosselen is het gebruik van histochemische biomarkers voorgesteld (Bowmer et al., 1991). Deze biomarkers nemen een intermediaire positie in tussen stof- en effectgerichte monitoring en kunnen belangrijke informatie verschaffen over de interne blootstelling, vroegtijdige sublethale en mogelijk reversibele effecten en/of de gevoeligheid van organismen (McCartey & Shugart, 1990; Peakall & Shugart, 1993). Met name in het onderzoek aan de zeehond (Brouwer et al., 1989), visziekten (Ariese, 1993) en het in de vorige hoofdstukken gepresenteerde onderzoek aan de Kuifeend, Aalscholver en Visdief is duidelijk geworden, dat biomarkers een belangrijke rol kunnen spelen bij het ontrafelen van de causale relatie tussen blootstelling aan microverontreinigingen en de inductie van effecten in de veldsituatie.

6.5 Selectie van organismen of parameters

De keuze welke organismen of parameters gebruikt dienen te worden in een biologisch meetnet, wordt in sterke mate bepaald door de specifieke doelstellingen van het meetprogramma (probleemgericht of trendgericht) of de voor specifieke gebieden vastgestelde kwaliteitsdoelstellingen. Daar in veel gevallen een verhoogde blootstelling niet direct naar effecten vertaald kan worden en omgekeerd een verhoogd voorkomen van effecten vaak niet aan een of meer specifieke stoffen toegeschreven kan worden,

Criterion	Blootstel- lingsgericht	Effectgericht	Toelichting
Toxicokinetiek	+	+	Kennis van kinetiek van opname, eliminatie, biotransformatie, biomagnificatie.
Toxicodynamiek	+	+	Kennis van werkingsmechanismen, dosis-effect relaties, responsnelheid.
Gevoeligheid	-	+	Lage, resp- hoge gevoeligheid voor te onderzoeken stof/parameter.
Selectiviteit		+	Relatief ongevoelig voor andere of natuurlijke stress factoren. Bij bioalarmsystemen: voldoende gevoeligheid voor een breed spectrum van stoffen
Causaliteit		+	Respons te relateren aan causale factoren.
Ecologie, Fysiologie	+	+	Voldoende kennis van b v voedingsgewoonten, populatie dynamische factoren.
Invloed fys., chem. en	+	+	Invloed van factoren op variabiliteit van toxicokinetiek en effecten.
Biologische factoren			Inzicht in referentie-waarden, normal ranges. Mogelijkheden tot standaardisatie.
Ecologische relevantie	+	+	Functionele positie in ecosysteem, bouwplan, habitat, representativiteit, vertegenwoordiging trofische niveaus; biologisch integratieniveau.
Aanwezigheid	+	+	Voldoende abundantie, ruimtelijke en temporele verspreiding.
Genetische homogeniteit	+	+	Ontbreken van differentiatie in tolerante, niet-tolerante populaties.
Hanteerbaarheid	+	+	Geschiktheid voor validerende laboratoriumstudies of toepassing in actieve biomonitoringsstudies.
Diagnose / prognose		+	Bruikbaarheid voor diagnostiek in veldstudies en voorspellende laboratoriumstudies
+/-: criterium wel of niet van belang; Ontleend aan: Philips (1980), Hellawell (1986), Gezondheidsraad (1991), Tolsma et al. (1992).			

Tabel 6.2. Criteria / eisen t.a.v organismen, respons-parameters gebruikt voor biologische monitoring

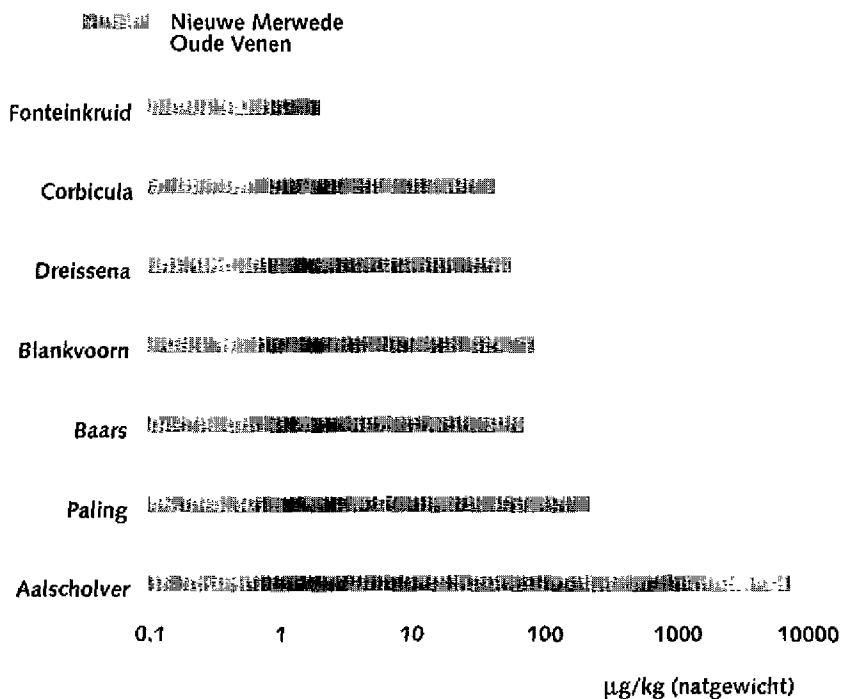
wordt vaak gebruik gemaakt van een combinatie van stof- en effectgerichte parameters. Het voorstel voor de inrichting van het meetnet voor biologische monitoring van de zoete rijkswateren (Werkgroep Biologische Monitoring, 1991) is hiervan een goed voorbeeld. In tabel 6.2 is een samenvatting gegeven van een aantal belangrijke criteria, op grond waarvan de geschiktheid van organismen of parameters beoordeeld kan worden. Alhoewel het belang van de criteria kan verschillen tussen stof- of effectgerichte parameters, geldt in de meeste gevallen, dat voor de betreffende stoffen en organismen voldoende bekend moet zijn over opname, eliminatie, biotransformatie, werkingsmechanismen, dosis effect relaties en de invloed van chemische, fysische en biologische factoren op de variabiliteit van de responsparameters bij in het veld aanwezige populaties. Daarnaast dient meestal voldoende basale informatie beschikbaar te zijn met betrekking tot onder meer ecologie, fysiologie, genetische homogeniteit en functionele positie van het betreffende organisme in het ecosysteem. Dergelijke criteria hebben een belangrijke rol gespeeld bij de selectie van de gewone zeemossel voor de mariene musselwatch meetnetten.

Voor veel andere organismen zijn vaak slechts gegevens beschikbaar voor een beperkt aantal stofgroepen. In studies van de Gezondheidsraad (1991) en Tolsma et al. (1991) naar de inrichting van stof- en effectgerichte biologische meetnetten, zijn voor een groot aantal in aanmerking komende organismen en parameters zo volledig mogelijke profielbeschrijvingen ten aanzien van de criteria in tabel 6.2 opgenomen. In beide studies werd vastgesteld, dat voor een beperkt aantal soorten en parameters voldoende kennis en expertise beschikbaar is met betrekking tot een breed scala van stoffen om opname in biologische meetnetten te kunnen rechtvaardigen. In veel gevallen bleek sprake van aanzienlijke lacunes in de kennis en is aanvullend onderzoek noodzakelijk voor een meer definitieve beoordeling van de geschiktheid. Vergelijkbare conclusies zijn ook geformuleerd in een aantal recente publikaties en workshops met betrekking tot biomarkers (McCartey & Shugart, 1990; Peakall & Shugart, 1993).

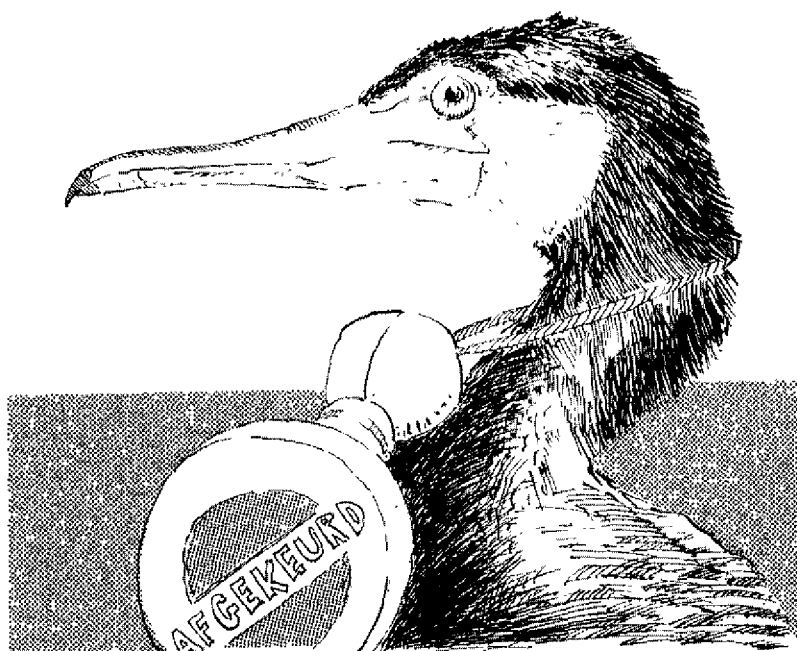
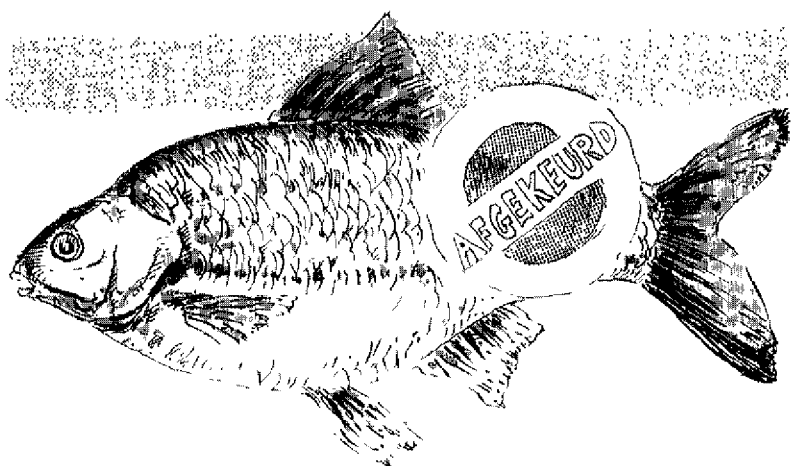
6.6 Doorvergiftiging

Het in de voorgaande hoofdstukken gepresenteerde onderzoek aan de Kuifeend, de Aalscholver en Visdief de heeft onder meer betrekking op de effecten van via de voedselketen overgedragen persistente stoffen, ook wel doorvergiftiging genoemd. Vergelijkbaar als bij de Zeehond en marterachtigen (Amerikaanse nerts, Otter) lijken met name stoffen met een dioxine-achtig werkingsmechanisme (PCB's, dioxines, dibenzofuranen) een belangrijke rol te spelen bij de in het veld en/of laboratoriumstudies waargenomen effecten op de voortplanting. In een recente studie in het kader van het Nader Onderzoek Waterbodembodem Merwede werd voor een aantal stoffen, waaronder PCB's, DDE en Hg, een sterke mate van biomagnificatie

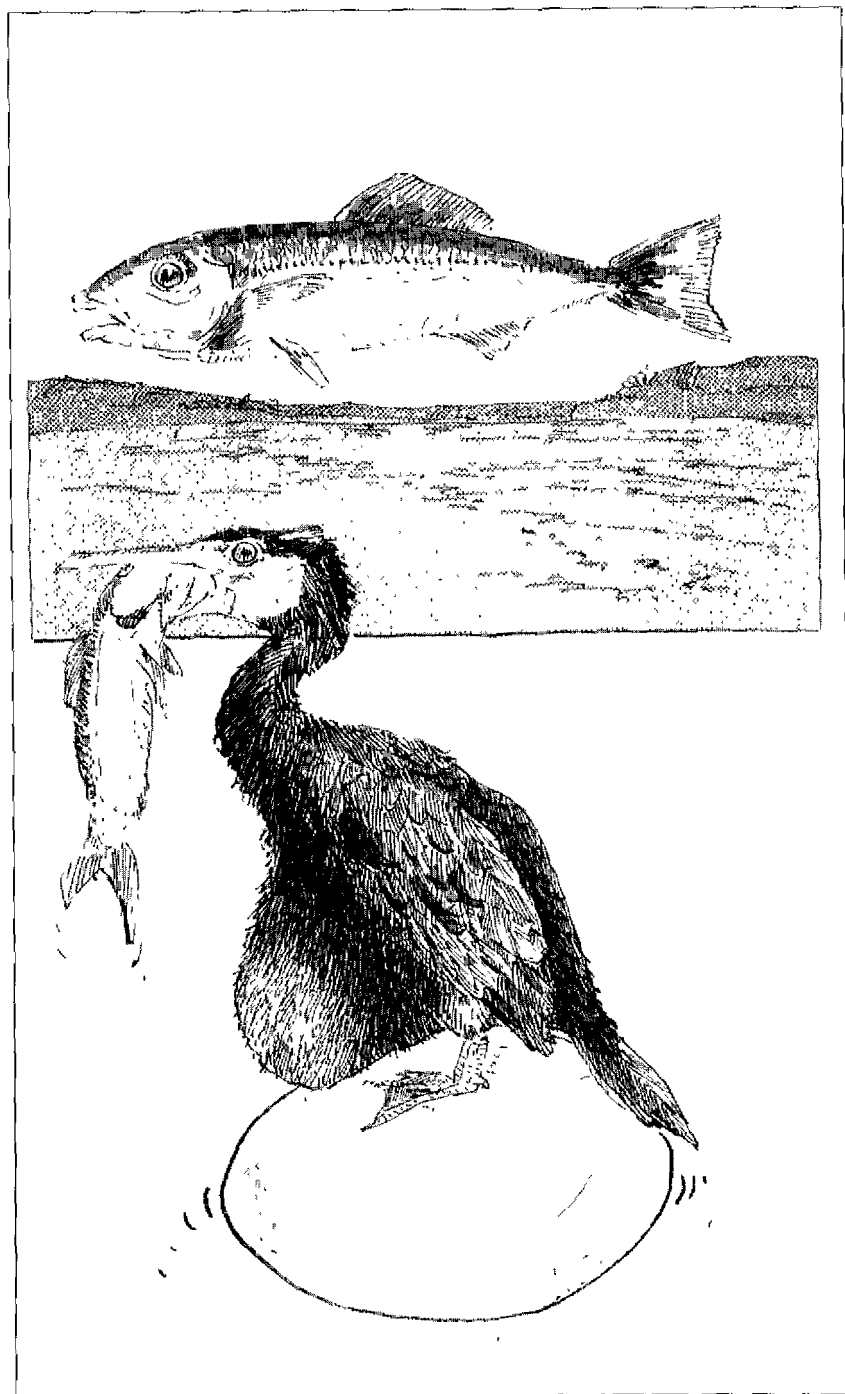
vastgesteld in schelpdieren, vissen en de Aalscholver in het benedenrivierengebied en de Oude Venen, een in Friesland gelegen natuurgebied (zie figuur 6.3). Door een adviescommissie van de Gezondheidsraad (1993) is onlangs gewezen op het feit, dat de ecotoxicologische grenswaarden, voorgesteld in het kader van het interdepartementale project INS (Integrale Normstelling Stoffen), onvoldoende bescherming lijken te bieden aan gevoelige toppredatoren en dat er op dit moment nog een onvolledig beeld bestaat van de omvang van het probleem van doorvergiftiging. Ook in de nu lopende nationale en internationale biologische monitoring-programma's wordt slechts in beperkte mate aandacht besteed aan het probleem van doorvergiftiging (Tolsma et al., 1992). Gezien de aanwezigheid van dit soort effecten bij de in de voorgaande hoofdstukken beschreven vogelsoorten in de sedimentatiegebieden van de grote rivieren verdient het aanbeveling om dit type onderzoek voort te zetten op een meer continue basis. Door de combinatie van enerzijds stofgerichte monitoring van persistente stoffen in voedsel en eieren van vogels en anderzijds effectgerichte monitoring van broedsucces en biochemische effecten kan



Figuur 6.3 Voedselketenoverdacht en met trofische positie toenemende gehalten van PCB-153 in waterplanten, schelpdieren, vissen en Aalscholvereieren uit het benedenrivierengebied en de Oude Venen (Friesland)
Figuur ontleend aan Van Hattum et al. (1992, 1993)



meer inzicht verkregen worden in werkingsmechanismen en op veldstudies gebaseerde dosis-effect relaties voor deze stoffen. Dergelijk - door de Gezondheidsraad als *eco-epidemiologisch omschreven* - onderzoek kan daarnaast van grote betekenis zijn voor de verdere ontwikkeling en validering van oorzaak-effect modellen voor doorvergiftiging, op basis waarvan betrouwbare grenswaarden afgeleid kunnen worden ter bescherming van gevoelige toppredatoren.



Rijkswaterstaat is, als het om het water gaat, verantwoordelijk voor de water- en waterbodempkwaliteit van de Rijkswateren. Omdat onmogelijk alle chemische stoffen gemeten kunnen worden en omdat van veel stoffen onbekend is wat de gevolgen zijn voor het milieu, is aanvullend biologisch onderzoek nodig.

Het is theoretisch mogelijk om alles te meten. Dit kost echter een grote inspanning en daardoor aanzienlijke sommen geld. Aangezien niet altijd precies bekend is, welke chemische stoffen aanwezig zijn, en welke meetmethodieken toegepast dienen te worden, wordt bij Rijkswaterstaat in toenemende mate gebruik gemaakt van biologische meetsystemen, o.a. vissen en Driehoeksmosselen, waarmee de aanwezigheid van systeemvreemde stoffen in zeer lage concentraties kan worden vastgesteld. Daarnaast wordt het voorkomen of het functioneren van organismen in het ecosysteem gebruikt als indicator voor de milieukwaliteit. Aan welke eisen deze indicatoren moeten voldoen is uitgebreid in hoofdstuk 6 ter sprake gekomen.

Vooruitlopend op de landelijke biologische meetnetten heeft Rijkswaterstaat in het verleden in het benedenrivierengebied al enkele onderzoeken geïnitieerd, waarbij organismen als indicator voor het ecologisch functioneren van het aquatisch ecosysteem in het benedenrivierengebied worden gebruikt. Zo is bijvoorbeeld door Van Urk et al. (1985) onderzoek verricht naar de samenstelling van de bodemfauna en het voorkomen van morfologische afwijkingen bij muggelarven in relatie tot de vervuiling van de waterbodem. In het onderstaande deel zal echter vooral ingegaan worden op de bruikbaarheid voor Rijkswaterstaat van vogels (toppredatoren) als indicator voor de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem in het benedenrivierengebied.

7.1 Onderzoek tot nu toe.

In het verleden is onderzoek aan een vijf-tal vogelsoorten gedaan: de Fuut, de Visdief, de Kuifeend, de Aalscholver en de Meerkooi.

Bij Fuut en Visdief waren wel effecten van verontreinigingen waarneembaar, maar deze soorten blijken qua broedsucces zeer gevoelig voor weeromstandigheden of fluctuerende waterpeilen. De effecten hiervan kunnen de effecten van verontreinigingen overschaduwen, waardoor tussen jaren aanzienlijke verschillen kunnen ontstaan.

Onderzoek aan de kuifeend laat weliswaar effecten zien in de kooi-situatie, maar in het veld lijken deze effecten niet direct op te treden. Hierdoor zijn de resultaten van de kooiexperimenten niet direct overzetbaar naar de veldsituatie. In het Haringvliet worden grote legfels van Kuifeenden gevonden.

Bij de Meerkoet, die als planteneter duidelijk een lagere positie in de voedselketen inneemt, worden geen effecten op het broedsucces gevonden.

Bij de Aalscholver worden wel effecten gevonden, die relateerbaar zijn aan de vervuiling van de foerageergebieden. Bovendien zijn duidelijke aanwijzingen over de verantwoordelijke stoffen en over de werkingsmechanismen gevonden. Bij de Aalscholver wordt het broedsucces weliswaar ook beïnvloed door het weer (Ventjagersplaten), maar de effecten van weersomstandigheden zijn ondergeschikt aan de effecten van verontreinigingen. Het monitoringonderzoek in de periode 1990-1992 laat duidelijk zien, dat niet alleen laboratoriumwerk belangrijk is, maar dat ecologisch veldwerk eveneens een belangrijke bijdrage kan leveren aan de interpretatie van de effecten van verontreinigingen op het broedsucces van de Aalscholver. Dit geeft aan dat labwerk weliswaar belangrijke aanwijzingen kan opleveren, maar het veldonderzoek nooit volledig kan vervangen.

7.2 Het nut van Aalscholveronderzoek voor Rijkswaterstaat

Er is door het onderzoek een duidelijk verband gelegd tussen verontreinigingen en het ecologisch functioneren van het benedenrivierengebied, waarbij op beleidsniveau het (te) lage broedsucces van de Aalscholver een duidelijke signaalfunctie heeft.

Verder wordt er ook een praktische toepassing gemaakt van de kennis verzameld tijdens het Aalscholveronderzoek bij het Nader Onderzoek Waterbodembodem naar de noodzaak en urgentie van sanering van de verschillende delen van het benedenrivierengebied. In een modelstudie, waarbij de Aalscholver is ingebouwd als toppredator, worden de effecten van sanering op de verschillende delen van het ecosysteem doorgerekend. Ook bij het Aalscholveronderzoek zijn er nog verschillende witte plekken, die nog opgevuld zouden moeten worden. In 1989 heeft er een gecombineerde laboratorium- en veldstudie plaatsgevonden, maar de resultaten daarvan zijn nog niet volledig geïntegreerd.

In de periode van nestbouw en eileg lijkt de samenstelling van het voedsel, en de daarmee opgenomen contaminanten, van grote invloed op het uiteindelijke broedsucces te zijn. Door de integratie van laboratoriumanalyses van vis en gegevens van de voedselsamenstelling van individuele paren kan het verband tussen de opname van verontreinigingen in het broedgebied en het verminderde broedsucces hard worden gemaakt.

Een ander deel van het broedproces waarvan tot nu toe weinig kennis

beschikbaar is, is de overleving van de jongen na het uitvliegen. Deze is in de Dordtse Biesbosch mogelijk lager dan in andere kolonies. Door het kleuren van jongen wordt getracht hier meer informatie over te verzamelen en te onderzoeken of de overleving van de jongen daadwerkelijk lager ligt dan die in andere kolonies. Tot nu toe, 1992-1994, zijn een vijftigtal jongen in de Dordtse Biesbosch en ongeveer 75 op de Ventjagersplaten geringd en er zijn terugmeldingen ontvangen uit Engeland, Duitsland en Frankrijk. In 1994 heeft een in 1992 geringde vogel een mislukte broedpoging op de Ventjagersplaten gedaan. Op dit moment is het nog te vroeg om te kunnen zeggen of er nog verschil is tussen de overleving van vogels uit het Benedenrivierengebied en vogels uit schonere gebieden als de Oostvaardersplassen.

In 1994 wordt naast het monitoren van het broedsucces in de Aalscholverkolonies in het Brede Water (schone referentiekolonie), Ventjagersplaten en Dordtse Biesbosch, ook onderzoek verricht naar de opname van verontreinigingen door jongen in de periode, dat ze op het nest door de ouders gevoerd worden. Na het uitvliegen worden de jongen weliswaar nog enige tijd door de oudervogels gevoerd, maar daarna moeten ze hun eigen kostje zien te vinden. Dit zal van de onervaren vogels een flinke inspanning eisen, waarbij mogelijk de vetvoorraad in het lichaam aangesproken moet worden en de hierin opgeslagen verontreinigingen vrijkomen. Dit kan van invloed zijn op de overleving. Een hogere belasting in de Dordtse Biesbosch kan in perioden van voedselschaarste of grote voedselbehoefte, de winter, eveneens van grote invloed zijn op de overleving van de jongen.

7.3 Nabije toekomst Aalscholvermonitoring directie Zuid-Holland

Sinds 1987 wordt in het beheergebied van de directie het broedsucces van de Aalscholverkolonies gevolgd. Tot nu toe zijn de broedsucces-getallen van jaar tot jaar met elkaar vergeleken. Vanaf 1987 is het broedsucces echter gestaag opgelopen, terwijl de waterbodemkwaliteit niet veranderd is. Het lijkt veroorzaakt te worden door een veranderd visaanbod in het benedenrivierengebied, waardoor de voedselsamenstelling anders is geworden.

De gemiddelde visconsumptie per Aalscholver per dag ligt zowel in de Dordtse Biesbosch als op de Ventjagersplaten de laatste jaren lager dan in de jaren 1987/1988. Dit lijkt samen te hangen met een afname in de beschikbare visbiomassa. In de Oostvaardersplassen is de aanvoer van vis door de oudervogels ook een factor die van belang is voor het broedsucces. In het benedenrivierengebied lijkt dit nog niet het geval te zijn, maar hier moet zeker aandacht aan besteed worden, daar dit de effecten van verontreinigingen kan beïnvloeden c.q. versterken.

In 1988 heeft er een vergelijking plaatsgevonden van het broedsucces van de Dordtse Biesbosch met dat van kolonies, waarvan de vogels in relatief

weinig verontreinigde gebieden foerageerden. Eén van die kolonies was de kolonie in het Brede Water. Na zes jaar is in 1994 opnieuw het broedsucces in het Brede Water onderzocht, om opnieuw een vergelijking te kunnen maken tussen het huidige broedsucces van een kolonie in een verontreinigd gebied en van een kolonie, waarvan de vogels foerageren in een relatief schoon gebied

Voor 1995 staat een zeer beperkt veldprogramma gepland. Het lijkt zinvol om alle tot nu toe verzamelde gegevens uit te werken, waarbij speciaal aandacht wordt besteed aan de waargenomen ontwikkelingen in de periode 1987-1994. Alleen het kleurringen van ongeveer 25 jongen in zowel de Dordtse Biesbosch als op de Ventjagersplaten staat op het programma.

In 1996 zal, zo wordt voorlopig ingeschat, opnieuw een uitgebreide monitoring van het broedsucces van de Aalscholver plaatsvinden, waarbij aandacht zal worden besteed aan de bijdragen van de verschillende fasen van het broedproces aan het uiteindelijke broedsucces. De kans bestaat dat met het stijgen van het broedsucces, de bijdragen van de verschillende stadia (of van één enkel stadium aanzienlijk) veranderd zijn. Daarna moet aan de hand van de gegevens die in 1995 zijn uitgezocht, bekeken worden of het monitoren terug gebracht kan worden naar bijvoorbeeld eens in de twee jaar. In ieder geval moet er een nieuw meerjaren-monitoring-programma komen. Het ringen van jongen zal jaarlijks gewoon door gaan.

- Admiraal, W., G.M.J. Tubbing & P. van Beelen, 1993. Normen aanscherpen met behulp van bacteriën. In: Van Dijk, G.M. & E.C.L. Marteijn (eds.). Ecologisch herstel van de Rijn 1988-1992: van onderzoek naar beleid. EHR reeks nr. 50. RIZA, RIVM, IBN-DLO, RIVO-DLO, SC-DLO, Lelystad. p. 17-20.
- Adriaanse, M., F.J. Kuiper, E.C.L. Marteijn & W. Snoek, 1992. Milieumetnet zoete rijkswateren. Nota nr. 92-051. Rijkswaterstaat, RIZA, Lelystad.
- Ames, B.N., 1979. Identifying environmental chemical causing mutations and cancer. In: Science 221, 1256-1264.
- Ariese, F., 1993. Shpol'skii spectroscopy and synchronous fluorescence spectroscopy: (bio)monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons and their metabolites. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff, 1993. Hatching failure in common terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. In: Environ. Pollut. 79: 207-213.
- Berg, M. van den, B.L.H.J. Craane, S. van Mourik & A. Brouwer 1991. The possible impact of chlorinated dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and biphenyls (PCBs) on the reproduction of the Cormorant: an ecotoxicological approach. In: Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. eds. M.R. van Eerden & M. Zijlstra, Rijkswaterstaat, Directorate Flevoland, Lelystad, pp. 219-230.
- Berg, M. van den, B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink & A. Brouwer, 1992. The Use of Biochemical Parameters in Comparative Toxicological Studies with the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the Netherlands. In: Chemosphere 25, 1265-1270.
- Berg, M. van den, B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, S. van Mourik, S. Dirksen, T.J. Boudewijn, M.A. van der Gaag, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink & A. Brouwer 1994. Biochemical and toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) on the cormorant (*Phalacrocorax carbo*) after in ovo exposure. Environmental Toxicology and Chemistry 13: 803-816.
- Beurskens, J.E.M., H.J. Winkels, J. de Wolf & C.G.C. Dekker, 1994. Trends of priority pollutants in the Rhine during the last 50 years. In: Water Science and Technology 29: 77-85.
- Boer, J. de & P. Hagel, 1994. Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of

- the Netherlands. In: *Sci. Tot Environ* 141: 155-174.
- Bongers, T. & T. Schouten, 1991. De nematodengemeenschap als potentieel diagnostisch instrument voor xenobiotica. In: Hekstra, G.P. & F.J.M. van Linden (eds.). *Flora en Fauna chemisch onder druk*. Pudoc, Wageningen.
- Bosveld, A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers and M. van den Berg, 1993. Occurrence of PCBs, PCDDs and PCDFs in hatchlings of the Common Tern (*Sterna hirundo*) and their possible relationships towards morphological, physiological and biochemical indices. In: *Chemosphere* 27: 419-427.
- Bosveld, A.T.C., J. Gradener, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers and M. van den Berg, 1994. Effects of PCDDs, PCDFs and PCBs in Common Tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: in press.
- 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. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Boudewijn T.J., S. Dirksen, R.G. Mes & L.K. Slager, 1989. De Aalscholver: indicatorsoort van de Nederlandse wateren? *Limosa* 62: 96-97.
- Boudewijn T.J. & R.G. Mes, 1989. Futen en Meerkoeten in de Biesbosch: broedbiologie in 1989. Oriënterend veldonderzoek naar effecten van verontreinigingen. *Ecoland-rapport* 89-6. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Bowmer, C.T., M. van der Meer & M.C.Th. Scholten, 1991. A histopathological analysis of wild and transplanted *Dreissena polymorpha* from the Dutch sector of the River Meuse. In: *Comp Biochem. Physiol.* Vol. 100C no.1/2: 225-230.
- Brink, B.J.E ten, S.H. Hosper & F. Colijn, 1991. A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA-approach. In: *Mar. Pol. Bull.* 23: 265-270.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (eds.), 1992. *Atlas van de Nederlandse zoogdieren*. KNNV, Utrecht.
- Brouwer, A., P.J.H. Reynders & J.H. Koeman, 1989. Polychlorinated biphenyl (PCB) contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). In: *Aquatic Toxicol.*, 15: 99-106.
- Brouwer, A., A.J. Murk & J.H. Koeman, 1990. Biochemical and physiological approaches in ecotoxicology. In: *Functional Ecol.* 4: 275-281.
- Dijk, G.M. van, 1993. Inleiding. In: Van Dijk, G.M. & E.C.L. Marteijs (eds.). *Ecologisch herstel van de Rijn 1988-1992: van onderzoek naar beleid*. EHR reeks nr. 50. RIZA, RIVM, IBN-DLO, RIVO-DLO, SC-DLO, Lelystad. p. 5-6.
- 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. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager, R.G. Mes, M.J.M. van Schaick & P. de Voogt 1995. Reduced breeding success of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in the Netherlands. In: Environmental Pollution 88; in druk.
- Dobben W.H., van, 1990. Effecten van luchtverontreiniging op korstmossen, resultaten van meerjarige studies. In: De Levende Natuur 91: 179-181.
- Eerden M.R. van, M. Zijlstra & M. Munsterman, 1991. Factors determining breeding success in Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. In: Eerden, M.R. & M. Zijlstra (eds.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 67-73.
- Evers, E.H.G., H.J.C. Klamer, R.W.P.M. Laane and H.A.J. Govers, 1993. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran residues in estuarine and coastal North Sea sediments. Sources and distribution. In: Environ. Toxicol. Chem. 12: 1583-1598.
- Gezondheidsraad 1991. Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodem-ecosystemen. Een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad, 1993. Doorvergiftiging, toxische stoffen in voedselketens. Publikatienr. 1993/04. Commissie Doorvergiftiging, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Giesy, J.P. & R.A. Hoke (1989). Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. In: J. Great Lakes Res. 15: 539-569.
- Gilbertson, M., T. Kubiak, J. Ludwig & G. Fox, 1991. Great Lakes embryo mortality, edema and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds: similarity to chick-edema disease. In: J. Toxicol. & Environ. Health. 33: 455-520.
- Hammen, H. van der, T.H.L. Claassen & P.F.M. Verdonschot (eds.), 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisaties. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisaties - subwerkgroep Hydrobiologie. IPO, Haarlem.
- Hattum, B. van, G. Korthals, P. Leonards, M. Smit & A. de Jongh, 1992. Biologische monitoring van PCB's in een voormalige otterbiotoop, Oude Venen (Friesland). Rapport nr. 92/04. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Hattum, B. van, P. Leonards, I. Burgers & B. van der Horst, 1993. Microverontreinigingen in organismen uit de Nieuwe Merwede en de Dordtse Biesbosch - Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rapport nr. E-92/19. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Hellawell, J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and

- environmental management. Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Hendriks, A.J., H. Pieters, 1993. Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine Delta: a comparison with reference values. In: *Chemosphere* 26: 817-836.
- Hoffman, D.J., G.J. Smith and B.A. Rattner, 1993. Biomarkers of contaminant exposure in common terns and black-crowned night herons in the Great Lakes. In: *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1095-1193.
- Jones, P.A., R.J. Sloan & M.P. Brown, 1989. PCB congeners to monitor with caged juvenile fish in the upper Hudson River. In: *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 793-803.
- Kock, W.Chr. de, J. Joziase & P. de Jong, 1985. Ecotoxicologisch onderzoek aan watervogels. TNO-rapport R 85/227. TNO Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie, Delft.
- Kock, W.Chr. de & C.T. Bowmer, 1993. Bioaccumulation, biological effects and food chain transfer of contaminants in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). In: T.F. Nalepa & D.W. Schloesser (eds.), *Zebra mussels - biology, impact and control*. Lewis Publishers, London, 1993, 503-533.
- Koeman, J.H., T. Bothof, R. de Vries, H. van Velzen-Blad & J.G. de Vos, 1972. The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. In: *TNO-nieuws* 27: 561-569.
- Kraak, M.H.S., M.C.Th. Scholten, W.H.M. Peeters & W.Chr. de Kock, 1991. Biomonitoring of heavy metals in the West European rivers Rhine and Meuse using the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. In: *Environmental Pollution* 74: 101-114.
- Kramer, K.J.M. & J. Botterweg, 1991. Aquatic biological early warning systems: an overview. In: D.W. Jeffrey and B. Madden (eds.) *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press, Cambridge (UK).
- Kubiak, T.J., H.J. Harris, L.M. Smith, T.R. Schwartz, D.L. Stalling, J.A. Trick, L. Sileo, D.E. Docherty & T.C. Erdman, 1989. Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's Tern on Green Bay, Lake Michigan - 1983. In: *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 706-727.
- Leeuwen, C.J. van, 1993. Over ecotoxicologische grenzen. In: *H₂O* 26: 282-283.
- Lundholm, E., 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: mode of action on the eggshell gland. In: *Comp. Biochem. Physiol.* 88C: 1-22.
- Ma, W.C., 1990. Bioaccumulatie en effecten van schadelijke stoffen in het terrestrische milieu, biomonitoring met regenwormen. In: *De Levende Natuur* 91: 168-172.
- Marquenie, J.M. & W.Chr. de Kock, 1983. Biologisch en geochemisch onderzoek naar het voorkomen gedrag van zware metalen in Nederlandse zoetwatergebieden. TNO-rapport R 83/103. TNO Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie, Delft.

- Marquenie, J.M., G. Hoornsman & P. Roele, 1985. Een actief biologisch meetnet in de Maas. Bijdrage aan het kwaliteitsprofiel van de Maas. Rapport nr. R 85/155. TNO Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie, Delft.
- McCarthy, J.F. & L.R. Shugart, 1990. *Biological markers of environmental contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton (USA).
- Moriarty, F., A.A. Bell & H. Hanson, 1986. Does p,p'-DDE thin eggshells? In: *Environ. Pollut.* 40A: 257-286.
- Murk, A.J., A. Spengelink, A. Brouwer, M. Van Kampen, A.T.C. Bosveld, J. Gradener & M. Van den Berg, 1993. Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success, and morphological, physiological and biochemical parameters in chicks of the common tern (*Sterna hirundo*) - Part II. laboratory study. Report no. DGW 93-011. Vakgroep Toxicologie, L.U. Wageningen/Vakgroep Veterinaire Fysiologie en RITOX, R U Utrecht/Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Oost, R. van der, H. Heida, A. Opperhuizen & N.P.E. Vermeulen, 1991. Interrelationships between bioaccumulation of organic trace pollutants (PCBs, OCBs and PAHs) and MFO-induction in fish. In: *J. Physiol. Biochem.* Vol. 100C no. 1/2: 43-48.
- Otte, M.L., 1991. Heavy metals and arsenic in vegetation of salt marshes and floodplains. Proefschrift. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Peakall, D.B. & L.R. Shugart, 1993. *Biomarkers - research and application in the assessment of environmental health*. Springer Verlag, Berlin.
- Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators - their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers Ltd, London.
- Ratcliffe, D.A., 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage-frequency and eggshell thickness in some British birds. In: *J. Appl. Ecol.* 7: 67-115.
- Ree, K.C.M., E.H.G. Evers & M. van den Berg, 1988. Mechanisms of formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) from potential industrial sources. In: *Toxicol. Environ. Chem.* 17: 171-195.
- Reijnders, P.J.H., 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. In: *Nature* 324: 456-457.
- RIVO, 1992. Visserijonderzoek Jaarverslag 1991. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, Instituut voor Visserijproducten en Landbouw Economisch Instituut, IJmuiden. p. 18-32.
- Rossaert, G., S. Dirksen, T.J. Boudewijn, P. Meire, T. Ysebaert, E.H.G. Evers & P.L. Meininger, 1993. Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success and morphological, physiological and biochemical parameters in chicks of the Common tern (*Sterna hirundo*) Part 1: field study. Report DGW-93.010. Bureau Waardenburg, Culemburg/Instituut

- voor Natuurbehoud, Hasselt/Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- RWS Directie Benedenrivieren, 1987. De waterbodem van het noordelijk deltabekken. Dordrecht.
- Stienen, E.W.M. en A. Brenninkmeijer, 1992. Ecologisch profiel van de Visdief (*Sterna hirundo*). IBN-DLO Arnhem. RIN-rapport 92/18, 128 p.
- Schaick, M.J.M. van & P. de Voogt, 1989. Gehalten van PCB-congeneren in eieren en braakmonsters van Nederlandse Aalscholvers. Rapport W-89/173. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.
- Seranico, J.L., T.L. Wade, J.M. Brooks, E.L. Atlas, R.R. Fay and D.L. Wilkinson, 1993. National status and trends of mussel watch program: chlordanes-related compounds in Gulf of Mexico oysters, 1986-1990. In: *Environmental Pollution* 82: 23-32.
- Slooff, W. & D. de Zwart, 1991. De pT-waarde als milieubeleidsindicator voor de verspreiding van toxische stoffen. Rapport nr. 671010001. RIVM, Bilthoven.
- SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. SOVON, Arnhem.
- Stäb, J.A., I.L. Freriks & W.P. Cofino, 1994. Organotinverbindingen in Driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) in de Nederlandse zoete wateren. In: *H₂O*, 27: 512-515.
- Stronkhorst, J., 1992. PCB's and the Common Tern (*Sterna hirundo*) in the Dutch Delta. Contamination, reproductive success and population trends. Rapport DGW-93.008 RWS, Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- Tax, M., 1989. Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Tillitt, D.E., G.T. Ankley, J.P. Giesy, J.P. Ludwig, H. Kurita-Matsuba, D.V. Weseloh, P.S. Ross, C.A. Bishop, L. Sileo, K.L. Stromberg, J. Larson & T.J. Kubiak, 1992. Polychlorinated biphenyl residues and egg mortality in Double-crested Cormorants from the Great Lakes. In: *Env. Tox. and Chem.* 11: 1281-1288.
- Tolsma, D.J., B. van Hattum, W.D. Denneman, H. Aiking, J.W. Wegener & W.P. Cofino, 1991. Aanbevelingen voor de integratie van biotische parameters in het RIVM bodemkwaliteitsmeetnet. Rapport nr. R-91/16, Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Tolsma, D.J., L.K. Slager & H. Aiking, 1992. Inventarisatiestudie speerpunt-programma natuurgerichte biomonitoring. Rapport nr. 92/05A. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Urk, G. van, 1989. Dichtheid, biomassa en misvormingen van Chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. Een aanzet voor biologische monitoring van de waterbodemkwaliteit. Nota nr. 89.072. Rijkswaterstaat DBW/RIZA, Lelystad.
- Urk, G. van, F.C.M. van Kerkum & S.M. Wiersma, 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. In: *H₂O* 18: 509-513.

- Valk, F. van der, H. Pieters & R.C. Wegman, 1989a. Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine - mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine', No. 7, RIZA, Lelystad, The Netherlands
- Valk, F. van der, Q.T. Dao & J. Speur et al., 1989b. Contaminant contents of freshwater mussels (*Dreissena polymorpha*) incubated at various locations in the river Rhine from Switzerland to the Netherlands. RIVO report nr. MO 89-206. IJmuiden.
- Vethaak, A.D., 1990. Inventariserend onderzoek naar de aanwezigheid van visziekten in de Waddenzee in 1988. Nota GWAO 90.003 Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Vink, J.S.L., I. Akkerman & W.P. Cofino, 1990. Monitoringsprogramma chemische en biologische kwaliteitskenmerken zoute watersystemen. Nota nr. GW10-90.050. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Voogt, P. de & U.A.Th. Brinkman, 1989. Production, properties and usage of PCBs. In: R.D. Kimbrough and A.A. Jensen, Eds, *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products*, 2nd ed., Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, Ch. 1.
- Voogt, P. de & M.J.M. van Schaick, 1990. DDE en verwante bestrijdingsmiddelen in eieren en braakmonsters van Nederlandse Aalscholvers. Rapport IVM R-90/08. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam
- Weiden, M.E.J. van der, 1993. Cytochrome P450 1A induction in carp as a biological indicator for the aquatic contamination of chlorinated polyaromatics. Proefschrift, Rijks Universiteit Utrecht
- Welie, R.T.H. van, R.G.J.M. van Dijk, N.P.E. Vermeulen & N.J. van Sittert, 1992. Mercapturic acids, protein adducts, and DNA-adducts as biomarkers of electrophilic chemicals. In: *Critical Reviews in Toxicology* 22: 271-306.
- Werkgroep Biologische Monitoring, 1991. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Nota nr. 91-039. RIZA, Lelystad.
- Weseloh, D.V., S.M. Teeple & M. Gilbertson, 1983. Double-crested Cormorants of the Great Lakes: egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972-1973. In: *Can. J. Zool.* 61: 427-436.
- Wiegerinck J.A.M. & M.J. Heessen, 1988. Vissenkundige waarnemingen in het Haringvliet en Hollandsch Diep in de jaren 1976 t/m 1986. Documentatierapport 31. Min. L&V, Directie Visserijen, Den Haag
- Zandee, D.I. & H.J. Herwig, 1990. Aquatische organismen als biomonitoren ter bewaking van de waterkwaliteit. In: *De Levende Natuur* 91: 161-167.

Kuifeend

- Kock W.C. de, J. Joziassse & P. de Jong 1985. Ecotoxicologisch onderzoek aan watervogels. TNO-rapport R 85/227.
- Marquenie J.M., P. Roele & G. Hoornsman 1986. Onderzoek naar de effecten van contaminanten op duikeenden. TNO-rapport 86/066. TNO, Delft.
- Scholten M.C.T. & 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 R 88/145. TNO, Den Helder.
- Scholten M.C.T. & E.M. Foekema 1989. Vervuiling bedreigt voortplanting watervogels. Limosa 62: 159-160.
- Scholten M.C.T., E.M. Foekema, W.C. de Kock & J.M. Marquenie 1989. Reproduction failure in Tufted Ducks, feeding on mussels, from polluted lakes. In: Proc. 2nd Eur. Symp. on Avian Medicine and Surgery. Dutch Ass. of Avian Veterinarians, pp. 365-371.

Aalscholver

- 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. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager & R.G. Mes 1989. Broedsucces van Aalscholvers in relatie tot de vervuiling van het aquatische ecosysteem. Ecoland-rapport 89-2. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn & L.K. Slager 1989. Voedselkeus van Aalscholvers in zeven Nederlandse broedkolonies in 1987-1988. Ecoland-rapport 89-9. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Schaick M.J.M. van & P. de Voogt 1989. Gehalten van PCB-congeneren in eieren en braakmonsters van Nederlandse Aalscholvers. IVM W-89/173. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.
- Boudewijn T.J., S. Dirksen, R.G. Mes & L.K. Slager 1989. De Aalscholver. indicatorsoort voor de kwaliteit van de Nederlandse wateren? Limosa 62: 96-97.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager, R.G. Mes & W.A. Teunissen 1989. Staat het broedsucces van Aalscholvers in relatie tot de vervuiling van hun fourageergebied?. p. 80 in: E.C.L. Marteiijn (red.) 1989. Ecologisch Herstel Rijn - beleid en onderzoek. Symposium-verslag 26 mei. Publikatie

- no.9, Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' RWS-DBW/Riza, RIVM, RIVO.
- Voogt P. de & M.J.M. van Schaick 1990. DDE en verwante bestrijdingsmiddelen in eieren en braakmonsters van Nederlandse Aalscholvers. IVM R-90/08 Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn & R.G. Mes 1990. Microverontreinigingen en het broedsucces van Aalscholvers: veldonderzoek in 1989. Ecoland-rapport 90-1. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1990. Monitoring van biologische effecten van verontreiniging: Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch. Deel I: opzet monitoring-programma. Deel II: resultaten uitvoering 1990. Ecoland-rapport 90-5. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Gaag M.A. van der 1990. Nieuw perspectief voor ecotoxicologisch onderzoek aan toppredatoren. Toxpost 3 (7). 1-3.
- Craane B.L.H.J., A. Brouwer, S. van Mourik, S. Dirksen, T.J. Boudewijn & M. van den Berg 1990. A comparative laboratory breeding study with Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from two Dutch colonies with a different degree in contamination. pp.207-210 in: Hutzinger, O. & H. Fiedler (eds.): DIOXIN '90. Eco-Informa Press, Bayreuth.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1991. Monitoring van biologische effecten van verontreiniging: Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1991. Rapport 91.28. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager & R.G. Mes 1991. Breeding success of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to the contamination of their feeding grounds. pp. 233-243 in: Eerden, M.R. van & M. Zijlstra (eds): Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo* Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, Lelystad, The Netherlands.
- Gaag M.A. van der, M. van den Berg, A. Brouwer, S. Dirksen, T.J. Boudewijn & G. van Urk 1991. Impaired breeding success of some Cormorant populations in the Netherlands: the net tightens around compounds with a dioxin-like effect. pp. 71-77 in: Wit J.A.W. de, M.A. van der Gaag, C. van der Guchte, C.J. van Leeuwen & J.H. Koeman (eds.): The effects of micropollutants on components of the Rhine ecosystem. Publications and reports of the project 'Ecological rehabilitation of the River Rhine', no. 35.
- Mes R.G., T.J. Boudewijn & S. Dirksen 1991. Effecten van verontreiniging op vogels. pp. 23-30 in: Cuperus, R., A. Klein Tank & C.C. Vos (red.): Stoffenproblematiek in de Biesbosch: de betekenis van verontreiniging voor inrichting en beheer. RMNO/WLO.
- Berg M. van den, B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, J.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink & A. Brouwer 1992. The use of biochemical parameters in comparative toxicological studies with the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*)

- in the Netherlands. *Chemosphere* 25: 1265-1270.
- Boudewijn, T.J. & S. Dirksen 1992. Effecten van verontreinigingen op watervogels in het benedenrivierengebied. pp. 232- 236 in: Guchte, C. van, B. van Hattum, G. Hekstra, D. ten Hulscher, D. van de Meent, P. van Noort, A. Opperhuizen & C. Roghair (red.) *Waterbodems te vies om op te pakken*. KNCV Symposia-reeks nr. 5. KNCV, Den Haag.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1993. Monitoring van biologische effecten van verontreiniging op het broedsucces van Aalscholvers in de Dordtse Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1992 en de invloed van voedselkeuze. Rapport 93.16. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager, R.G. Mes, M.J.M. van Schaick & P. de Voogt 1995. Reduced breeding success of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in the Netherlands. *Environmental Pollution* 88: in druk.
- Berg M. van den, B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, S. van Mourik, S. Dirksen, T.J. Boudewijn, M.A. van der Gaag, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink & A. Brouwer 1994. Biochemical and toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) on the cormorant (*Phalacrocorax carbo*) after in ovo exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13: 803-816.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen in druk. Improved breeding success of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in a severely contaminated area in the Netherlands by a shift in food composition - a progress report. *Proceedings of the 1993 Gdansk meeting on Cormorants*, in druk.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1994. Impact of contraminants on the breeding success of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in The Netherlands. *Ardea* 82: in druk.

Fuut, Meerkooet

- Boudewijn T.J. & R.G. Mes 1989. Futen en Meerkooeten in de Biesbosch, broedbiologie in 1989: oriënterend veldonderzoek naar effecten van verontreinigingen. Ecoland-rapport 89-6. Bureau Ecoland, Utrecht.

Visdief

- Dirksen S. & T.J. Boudewijn 1990. Visdieven en de verontreiniging van het Haringvliet: oriënterend onderzoek naar mogelijke effecten van organische microverontreinigingen op de reproductie. Ecoland-rapport 90-4. Bureau Ecoland, Utrecht.
- Stronkhorst J. 1992. PCBs and the Common Tern (*Sterna hirundo*) in the Dutch Delta. Rapport DGW-93.008, Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- Bosveld A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers & M. van den Berg 1992. A comparative laboratory breeding study with eggs from the Common Tern (*Sterna hirundo*) collected at eight different

- colonies in the Netherlands and Belgium. pp. 317 - 320 in: 12th International Symposium on Chlorinated Dioxins and related compounds, Extended abstracts Volume 8. Finnish Inst. of Occupational Health, Helsinki.
- Bosveld A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers & M. van den Berg 1992. A comparative laboratory breeding study with eggs from the Common Tern (*Sterna hirundo*) collected at eight different colonies in the Netherlands and Belgium. p. 134 in: 13th Annual Meeting Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Abstracts. Ohio.
- Rossaert G., S. Dirksen, T.J. Boudewijn, P.M. Meire, T. Ysebaert, E.H.G. Evers & P.L. Meininger 1993. Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success and on morphological, physiological and biochemical parameters in chicks of the common tern (*Sterna hirundo*). Part I: field study. Bureau Waardenburg, Culemborg / Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt / Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Murk A.J., A. Spenkelink, A. Brouwer, M. van Kampen, A.T.C. Bosveld, J. Gradener & M. van den Berg 1993. Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success and on morphological, physiological and biochemical parameters in chicks of the common tern (*Sterna hirundo*). Part II: laboratory study. Vakgroep Toxicologie, L.U. Wageningen / Vakgroep Veterinaire Fysiologie en RITOX, R.U. Utrecht / Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Noordhuis R., E.C.L. Martelijn, T.J. Boudewijn & S. Dirksen 1993. Voedseltekort voor de Visdieven van Zeewolde in 1991? Limosa 66: 61-65.
- Bosveld A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers & M. van den Berg 1993. Occurrence and effects of PCBs, PCDDs and PCDFs in hatchlings of the Common Tern (*Sterna hirundo*) and their possible relationships towards morphological, physiological and biochemical indices. Chemosphere 27: 419-427.
- Stronkhorst J., T. Ysebaert, F. Smedes, P.L. Meininger, S. Dirksen & T.J. Boudewijn 1993. Contaminants in eggs of some waterbird species from the Scheldt estuary, SW-Netherlands. Marine Pollution Bulletin 26: 572-578.
- Bosveld A.T.C., J. Gradener, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers & M. van den Berg 1994. Effects of PCDDs, PCDFs and PCBs in Common Tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. submitted to: Environmental Toxicology and Chemistry 14: in druk.
- Murk A.J., A.T.C. Bosveld, M. van den Berg & A. Brouwer 1994. Effects of polyhalogenated hydrocarbons (PHAHs) on biochemical parameters in chicks of the Common Tern (*Sterna hirundo*). Aquatic Toxicology 28: in druk.

Redactie

Theo Boudewijn (Bureau Waardenburg)
Sjoerd Dirksen (Bureau Waardenburg)
Marieke Ohm (RWS-ZH)

Auteurs

Theo Boudewijn (Bureau Waardenburg)
Wim Cofino (VU-IVM)
Sjoerd Dirksen (Bureau Waardenburg)
Erik Evers (RIKZ)
Edwin Foekema (TNO-IMW)
Bert van Hattum (VU-IVM)
Jos Kuijpers (RWS-ZH)
Marieke Ohm (RWS-ZH)
Martin Scholten (TNO-IMW)

Foto's

Theo Boudewijn
Remco Daalder
Sjoerd Dirksen
Hans Gebuis (voorplaat)
Bert van Hattum
Jan van de Kam
John Schobben

Illustraties

Bert Dekker (cartoons)
Bas Immers (visdief)

Vormgeving

RWS-ZH-Productie Voorlichtingsmiddelen

Productie

Bestenzet drukkerij b.v., Zoetermeer

Uitgave. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Rotterdam &
Bureau Waardenburg, Culemburg: 1994

T.J. Boudewijn, Bureau Waardenburg, Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
W.P. Cofino, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit,
De Boelelaan 1115, 1081 HV Amsterdam
S. Dirksen, Bureau Waardenburg, Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
E.H.G. Evers, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee,
Postbus 20907, 2500 EX Den Haag
E. Foekema, TNO Instituut voor Milieuwetenschappen, Postbus 57,
1780 AB Den Helder
B. van Hattum, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit,
De Boelelaan 1115, 1081 HV Amsterdam
J.W.M. Kuijpers, Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Postbus 556,
3000 AN Rotterdam
M. Ohm, Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Postbus 556,
3000 AN Rotterdam
M.C.T. Scholten, TNO Instituut voor Milieuwetenschappen, Postbus 57,
1780 AB Den Helder