

C 2446

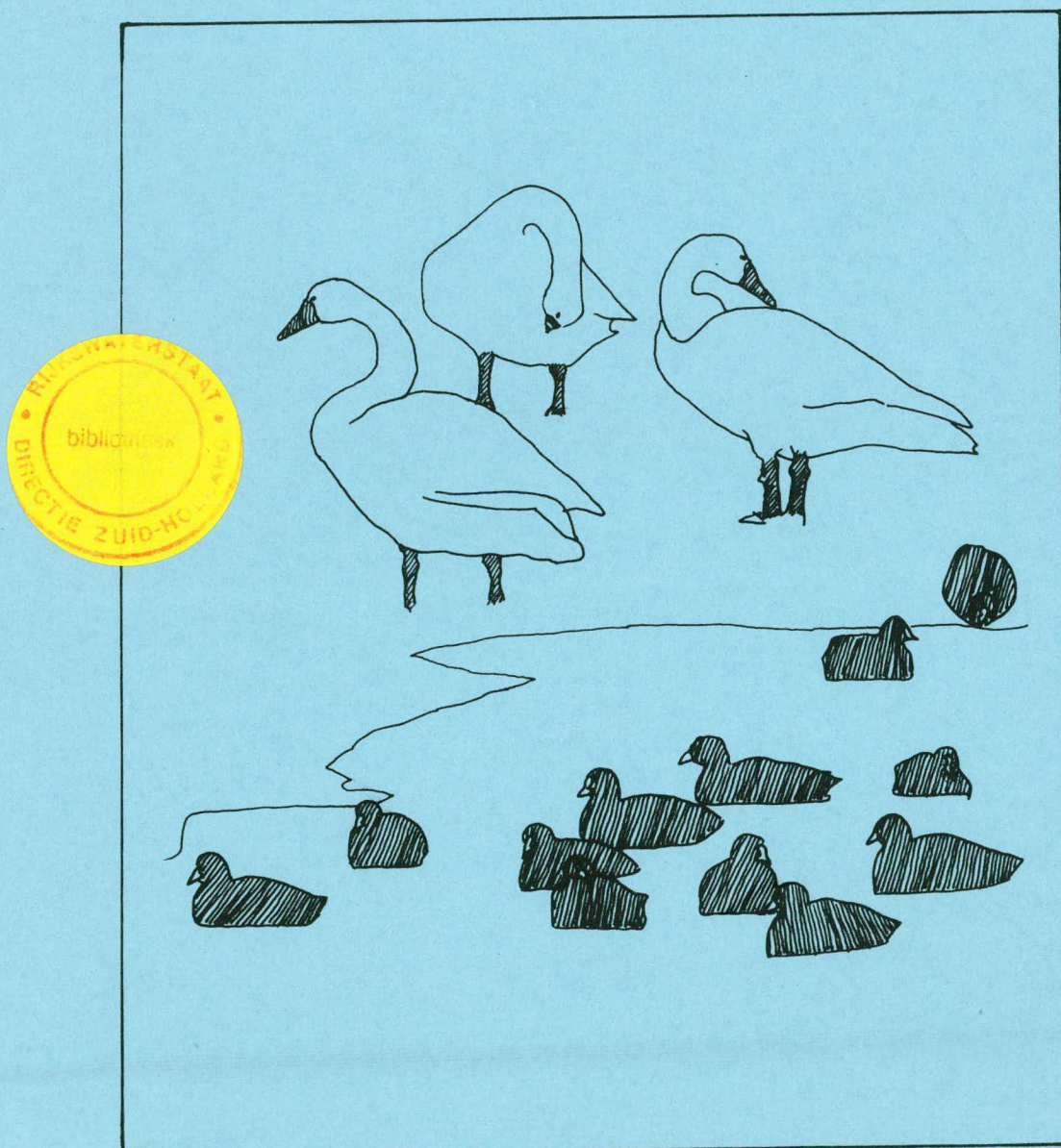


Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Rijkswaterstaat
Zuid-Holland
Bibliotheek

WA130-156

DI 328692

DE BETEKENIS VAN
ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN EN
METALEN DIE HECHTEN AAN OF WORDEN OPGENOMEN
DOOR SUBMERSE MACROFYTEN VOOR HOGERE
TROFISCHE NIVEAUS.



Marjolein J. Vonk
Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie,
Vrije Universiteit,
Amsterdam.

In opdracht van
Rijkswaterstaat,
Dir. Zuid-Holland,
Rotterdam.

DE BETEKENIS VAN
ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN EN
METALEN DIE HECHTEN AAN OF WORDEN OPGENOMEN
DOOR SUBMERSE MACROFYTEN VOOR HOGERE
TROFISCHE NIVEAUS.

Marjolein J. Vonk,
Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie,
Vrije Universiteit,
Amsterdam,
1993.

In opdracht van
Rijkswaterstaat,
Dir. Zuid-Holland,
Rotterdam.



rijkswaterstaat
directie zuid - holland
afd. bibliotheek
postbus 556
3000 AN rotterdam

Opgenomen in Bibliotheek
Onder Nr.

Inhoudsopgave	Bladzijde
Voorwoord	2
Samenvatting	3
1 Inleiding	4
2 Toxicologische aspecten bij voedselketenoverdracht	7
§2.1 Effecten van metalen in het aquatisch ecosysteem	7
Vegetatie	7
Organismen	9
§2.2 Effecten van organische microverontreinigingen	
in het aquatisch ecosysteem	11
Chemische eigenschappen	11
Vegetatie	12
Organismen	14
Modellering	15
3 Effecten van voedselketenoverdracht op herbivoren	17
§3.1 Vegetatie in het benedenriviereengebied	18
§3.2 Onderwater macrofauna	20
§3.3 Watervogels	21
§3.4 Risico-analyse voor herbivore watervogels	23
4 Discussie	25
Conclusies	28
Lijst van afkortingen	29
Literatuurlijst	30

Voorwoord

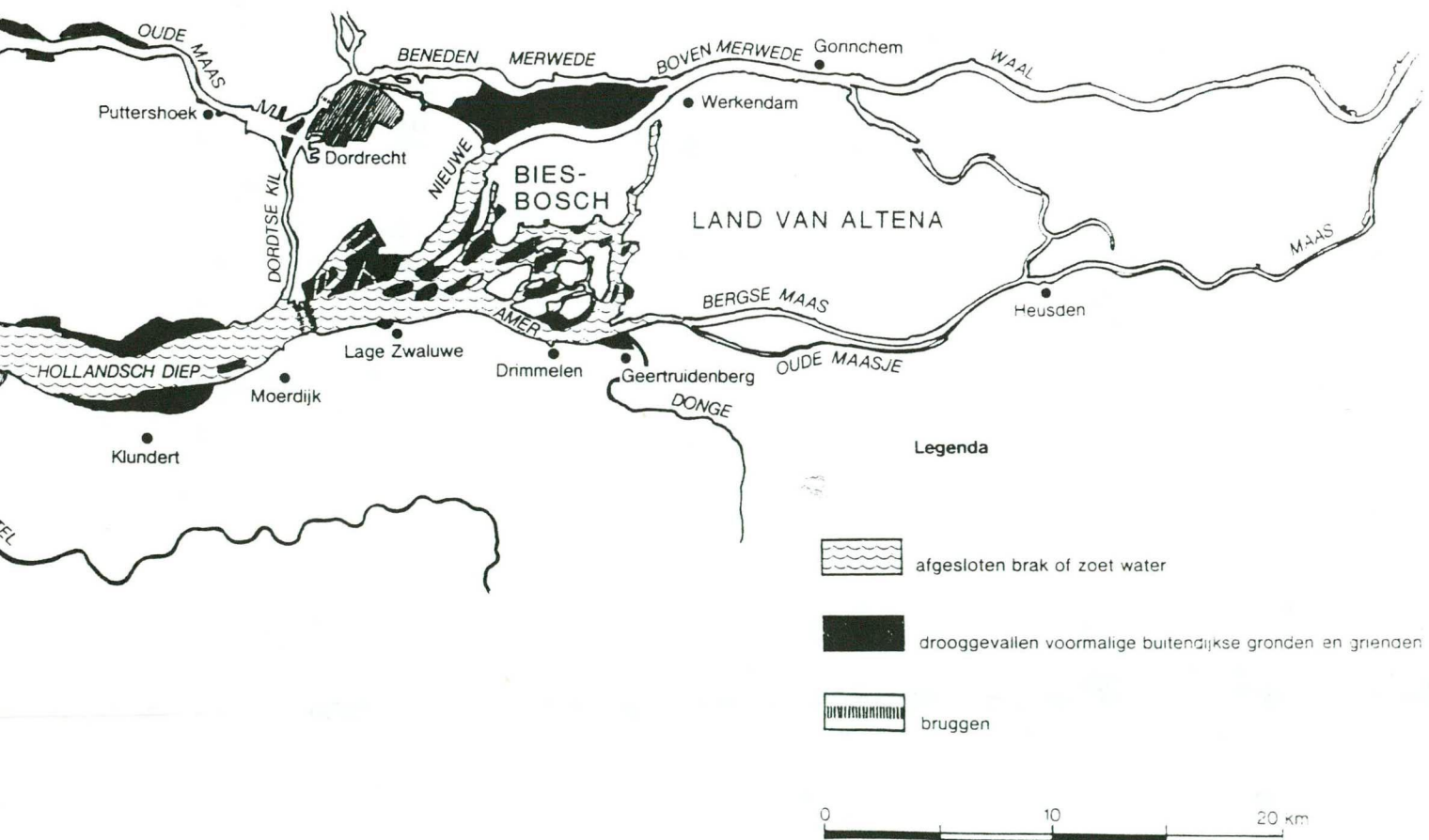
In het kader van het voornemen om delen van waterbodems in het beneden-rivierengebied te saneren, is in opdracht van Rijkswaterstaat, directie Zuid-Holland onderzoek verricht naar milieu-effecten van de huidige verontreinigingssituatie. Bij het totstandkomen van dit onderzoeksrapport wil ik Drs. Marieke Ohm (RWS-Dir. Zuid-Holland) en Dr. Jelte Rozema (Vakgroep Oecologie en Oeco-toxicologie VUA) bedanken voor de begeleiding. Belangrijke steun en advisering werd ontvangen van Drs. Tjalling Jager (RIVM), Drs. Bert van Hattum (IvM) en Jeroen Brandjes (VUA), waarvoor hartelijke dank. Voorts wil ik alle mensen bedanken, Jan H. Beekman (RU), B. Nolet (RIN) en Theo J. Boudewijn (voorheen werkzaam bij Ecoland) die ik in het onderzoek geraadpleegd heb.

Samenvatting

In het kader van het voornemen om delen van het benedenrivierengebied te saneren, is een 'Nader Onderzoek Zuidrand Noordelijke Deltabekken' ingesteld. Het nader onderzoek heeft tot doel om allereerst de verontreinigingssituatie in kaart te brengen. Daarnaast moet een uitspraak gedaan worden over de ernst van de situatie met betrekking tot risico's voor de volksgezondheid en milieu. Bij bepaling van deze risico's spelen effecten van verontreiniging op organismen een rol. Om deze effecten per locatie te kunnen bestuderen, zijn locatie-gebonden organismen zoals waterplanten als studieobject gekozen. In dit onderzoek is gekeken naar de betekenis van verontreiniging, die aan het plantoppervlak is gehecht of door de plant is opgenomen, voor organismen die zich met deze planten voeden. Waterplanten vormen een belangrijk component in het dieet van verschillende herbivore watervogels. Het blijkt dat het Schedefonteinkruid (waterplant) afkomstig uit het Nieuwe Merwede gebied hogere concentraties aan verontreinigingen bevat in vergelijking met planten uit relatief schone gebieden zoals de Oude Venen (Friesland). Dit duidt op een mogelijk belangrijke route bij doorgifte van verontreinigingen naar herbivore watervogels. In herbivore vogels worden over het algemeen lagere concentraties verontreinigingen gevonden dan in carnivore vogels. Toxische verschijnselen zijn echter niet alleen afhankelijk van de geabsorbeerde dosis maar ook van de resistentie die het organisme tegen een verontreinigde stof ontwikkelt. Er bestaan op dit moment nog geen betrouwbare laboratoriumtoxiciteits-gegevens wat betreft de opname van PCB's door vogels zodat geen risicoschatting met betrekking tot deze verbinding gedaan kan worden.

1 Inleiding

Het Haringvliet werd in 1970 gescheiden van de Noordzee als onderdeel van de Deltawerken. Dit resulteerde in een reductie van de getijde-schommelingen van ongeveer 2 m naar 0,3 m. Als gevolg van deze reductie trad er een verhoogde afzetting van verontreinigd sediment op, waardoor er een sterke vervuiling van de bodem optrad (Otte, 1991). Deze verontreiniging wordt aangevoerd door de Rijn en de Maas. Tot het benedenriviereengebied behoren het Haringvliet, Hollandsch Diep, Biesbosch, Nieuwe Merweede en de Amer (zie figuur 1).



Figuur 1: Een overzichtsk kaart van het benedenriviereengebied.

Gezien de sterke verontreiniging van de waterbodems kunnen risico's voor mens en milieu niet worden uitgesloten, zodat er mogelijk tot een grootscheepse sanering moet worden overgegaan. In het kader van het voornemen om delen van het benedenrivierengebied te saneren, is een 'Nader Onderzoek Zuidrand Noordelijke Deltabekken' ingesteld. Dit nader onderzoek heeft als doel die gegevens te genereren die tot een verantwoorde beslissing over de noodzaak en urgentie van de sanering per lokatie kunnen leiden (Anonymus, 1992).

Het nader onderzoek heeft twee taken. Allereerst moet de verontreinigingssituatie in kaart worden gebracht. Dit kan eventueel plaatsvinden door middel van het uitvoeren van een aanvullend veldonderzoek. Tevens moet een uitspraak gedaan worden over de ernst van de situatie met betrekking tot risico's voor de volksgezondheid en het milieu. De noodzaak om te saneren wordt beoordeeld aan de hand van de aard en gehalten van de aangetroffen verontreinigingen. Nadat de noodzaak tot sanering is aangetoond, wordt de urgentie mede afhankelijk gesteld van risico's voor de volksgezondheid en milieu. Daarbij spelen aspecten zoals verspreiding, blootstelling, effecten op organismen en toekomstige ontwikkelingen een rol.

De zuidrand van het Deltabekken is onderverdeeld in deelgebieden, die zich onderscheiden op grond van verschillen in sedimentatie, ecologie en gebruiksfunctie. De onderscheiden deelgebieden zijn de Nieuwe Merwede, Brabantse Biesbosch, Amer, Hollandsch Diep en Haringvliet. De deelgebieden worden weer onderverdeeld in lokaties die zich onderscheiden op grond van functies. Dit onderscheid wordt gemaakt om de urgentie op grond van milieu-effecten tussen de locaties onderling te kunnen bepalen. Per locatie worden milieu-effecten bij locatie-gebonden organismen bepaald. Organismen die daarvoor in aanmerking komen zijn kleine bodemdieren en waterplanten. Dit literatuuronderzoek zal zich richten op bodemverontreiniging met betrekking tot waterplanten. De vraagstelling die in dit rapport centraal staat, is als volgt geformuleerd:

Welke betekenis hebben organische microverontreinigingen en zware metalen die hechten aan of worden opgenomen door macrofyten voor hogere trofische niveaus?

Om deze vraagstelling te beantwoorden, is een aantal literatuurbestanden (biosis en life science) geraadpleegd. Daarnaast is getracht informatie over lopend onderzoek in de Verenigde Staten, Canada en Denemarken in te winnen. Vanwege de geringe tijd voor dit onderzoek (3 maanden) kon deze zoektocht niet volledig worden afgerond.

Het doel van deze literatuurstudie is om een overzicht te geven van gegevens die op dit ogenblik over het onderwerp bekend zijn. Daarnaast zullen hiaten in kennis

beschreven worden. Het onderwerp kan in twee gebieden onderscheiden worden. Allereerst bestaat er een ecologische probleemstelling. Deze betreft de betekenis van macrofyten voor andere organismen zoals herbivoren en schimmels. Daarnaast is er een toxicologische probleemstelling die betrekking heeft op het gedrag en de effecten van organische microverontreinigingen en metalen in het aquatisch ecosysteem.

2 Toxicologische aspecten bij voedselketenoverdracht

Biologische beschikbaarheid is een belangrijk element in de toxicologie. Het is een onderwerp dat in twee onderdelen namelijk een geochemisch en een biologische deel gesplitst kan worden. Het geochemisch deel betreft relaties tussen geadsorbeerde verontreinigingen, de stoffen waaraan de verontreinigingen kunnen binden en de thermodynamische activiteiten¹ van de betreffende verontreiniging. Het biologisch deel richt zich op de relatie tussen verontreiniging en het metabolisch lot van de verontreiniging in een organisme. Het accent zal voornamelijk op het biologische deel gelegd worden.

Een stof is biologisch beschikbaar wanneer het door een organisme kan worden opgenomen en kan reageren met zijn metabolisme. Dit is afhankelijk van onder meer de chemische structuur van de stof en het absorptievermogen van de stof door het eraan blootgestelde organisme. Absorptie kan door middel van ¹⁴C-detectie in urine, weefsels en ¹⁴CO₂ respiratie gevolgd worden. De toxicologische betekenis van gebonden residuen is direct gerelateerd aan de concentratie radioactiviteit in de lever, nier, longen, darmkanaal en andere weefsels. Wanneer een stof of zijn metabolieten in de urine en /of in de uitscheiding van de gal terecht komt, duidt dat op een biologische beschikbaarheid van de stof. Bij een afwezigheid van deze verschijnselen, dus wanneer uitscheiding alleen via de faeces plaatsvindt, duidt dat op een niet biologische beschikbaarheid van de stof (Akhtar *et al.*, 1992).

Verontreinigingen kunnen door de plant worden opgenomen of zich hechten aan het plantoppervlak. Organismen (herbivoren) die de verontreinigde waterplanten vervolgens consumeren, worden dan aan deze verontreinigingen blootgesteld. Dit kan resulteren in schadelijke effecten voor het eraan blootgestelde organisme. Verontreinigingen kunnen worden onderverdeeld in twee groepen, namelijk de metalen en de organische microverontreinigingen.

§ 2.1 Effecten van metalen in het aquatisch ecosysteem

vegetatie

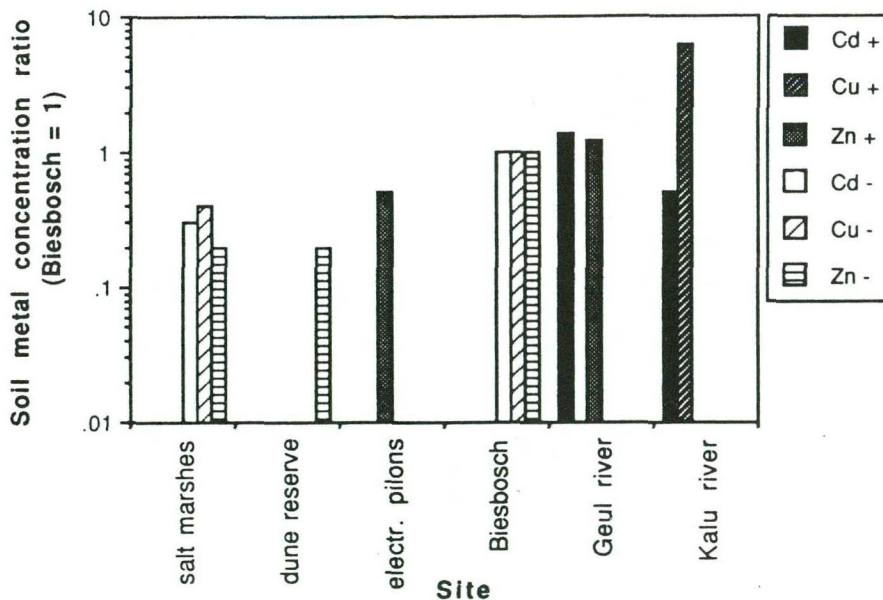
Wanneer een vegetatie wordt blootgesteld aan een verhoogde concentratie van een metaal, zodat er mogelijk een vergrote beschikbaarheid van metalen voor de plant optreedt, kunnen zware metaalgevoelige soorten uit de vegetatie verdwijnen en soorten

¹Betreft alle vormen van energie en daarmee gepaard gaande veranderingen in fysische grootheden zoals temperatuur, druk en dichtheid.

die een grote genetische variatie ten aanzien van metaalresistentie hebben, metaalresistente genotypen ontwikkelen (Verkley & Ernst, 1991).

De Biesbosch (onderdeel van het benedenrivierengebied) is een gebied dat een verhoogde concentratie metalen in de bodem bevat vergeleken met achtergrondconcentraties zoals de duinreservaten (zie figuur 2). Het vervuilingsniveau is vergelijkbaar met andere sterk verontreinigde gebieden zoals het Geuldal en een gebied rond een electriciteitscentrale. In tegenstelling tot de laatstgenoemde gebieden kan in de Biesbosch geen effect op de diversiteit van de vegetatie worden waargenomen. Echter, dit effect kan door andere verschijnselen zoals eutrofiëring of hydrologische veranderingen door de Delta-werken worden gecamoufleerd, zodat negatieve effecten niet kunnen worden uitgesloten (Otte, 1991; Rozema & Leendertse, 1991).

Bovendien is het in het algemeen moeilijk gebieden met elkaar te vergelijken vanwege de complexe bodemeigenschappen. De beschikbaarheid van een metaal hangt niet alleen af van de concentratie in de bodem, maar wordt ook bepaald door de pH, de redoxpotentiaal en het organisch gehalte in de bodem (Campbell *et al.*, 1988).



Figuur 2: De vergelijking van concentraties metaal in de bodem van de Biesbosch met andere vervuilde gebieden. De 'soil metal concentration ratio' is uitgedrukt in de concentratie metaal in een gebied gedeeld door de hoogste metaalconcentratie in de Biesbosch. + = effect gesignaleerd, - = geen effect gesignaleerd. Uit Otte (1991).

Het metaal kan op verschillende manieren in de plant terechtkomen. Allereerst zijn er planten, zoals Riet (*Phragmites australis*), Grote Lisdodde (*Typha latifolia*) en de

Snavelzegge (*Carex rostrata*) die in staat zijn ijzerplak op de worteldelen te vormen. Bij deze planten bestaat er een kans dat meer dan 90% van de metalen extern aan het worteloppervlak gebonden wordt (Otte, 1991). Vervolgens kan bij opname het metaal immobiel in de plant aanwezig zijn. Transport van metalen in de plant kan zowel door het xyleem als door het floeem plaatsvinden. De transportroute door het floeem kan als een 'sink' voor het metaal dienen.

Organismen

Opname van metalen vindt via verschillende organen van organismen plaats. Bij de plant kan dat via het plantoppervlak en het wortelstelsel. Dieren kunnen metalen zowel door voedsel als via het omliggende medium tot zich nemen. Bij vissen vindt opname plaats via kieuwen, huidoppervlak en darmstelsel. Interessant voor deze studie is het belang van voedsel voor de verrijking van metalen in organismen.

Uit de literatuurstudie van Campbell *et al.* (1988) blijkt dat biomagnificatie² bij organismen die in het water leven geen algemeen waargenomen verschijnsel is. Over het algemeen draagt het voedsel wel bij aan de totale opname van metalen vooral wat betreft zilver en lood, maar biomagnificatie kan alleen bij blootstelling van kwik worden waargenomen. Bij andere metalen zoals cadmium, cobalt en zink werd er zelfs biominificatie³ gedetecteerd.

Toch kan opname van metalen via het voedsel een belangrijke bijdrage leveren aan het metaalbudget van de vis. Termen als biomagnificatie, bioaccumulatie en biotransport zeggen weinig over de werkelijke invloed van metalen in de voedselketen. Deze kan hoog genoeg zijn om schade aan de organen te bewerkstelligen (Dallinger *et al.*, 1987).

Metalen kunnen echter ook op verschillende manieren uit het aquatisch ecosysteem⁴ verdwijnen. Allereerst kunnen ze zo sterk aan bepaalde componenten in het systeem gebonden worden dat ze immobiel in het systeem verblijven. Er blijft echter altijd een kans bestaan dat ze in het systeem terugkeren. Een andere mogelijkheid is dat ze door dieren die in en langs het water leven zoals de bever door middel van voedselconsumptie naar het terrestrisch systeem⁵ worden getransporteerd.

²Biomagnificatie is een verschijnsel dat kan optreden bij doorgifte van verontreinigde stoffen via de voedselketen. De concentratie van de verontreiniging in organismen neemt bij succesievelijk hogere trofische niveau's toe.

³Biominificatie kan bij voedselketenoverdracht optreden waarbij de concentratie in organismen afneemt bij succesievelijk hogere niveau's.

⁴Het totale ecosysteem kan verdeeld worden in een aquatisch en een terrestrisch systeem. Het aquatisch systeem beschrijft de samenhang tussen organismen die in water leven.

⁵Het terrestrisch ecosysteem beschrijft de samenhang tussen organismen die op het land leven.

Bij deze groep van consumenten is de positie in de voedselketen mogelijk wel bepalend voor de metaalconcentratie in het organisme (Wren *et al.*, 1980). In de Otter (viseter) werd de gemiddeld hoogste kwikconcentratie in de spier en de nier gevonden, in de Wasbeer (omnivoor) de gemiddeld hoogste concentratie in de lever en de herbivore bever de laagste concentratie in alle organen. Het verschil in het kwikgehalte hield mogelijk verband met de concentratie hiervan in het voedsel.

Metalen kunnen zowel letale als subletale effecten op organismen uitoefenen. Bij kwik en arseen kunnen topconsumenten zoals de Otter, vanwege de voedseltoegankelijkheid sterven (Campbell *et al.*, 1988). Naast letale effecten kunnen subletale effecten optreden. Subletale effecten kunnen indirect ernstige gevolgen voor het organisme hebben. Een voorbeeld van een subleetaal effect is vermindering van reactievermogen waardoor het dier minder alert kan reageren op gevaarlijke situaties.

Een bekend fenomeen is de verrijking van lood (afkomstig van kogels) tijdens het fourageren door de Knobbelswaan (*Cygnus olor*). Stukjes lood worden met gruis, dat wordt ingenomen om het voedsel te vermalen, opgenomen (Ruitenbeek & Andersen-Harild, 1979). Er kan bij blootstelling aan dit metaal acute vergiftiging optreden waardoor onmiddellijke sterfte optreedt. Lood kan mogelijk ook subletale toxische effecten bij organismen veroorzaken. Knobbelswanen die tegen electriciteitsdraden waren opgebotst, bleken een verhoogde concentratie lood te hebben (O'Halloran *et al.*, 1989). Onder invloed van een verhoogde loodconcentratie kan de motoriek van de Knobbelswaan verminderen.

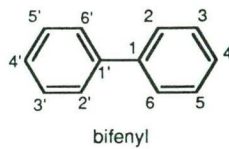
In de Biesbosch zijn met het huidige vervuilingsniveau van de bodem met arseen, cadmium, koper, kwik en zink effecten op allerlei organismen te verwachten (Gleichman-Verheijen & Ma, 1989). Wanneer gehalten in grassen (*Holcus lanatus*, *Lolium perenne* en *Agrostis stolonifera*) afkomstig uit de Biesbosch worden vergeleken met maximum-waarden voor veevoer dan overschrijden de ondergrondse delen van deze grassen de maximaal toelaatbare waarde voor arseen, cadmium, koper en zink en de bovengrondse delen die van cadmium en koper (Otte, 1991). Deze overschrijding duidt op een mogelijk gevaar voor grazende dieren.

In hetzelfde gebied zijn risicoschattingen gedaan bij de bever (herbivoor) welke gebaseerd zijn op toxiciteitsgegevens van herbivore muizen. Cadmium zou volgens deze schatting toxische effecten kunnen uitoefenen op de bever. Op dit ogenblik is er een onderzoek naar verontreinigingsniveaus in de bever gaande.

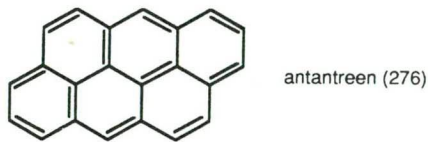
§ 2.2 Effecten van organische microverontreinigingen in het aquatisch ecosysteem

Chemische eigenschappen

De meeste apolaire organische microverontreinigingen hebben een hydrofoob⁶ en lipofiel⁷ karakter. Tot deze verontreinigingen behoren gechloteerde koolwaterstoffen zoals polychloorbiphenylen (PCB, figuur 2a), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK, figuur 2b) en dichloordifenyiltrichloorethaan (DDT, figuur 2c) (van Straalen & Verkley, 1991).



figuur 2a: De structuurformule van biphenyl.

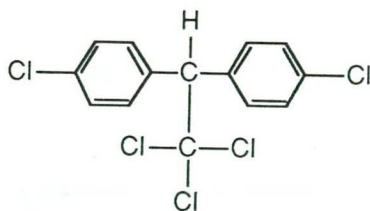


1.



2.

Figuur 2b: De structuurformules van een hoogmoleculaire (1) en een laagmoleculaire (2) PAK.



Figuur 2c: De structuurformule van DDT.

⁶waterafstotend

⁷vetminnend

Deze stoffen hebben een lage oplosbaarheid in water. Het lipofiele karakter is in sterke mate bepalend voor de verdeling van de stof over het water, sediment en opname via de celmembranen. Een maat voor de lipofiliteit van een stof wordt aangeduid met de n-octanol-waterpartitie coëfficiënt (K_{ow}). Deze coëfficiënt geeft de verhouding weer tussen de concentratie van een stof in n-octanol en in water, nadat een evenwicht zich tussen deze fasen heeft ingesteld (van Straalen & Verkley, 1991).

Onderwater levende organismen zijn in staat apolaire organische microverontreinigingen uit het omliggende water op te nemen. Deze opname verloopt via het huidoppervlak en de kieuwen waar het chemisch transport plaatsvindt naar de vetweefsels in het lichaam. Uiteindelijk ontstaat een evenwicht tussen het water (C_w) en het organisme (C_{org}). Dit wordt gekarakteriseerd door een verdelingscoëfficiënt welke wordt aangeduid als bioconcentratie factor (BCF).

$$BCF = C_w / C_{org}$$

De bioconcentratiefactor is afhankelijk van verschillende factoren. Deze factoren zijn onder meer de oppervlakte/inhoud verhouding, het vetgehalte, de leeftijd en de metabolische activiteit van het organisme (van Straalen & Verkley, 1991).

Vegetatie

Het effect van organische microverontreinigingen op de vegetatie is afhankelijk van vele fysisch-chemische factoren. Dit zijn factoren zoals oplosbaarheid in water, verblijftijd in het milieucompartiment, de halfwaardetijd van producten, afbraak van producten en omzetting binnen ontvangende organismen. Zo zijn bij een verbinding met een korte halfwaardetijd minder ernstige effecten te verwachten.

Er zijn tegenstrijdige opvattingen over de vraag of planten in staat zijn persistente lipofiele verbindingen op te nemen. De literatuur hierover is zeer schaars. Huiskes & Rozema (1988) en Frantzen (1990) vermeldden in hun literatuuronderzoek dat opname en opslag van PCB's in plantenweefsels nauwelijks optreedt. Verkley & Ernst (1991) maken wel melding van opname, zij het dat het om zeer kleine hoeveelheden gaat. Olie is wel in staat om het (blad)oppervlak van de plant te penetreren om dan in de intercellulaire ruimten terecht te komen. Transport van olie door het vaatstelsel is verwaarloosbaar klein (Frantzen, 1990).

Extractie⁸ van het plantemateriaal kan tot vele problemen leiden. In hogere planten komen pigmentstoffen voor die een gelijkenis met PAK vertonen zodat bij analyses uitgekeken moet worden voor artefacten (van Straalen & Verkley, 1991). Mrozek & Leidy (1981) namen een mobilisatie van PCB's door Kweldergras (*Spartina*

⁸Scheikundige methode waarbij bepaalde componenten in de plant worden geïsoleerd en geconcentreerd.

alterniflora) waar. In dit onderzoek kon echter niet duidelijk worden aangetoond of er sprake was van absorptie aan het oppervlakte of opname door de plant.

Zoals uit voorgaande voorbeelden blijkt, zijn transport en opname van organische microverontreinigingen geen vanzelfsprekende processen. Herbiciden vormen hierop een uitzondering, aangezien deze groep pesticiden een schadelijke werking op de plant dienen uit te oefenen. In deze groep van bestrijdingsmiddelen kan dan ook het meeste effect op de vegetatie worden verwacht. Macrofyten reageren gevoeliger op blootstelling van de herbicide atrazine dan algen (Frantzen, 1990). Wanneer herbiciden door uitspoeling in het aquatisch milieu terecht komen zijn negatieve invloeden op waterplanten te verwachten (Wang, 1992).

De meeste lipofiele, voor het organisme vreemde, verbindingen (xenobiotica) ondergaan in het organisme enzym-gestuurde omzettingen waarbij de xenobiotica vernietigd worden (van Straalen & Verkley, 1991; Lang, 1992). Deze omzetting voltrekt zich in twee fasen. In de eerste fase vindt er een toename van polariteit plaats terwijl in de tweede fase een lichaamseigen stof aan de xenobiotische stof wordt gekoppeld waarna het complex kan worden uitgescheiden. Het cytochroom P-450, een verzameling van enzymen, speelt een grote rol in de metabolisering van de xenobiotica. P-450 is een verzameling van enzymatische complexen welke P-450 mono-oxygenase of 'mixed function oxidases (MFO)' genoemd wordt. Verschillende isozymen van het cytochroom P-450 worden in planten, bacteriën en dierlijke organismen aangetroffen en zijn naar alle waarschijnlijkheid alom aanwezig in elk organisme (Lang, 1992). Waterplanten kunnen voor een deel (35%) in de afbraak van de herbiciden atrazine en simazine voorzien (Guilizzoni, 1991). Daarnaast is ook afbraak van fenolcomponenten en N,N-dimethyl-2,2-diphenyl waargenomen (Bingham & Shaver, 1977; Stam & Roth, 1981).

Bij omzetting van xenobiotische stoffen kan de toxische werking mogelijk nog niet verdwenen zijn en kunnen de metabolieten zelfs een toxischer werking hebben verkregen. Naar de effecten van deze metabolieten is nog weinig onderzoek gedaan.

Waarschijnlijk zal het grootste gedeelte van de persistente lipofiele verbindingen extracellulair aan de plant gebonden worden waarbij passieve diffusie als belangrijk transportmiddel dient. Dit proces is afhankelijk van de morfologie van de plant, de concentratie waaraan de plant wordt blootgesteld en de K_{ow} van de stof. Bij een onderzoek werden drie soorten waterplanten (*Myriophyllum spicatum*, *Bacopa caroliniana* en *Hydrilla verticillata*) werden blootgesteld aan gechloreerde benzenen. Bij *B. caroliniana* en *H. verticillata* werd in de eerste fase van het accumulatieproces diffusie als belangrijke factor beschouwd maar in een later stadium van de accumulatie week deze af van het voorspelde accumulatiepatroon. Dit wijst op fysiologische processen die eveneens met accumulatie actief zijn (Wolf *et al.*, 1991).

Bij persistente lipofiele verbindingen kan worden verwacht dat ze zich vooral in vetweefsels ophopen. Lipiden bevinden zich met name in zaden en membranen. Wolf *et al.*, 1991 vonden een hogere bioconcentratie factor naarmate de lipofiliteit van de verbinding toenam. Planten met een groot oppervlakte in verhouding tot hun inhoud zullen in staat zijn meer persistente lipofiele verbindingen per gewichtseenheid te absorberen dan planten met een lage oppervlakte/inhoud ratio. Waterplanten hebben over het algemeen een hoge oppervlakte/inhoud ratio vergeleken andere planten. Dit dient de opnamecapaciteit van CO₂ en minerale nutriënten te optimaliseren aangezien de aanvoer vanwege de lage oplosbaarheid van gassen in water beperkt is (Sculthope, 1967).

Organismen

Naast opname via de huid kan een dierlijke organisme ook via voedsel organische microverontreinigingen opnemen en in het vetweefsel opslaan. Dit proces wordt het bioaccumulatie proces⁹ genoemd. Vooral bij persistente lipofiele stoffen kan dit proces een significante bijdrage leveren aan de concentratie in het organisme. Over het algemeen is opname via de huid en kieuwen het belangrijkste, maar bij sterk lipofiele stoffen met een K_{ow} die hoger ligt dan 5 vindt er ook accumulatie plaats via de voedselketen (Thomann, 1989).

Er zijn verschillende modellen ontwikkeld waarbij het accumulatiepatroon van stoffen in organismen uit verschillende trofische niveaus aan de hand van de blootstellingsroutes wordt voorspeld (Thomann *et al.*, 1992; Thomann, 1989).

Organische microverontreinigingen kunnen effect hebben op het functioneren van organismen. De werking van DDT is gericht op de verstoring van de permeabiliteit van zenuwcellen. Sommige PCB's zijn zeer toxisch. Het grote gevaar zit echter in de chronische toxiciteit¹⁰ zoals effecten op reproductie. Bij aanwezigheid van PCB's in het voedsel werd een vertraagde eileg bij de Mourning Dove (*Zenaidura macroura*) waargenomen. Tevens zijn er aanwijzingen dat de legselgrootte onder invloed van PCB's afneemt (Koval *et al.*, 1987). Uit een groot aantal studies blijkt dat verschillende gechloroerde koolwaterstoffen de eischaaldikte van vogels negatief beïnvloedt. Bij sommige vogels wordt dat ook bij blootstelling van PCB's gemeld (Lundholm, 1987).

In de Biesbosch zijn effecten van PCB's op hogere predatoren waargenomen (Gleichman-Verheyen & Ma, 1989). Gehaltes van PCB's in het vetweefsel van de

⁹Bioaccumulatie is een proces waarbij de concentratie van verontreiniging in het organisme kan toenemen met leeftijd en omvang van het organisme.

¹⁰Chronische toxiciteit is de mate waarin gezondheidseffecten op langere termijn, na een langdurige blootstelling aan kleine hoeveelheden van een stof, ontstaan.

bever (planteneter) bleken laag (<10ppm) zodat lopend onderzoek werd gestaakt (Nolet, pers. comm.). Zoals reeds eerder vermeld geven risicoschattingen bij de bever wel aan dat het cadmium aanbod in de Biesbosch mogelijk tot toxische verschijnselen kan leiden. Uit dit oogpunt kunnen toxische verbindingen de werking van andere stoffen zoals cadmium versterken. Zo kan cadmium in hoge concentraties interfereren met de werking van PCB's (Leonzio *et al.*, 1992).

Modellering

Toxiciteit kan worden bepaald aan de hand van waarneembare effecten (toxiciteitsparameters). Met deze parameters kunnen toxiciteitsproeven worden gedaan. In deze proeven wordt de dosis-effect-relatie van een verontreinigende stof bij een bepaald organisme gemeten. Van belang is bij welke concentratie het organisme nog geen effect van de verbinding ondervindt. De hoogste concentratie waarbij geen effect optreedt, wordt de drempelwaarde oftewel het "no effect level" (NEL) genoemd. De termen "highest no observed effect concentration" (NOEC) en "lowest observed effect concentration" (LOEC) worden als experimenteel toegepaste concentraties aangeduid waartussen het NEL ligt (van Straalen & Verkley, 1991).

Een organisme dat lipofiel persistent verontreinigd voedsel consumeert, loopt risico op toxische verschijnselen. Dat risico kan op verschillende manieren beoordeeld worden. Allereerst bestaat er een zeer algemene methode waarbij uitgegaan wordt van laboratorium-toxiciteitsgegevens (zie §2.2). Men bepaalt bij welke concentratie het organisme waarneembare effecten vertoont en vergelijkt deze gegevens met de veldsituatie, om te onderzoeken of daar vergelijkbare verschijnselen kunnen optreden. Hierbij is alleen het dieet van het organisme van belang en er moet een zo groot mogelijke samenhang zijn tussen het geteste dier en het dier in het veld. In deze methode wordt het verschil in fysiologie en morfologie tussen het geteste dier en het organisme in het veld niet in de berekening meegenomen. Vaak is deze analogie moeilijk te voorspellen (zie §3.4).

Er worden tegenwoordig steeds meer modellen ontwikkeld met fysiologische parameters. Deze modellen worden 'physiologically based pharmacokinetic models' (PB-PK) genoemd. Deze modellen bevatten een benadering van de fysiologie en anatomie van een diersoort. Een belangrijk voordeel is dat de parameters experimenteel bepaalbaar zijn waardoor toetsing van de mechanismen mogelijk is. Daarnaast kunnen resultaten van dierproeven geëxtrapoleerd worden naar organismen waarover weinig gegevens over bekend zijn zoals de mens (Jager, 1992). Het PB-PK model onderscheidt tussen vijf orgaangroepen namelijk, bloed, lever, vetweefsel, langzaam doorbloed weefsel (hersenen) en snel doorbloed weefsel (ingewanden, hart).

Elke orgaangroep heeft een arteriële aanvoer¹¹ en een veneuze afvoer¹². De parameters die in dit model voorkomen zijn aldus: 1. Allereerst moeten opname en lichaamsgewicht bekend zijn. 2. Daarnaast zijn de relatieve volumina van de organen als percentage van het lichaamsgewicht van belang. 3. Bovendien worden partiticoëfficiënten van organen, welke de verdeling van de toxische verbinding tussen de vrije fractie en het orgaan weergeven, in het model gebruikt. 4. De laatste parameter betreft de metabolisering van de toxische verbinding in het organisme.

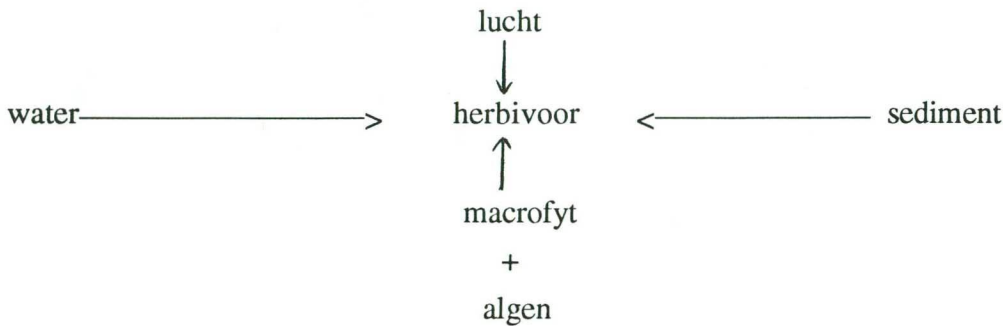
Vervolgens moet met de verdeling van de verbinding over een organisme een verband worden gelegd met het mogelijke effect op het organisme. Uiteindelijk is van belang bij welke concentratie er een effect optreedt in een bepaald organisme en in een breder kader de populatie-dynamiek (Kooijman, 1991). Er kan met het bovengenoemde model geen conclusies worden getrokken ten aanzien van effecten op organismen.

¹¹Slagaderen

¹²Aderen

3 Effecten van voedselketenoverdracht op herbivoren

De herbivoor die in of langs het aquatisch milieu leeft, wordt op verschillende manieren blootgesteld aan verontreinigingen (zie schema 1).



Schema 1: Blootstellingsroute van verontreinigingen aan de herbivoor.

Transport van lipofiele verbindingen via de lucht kan worden verwaarloosd aangezien deze na uitstoot direct weer neergeslagen (Jager, pers. comm.).

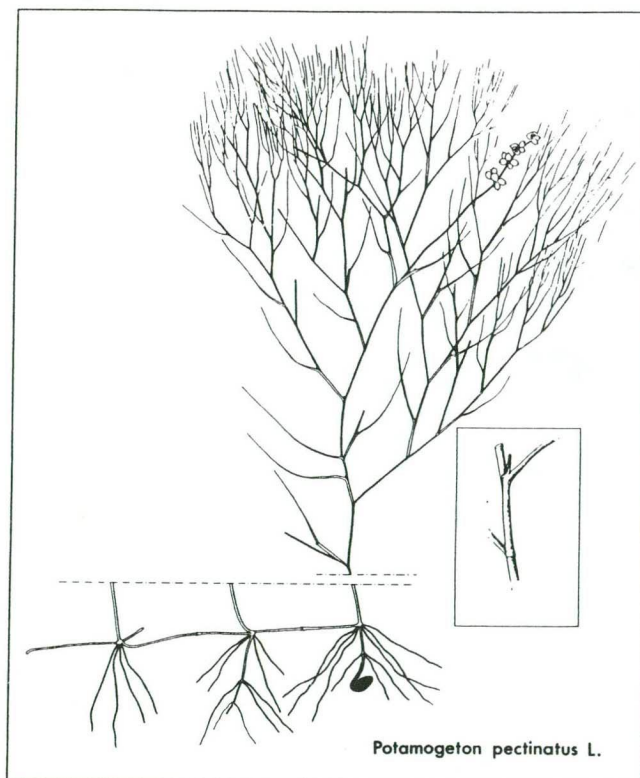
Een belangrijkere blootstellingsroute van verontreinigingen is het water. Voor organismen die onder water leven is deze route in grote mate bepalend voor de concentratie die in het lichaam wordt gevonden. Organismen die op het water leven (zoals watervogels), kunnen via het drinken verontreiniging binnen krijgen. Bij lipofiele verbindingen is het eveneens mogelijk dat ze via het water aan het vetlaagje van het vederdek binden. Dit vederdek kan bij het schoonmaken ervan als blootstellingsroute dienen. Het sediment is ook een belangrijke route. Bij begrazing kunnen stukjes sediment mee naar binnen genomen worden. Bij eendachtigen is bekend dat ze aanzienlijk hoeveelheden stukjes grind naar binnen werken ter verbetering van de vertering van het voedsel (Ruitenbeek & Anderson-Harild, 1979).

De laatste belangrijke route is de vegetatie. Metalen en organische microverontreinigingen kunnen op verschillende manieren de voedselketen beïnvloeden. Allereerst kunnen deze stoffen de plantengemeenschap verarmen of zelfs in omvang doen afnemen. Planten die in staat zijn hoge concentraties chemische verontreinigingen te tolereren, kunnen twee strategieën hebben ontwikkeld. Een strategie is deze stoffen in bepaalde organen op te slaan waardoor hoge concentraties in de plant kunnen ontstaan. Indien een herbivoor juist deze delen consumeert, zal dat ongunstige gevolgen voor ze kunnen hebben. De andere strategie is om de chemische stoffen te ontwijken waardoor geen accumulatie in de plant optreedt. Deze strategie zal geen ongunstige gevolgen voor de herbivoor hebben.

Herbivoren die hoge concentraties chemische verontreiniging kunnen tolereren, hebben betere overlevingskansen ten opzichte van herbivoren die planten met een hoge concentratie chemische verontreiniging eten waartegen ze geen tolerantie ontwikkeld hebben. Herbivoren die in staat zijn hoge concentraties chemische verontreinigende stoffen te tolereren door ze op te slaan, zullen waarschijnlijk een potentieel gevaar voor secundaire consumenten zijn. Een verandering in soortensamenstelling van herbivoren kan gevolgen hebben voor de plantengemeenschap.

§ 3.1 Vegetatie in het benedenrivierengebied

Het Schedefonteinkruid, *Potamogeton pectinatus* komt als monocultuur in grote delen van het benedenrivierengebied voor. Het Schedefonteinkruid is een onderwater-plant (zie figuur 3). De plant heeft een brede amplitude en kan voorkomen in brak-, zoet- en zelfs vervuild water.



Figuur 3: De habitus van het Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) met de stengel en een knolletje welke de plant ontwikkelt. Het knolletje dient als belangrijke voedselbron voor de Kleine Zwaan. De bovengrondse delen vormen een belangrijk onderdeel van het dieet van de Meerkoet in het Nieuwe Merwede-gebied. Uit van Wijk (1989).

Een begrazingsexperiment wees uit dat een groot deel van het Schedefonteinkruid als voedsel voor watervogels kan dienen. Tijdens het experiment werden voornamelijk Meerkoeten (*Fulica atra*), Wilde eenden (*Anas platyrhynchos*) en Knobbelzwanen (*Cygnus olor*) waargenomen. De onbegaasde gebieden bereikten een maximale biomassa van 237,3 g drooggewicht¹³ (DG) per m⁻² terwijl de begaasde gebieden slechts 23 % van de onbegaasde gebieden namelijk 55,4 g DG.m⁻² bevatten. De biomassa van de bovengrondse delen van de begaasde macrofyten was slechts 17 % ten opzichte van die van de onbegaasde gebieden (van Wijk, 1989).

De Kleine Zwaan (*Cygnus columbianus bewickii*) heeft een sterke voorkeur voor het Schedefonteinkruid. Na hun broedperiode in Siberie arriveren de eerste zwanen begin oktober (Brouwer *et al.*, 1984; Beekman *et al.*, 1991). Deze zwanen begrazen het Lauwersmeer, het IJsselmeer en overige gebieden waar een hoge dichtheid van knolletjes van het Schedefontein-kruid bestaat. Wanneer de velden na ongeveer 3 weken kaalgevreten zijn, gaan ze over op akkerbouw gebieden en graslanden. Eveneens in andere gebieden bestaat die sterke voorkeur voor de knolletjes van het Schedefonteinkruid zoals in het broedgebied afgelopen zomer kon worden waargenomen (Beekman, pers. comm.).

Ook de Meerkoet is een belangrijke planteneter. Zijn dieet bestaat in de winter hoofdzakelijk uit plantaardig materiaal waarvan een groot deel water- en oeverplanten (Hurter, 1979; Thomas, 1982). Daarvan maken planten afkomstig uit de familie van de *Gramineae* (grassen) het grootste deel uit. In veel gevallen bestaat het dieet voor slechts een klein deel uit Fonteinkruid (Thomas, 1982). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat er een grote voorkeur bestaat voor planten met een hoge voedingswaarde. Het Schedefonteinkruid bevat vergeleken andere waterplanten minder voedingswaarde (Hurter, 1979). In veel gevallen zal het dieet afhankelijk zijn van de aanwezige vegetatie. In het Deltagebied bestaat gezien de hoge dichtheid aan het Schedefonteinkruid een grote kans dat deze plant substantieel in het dieet van de Meerkoet voorkomt. In de zomer van 1992 konden grote groepen fouragerende Meerkoeten op de velden met Schedefonteinkruid in de Nieuwe Merwede worden waargenomen (Ohm, pers. comm.).

Hoewel Knobbelzwanen zich hoofdzakelijk met plantaardig materiaal voeden, bestaat er geen speciale sterke voorkeur voor Fonteinkruid (Beekman, pers. comm.).

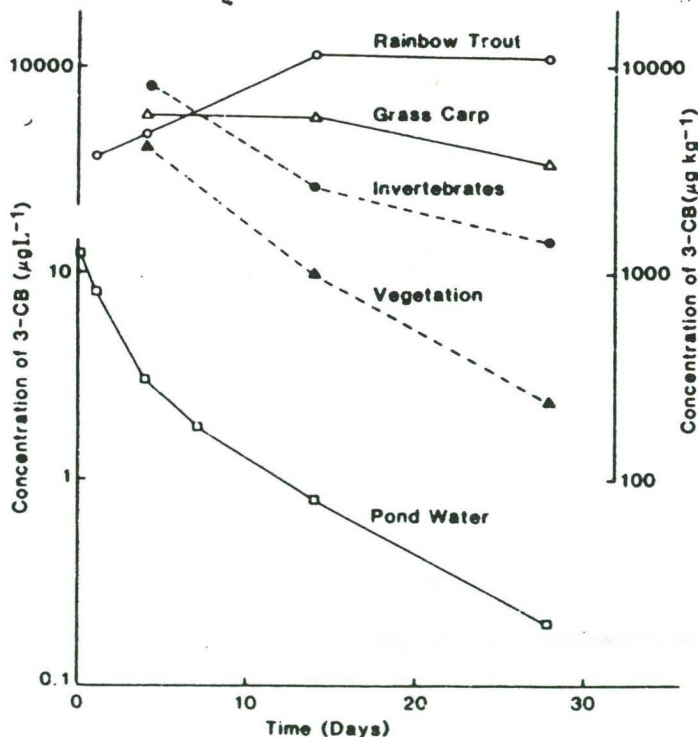
Recentelijk zijn in het nieuwe Merwede gebied metingen aan deze plantensoort verricht (van Hattum, pers. comm.). Bij deze metingen kon de aanwezigheid van verschillende organische microverontreinigingen en metalen aangetoond worden. De waarden van de verontreinigingen lagen aanmerkelijk hoger dan die in schonere

¹³De biomassa van de vegetatie wordt vaak uitgedrukt in droog gewicht. De planten worden voor 24 uur bij 105°C gedroogd.

gebieden zoals de Oude Venen in Friesland. Met name organische microverontreinigingen zoals PCB's, lindaan, HCB en verschillende PAK konden in verhoogde concentraties worden waargenomen. Ook metalen waren in verhoogde mate aanwezig.

§ 3.2 Onderwater macrofauna

Organismen die in het water leven, kunnen zowel via het water als via het voedsel verontreinigende stoffen opnemen. Sterk lipofiele verbindingen worden vanwege hun apolair karakter vrijwel direct aan vaste deeltjes in het water gebonden. Het transport van de PCB-congeneer, 2,5,4'-trichlorobiphenyl (3-TCB) werd in een experimenteel meertje bestudeerd (Crossland *et al.*, 1987). De concentratie 3-TCB in het water daalde gedurende 7 dagen van $12,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ naar $1,8 \mu\text{g.l}^{-1}$. De concentratie in het sediment nam gedurende het experiment toe. Daarentegen voltrok zich de desorptie (daling van hoeveelheid) van 3-TCB in de vegetatie veel sneller dan in het sediment. Bij de organismen kon eveneens een daling in concentratie worden waargenomen (zie figuur 3). Echter, in de regenboogforel werd de hoogste waarde gemeten en deze waarde bleef tijdens het experiment constant.



Figuur 4: De 3-TCB residuen (= 3-CB) in het water van een meer, de vegetatie, de invertebraten en twee vissoorten Uit Crossland *et al.* (1987).

Organismen die zich hoog in de voedselketen bevinden accumuleren over het algemeen meer apolaire lipofiele stoffen (Niethammer *et al.*, 1984; Ruiz & Llorente, 1991). Het accumulatiepatroon in een organisme kan echter ook variëren afhankelijk van biologische verschijnselen (reproductie) en abiotische factoren zoals stroomsnelheid en pesticide-gebruik (Ruiz & Llorente, 1991).

Effecten zijn van te voren moeilijk te voorspellen. Pridmore *et al.* (1992) konden geen van de waargenomen effecten op basis van toxiciteitsgegevens voorspellen. Zo werd er bij macrofauna bij lage dosis mogelijk een vluchtgedrag-respons gesignaleerd. Ondanks de lage dosis van een persistente gechloreerde koolwaterstof, het bestrijdingsmiddel 'Chlordane' werd de hoeveelheid macrofauna in het kwelder sediment gereduceerd. Bij de poelsslak *Lymnaea spec.* werd een ontwijkingsgedrag waargenomen. Ze hadden de sterke voorkeur voor schimmels en/of bladeren met een lage accumulatie van diquat (Bärlocher, 1992). In beide gevallen kan op basis van het dieet geen voorspelling gedaan worden over accumulatiepatronen van de consumenten.

§ 3.3 Watervogels

Veel studies wijzen op de belangrijke betekenis die voedselketenoverdracht kan hebben bij de doorgifte van organische microverontreinigende stoffen bij vogels. Bij deze organismen speelt accumulatie via het omliggende medium een minder grote rol dan organismen die volledig in het water leven.

Een studie naar de effecten van PCB-verontreiniging op het ecosysteem van een meer wees uit dat organismen uit hogere trofische niveaus hogere gehalten aan PCB's bevatten dan organismen uit lagere trofische niveaus (Mowrer *et al.*, 1982). Deze verschijnselen wijzen op de mogelijkheid van biomagnificatie. Dit werd onder meer bij de Meerkoet waargenomen. De overdracht van het waterplanten naar de eieren van de Meerkoet suggereerde biomagnificatie. De Meerkoet voedt zich echter ook met mossels waardoor moeilijk valt aan te geven welk bijdrage waterplanten leveren aan de overdracht van PCB's. Bovendien had men bij de PCB-analysen van planten last van storende factoren waardoor de uitkomsten van de bepalingen sterk vertekend zijn (alleen hoge waarden konden worden bepaald).

Llorente *et al.*, 1987 deden onderzoek naar accumulatiepatronen van PCB en DDT in drie eendesorten (*Netta rufina*, *Anas crecca* en *Anas clypeata*). Deze vogels bevonden zich in een moerasgebied waaromheen landbouw en industrie zich hadden ontwikkeld. PCB's hopen zich voornamelijk op in vetweefsel. DDT bindt zich meer aan polaire, structurele weefsels. Als de gehalten over de periode 1977-1982 met elkaar

vergeleken worden, bevatte de Krooneend (*N. rufina*) gemiddeld $1,95 \mu\text{g.g}^{-1}\text{vet}$, Wintertaling (*A. crecca*) $5,15 \mu\text{g.g}^{-1}\text{vet}$ en de Pijlstaart (*A. clypeata*) $13,55 \mu\text{g.g}^{-1}\text{vet}$. Bij DDT was het accumulatie patroon vergelijkbaar. Deze gehalten waren respectievelijk $4,48 \mu\text{g.g}^{-1}\text{vet}$, $20,91 \mu\text{m.g}^{-1}\text{vet}$ en $28,77 \mu\text{g.g}^{-1}\text{vet}$. Bij de Wintertaling die een jaarlijkse trek heeft, kon in de borstspier de hoogste PCB-concentratie worden aangetoond.

Uit dit onderzoek blijkt dat eenden die zich hoofdzakelijk met plantaardig materiaal voeden zoals de Krooneend aanzienlijk minder PCB's bevatten dan eenden (Pijlstaart) met een dieet die voor een groot deel van dierlijke oorsprong is. Meer studies wijzen op een verband tussen opname van PCB's en de positie van het organisme in de voedselketen (Focardi *et al.*, 1988). In dit onderzoek werd een statistisch verschil tussen PCB-gehalten per soort gevonden waarbij visetende vogels de hoogste waarden bevatten. Met DDE zijn er eveneens aanwijzingen dat biomagnificatie kan optreden (Mora & Anderson, 1991).

Naast de vraag of er biomagnificatie optreedt, is van belang welk effect de accumulerende stoffen hebben. In Mexico en California werd onderzoek gedaan naar gehalten van onder andere DDE, DDT en BCH in de omnivoor de Pijlstaart (*Anas acuta*) en de Amerikaanse herbivore eenden, de blackbellied (*Dendrocygna autumnalis*) en de fulvous (*D. bicolor*) whistling-ducks. Geen van de waarden waren hoog genoeg waren om een negatieve invloed uit te oefenen op reproductie of overleving (Mora *et al.*, 1987). Boudewijn & Mes (1989) konden bij de Meerkoet in de Biesbosch geen verband vaststellen tussen verlaagd broedsucces en het aanbod van verontreinigende stoffen. Dit onderzoek vond plaats in een gebied met een lage dichtheid aan waterplanten zodat het dieet waarschijnlijk voor het grootste gedeelte uit mosselen bestond (Boudewijn, pers. comm.).

Mogelijk is dat er naar omstandigheden wel negatieve gevolgen te verwachten zijn. De hoeveelheid organische microverontreinigingen in vogels kan variëren (Mora & Anderson, 1991). Deze waarden fluctueren met het seizoen (hoge waarden in de winter en lage waarden in de zomer) en met de locatie.

Bovendien kunnen onder bepaalde omstandigheden de opgeslagen organische verbindingen in het vetweefsel van vogels vrijkomen als gevolg van het aanspreken van vetreserves. Deze omstandigheden (stress-situaties) kunnen plaatsvinden bij grote inspanningen zoals tijdens de trek of koude perioden.

§ 3.4 Risico-analyse voor herbivore watervogels

Zoals in §3.1 reeds is vermeld, zijn waterplanten in het Nieuwe Merwede-gebied in hoge mate verontreinigd met microverontreinigingen en metalen. Consequenties voor herbivore watervogels kunnen in dat gebied daarom niet worden uitgesloten. Verontreinigings-waarden van deze waterplanten kunnen gebruikt worden bij bepaling van de geschatte risico voor herbivore watervogels die mogelijk in dat gebied voorkomen en fourageren. Zowel Meerkoeten als Kleine Zwanen voeden zich met het fonteinkruid. Van al deze stoffen dient PCB als uitgangsstof aangezien door het sterk lipofiele karakter (hoog K_{ow}) hiervan de meeste voedselketeneffecten te verwachten zijn. Daarnaast kunnen stoffen als PAK's veelal in organismen afgebroken worden.

De vraag is of de sterk vervuilde waterrijke gebieden in het zuid-westen van Nederland een bedreiging kunnen vormen voor de Westelijke populatie Kleine Zwanen. Deze vraag kan ook niet los worden gekoppeld van de vraag of er vervuiling optreedt in gebieden, waar de Kleine Zwaan trekt of broedt. Hier is echter nog geen onderzoek naar gedaan. Voor de korte periode dat de Kleine Zwaan hier de fonteinkruidvelden begraast, kan misschien een indicatie gegeven worden in hoeverre dit verblijf van invloed is op deze soort.

Volgens Lahr & van der Valk (1991) zijn op dit moment nog geen laboratorium-toxiciteitsgegevens bekend zodat geen betrouwbare risicoanalyse gegeven kan worden. Eys (1990) beschrijft NOEC-waarden¹⁴ die onder andere uit veldwaarnemingen zijn afgeleid. Deze gegevens zijn minder betrouwbaar. In het milieu zijn ook andere toxische verbindingen aanwezig die de werking van de betreffende toxische verbinding kunnen beïnvloeden waardoor de uitkomst van de NOEC verandert.

NOEC-waarden zijn gebaseerd op toxische effecten of anders gezegd meetbare parameters. Gevoelige parameters zullen resulteren in lage NOEC-waarden. Deze parameters zijn cruciaal voor het functioneren van een organisme. Bij organische microverontreinigingen zijn vooral effecten met betrekking tot reproductie het meest gevoelig gebleken. Gezien de uitgebreide toxiciteitsgegevens met betrekking tot reproductie die over de Kuifeend (*Aythya fuligula*) bekend zijn, geven deze mogelijk een indicatie over eventueel risico. Daarbij bleek dat de dikte van de eischaal de meest gevoelige parameter te zijn.

¹⁴NOEC-waarde geeft de experimenteel hoogst bepaalde verontreinigingswaarde aan waar nog geen schadelijk effect op het organisme kan worden waargenomen.

Tabel 1: De risicoschatting voor herbivore watervogels bij begrazing van het Schedefonteinkruid in het Nieuwe Merwede-gebied met betrekking tot PCB138, PCB153 en PCB180. Deze schatting is gebaseerd op NOEC-waarden van de Kuifeend met de dikte van de eischaal als toxiciteitsparameter (Eys, 1990). De NOEC-waarden en de gehalten aan PCB in de plant worden uitgedrukt in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ vers gewicht.

organische verbinding	NOEC-waarde	Voedingsplant
PCB 138	0,056	0,061
PCB 153	0,038	0,012
PCB 180	0,015	0,005

De NOEC-waarden van PCB 153 en PCB 180 liggen boven de waarden welke in het Schedefonteinkruid kunnen worden waargenomen. De NOEC-waarde voor PCB 138 komt overeen met die van het binnengekomen plantemateriaal waarbij mogelijk een effect te verwachten is.

Er zijn echter kanttekeningen te maken bij de vergelijking van de Kuifeend en de herbivore watervogels. Allereerst voedt de Kuifeend zich met dierlijk materiaal. Bij herbivoren moet rekening gehouden worden met de lage verteerbaarheid van voedsel. Dit betekent dat er kwantitatief meer voedsel nodig is om in onderhoud te voorzien in vergelijking met de carnivore vogels. Dit heeft als consequentie dat er meer voedsel per tijdseenheid de darm passeert. Deze hoge doorvoersnelheid kan een negatief effect hebben op absorptie van verontreinigende verbindingen in de darm.

Bovendien is er een soortspecifiek verschil in absorberend vermogen van (xenobiotische) verbindingen door de darm van vogels (Serafin, 1984). De 'Bobwhites' (*Colinus virginianus*), de 'Screech' uil (*Otus asio*) en de Amerikaanse Torenvalk (*Falco sparverius*) absorbeerden meer PCB's en dieldrin dan de Kwak (*Nycticorax nycticorax*) en de Wilde Eend. Tevens verschilt de omzetting van de xenobiotische stof per organisme (Kooijman, 1991).

4 Discussie

In het aquatisch milieu kan vaak een verband worden gelegd met de positie in de voedselketen en de concentratie van organische microverontreinigingen in een organisme. Dit kan als volgt worden verklaard. Organismen die zich voeden met dieren krijgen een hogere dosis aan verontreinigingen binnen dan bijvoorbeeld organismen die zich met planten voeden. De prooien bevatten vaak een hoger gehalte aan verontreinigingen dan planten. De concentratie van lipofiele verbindingen houdt echter over het algemeen sterk verband met het vetgehalte in een organisme en kan dus in veel gevallen door fysiologische factoren worden verklaard (Kooijman & van Haren, 1990).

Voor waterorganismen die chemisch geïsoleerd van hun omgeving leven zoals aquatische insecten, vogels en zoogdieren, vindt opname voornamelijk via voedsel plaats. In herbivore watervogels worden over het algemeen lagere concentraties persistente lipofiele verbindingen gevonden dan in predatoire vogels. Dit kan mogelijk verband houden met de mate van verontreiniging van het voedsel. Ze nemen vanwege de lage verteerbaarheid van het voedsel weliswaar kwantitatief meer voedsel tot zich dan carnivore vogels, maar de dosis kan ondanks dit verschil lager liggen dan bij de carnivoor.

Het kan echter ook verband houden met een lager absorptievermogen van verontreinigende stoffen door de darm. Enerzijds kan de lage verteerbaarheid van het voedsel tot een lager absorberend vermogen de darm leiden. Er bestaan echter ook fylogenetische¹⁵ verschillen tussen de vogels. Opmerkelijk is dat darmen van bepaalde watervogels zoals de Kwak (carnivoor) en de Wilde Eend (omnivoor) een veel lager absorptievermogen van xenobiotische stoffen vertonen dan vogels die op land leven (Serafin, 1984).

Uiteindelijk is niet de hoeveelheid van een bepaalde verbinding in een organisme van belang maar het effect ervan. Chronische effecten kunnen een grote negatieve invloed op levensvatbaarheid van watervogels hebben. Onder chronische effecten worden met name negatieve invloeden op de reproductie bedoeld. Risico's kunnen onder bepaalde omstandigheden worden vergroot. Mora & Anderson (1991) namen bij verscheidene vogels in de winter hogere waarden aan organische microverontreinigingen waar dan in de zomer. Gedurende het jaar traden verschillen op in hoeveelheid verontreinigende stoffen. In combinatie met ernstige 'stress-situaties' die in de winter kunnen optreden zoals grote koude of gebrek aan voedsel, kan mogelijk een ernstige situatie ontstaan. Interessant is daarom de vraag of de

¹⁵Het heeft betrekking op de evolutionaire geschiedenis van een organisme.

gevoeligheid voor 'stress-situaties' zoals grote inspanningen (trek), verhongering of koude onder invloed van verontreiniging toeneemt.

Gezien het hoge verontreinigingsniveau in de Biesbosch en de daaruit voortvloeiende risico's die mogelijk kunnen optreden of al zijn opgetreden, is het raadzaam een gedetailleerder beeld te krijgen van de doorgifte van deze stoffen in de voedselketen. Dit beeld kan op twee manieren verkregen worden.

Allereerst kan verontreiniging van de vegetatie in beeld worden gebracht. Met deze gegevens kunnen risico's voor grazers worden bepaald. Er bestaat een beoordelingssysteem waarmee het risico van levenslange orale blootstelling van de mens aan nieuwe stoffen door middel van overdrachtsfactoren kan worden bepaald. Deze factoren leggen een verband tussen de concentratie in water en bodem en de humane blootstelling. Een onderdeel van dit beoordelingssysteem betreft overdracht van verontreinigingen in grassen en sediment naar vee (Nijs & Vermeire, 1990). Een probleem bij dieren in het wild is echter dat ze verschillende voedselpatronen hebben gedurende het jaar.

Er moet bovendien rekening worden gehouden met de biologische beschikbaarheid van een verbinding. De verbinding moet namelijk door de darm van het organisme kunnen worden opgenomen. Daarbij is van belang in hoeverre een plant in staat is een verbinding op te nemen of aan celwanden te absorberen. De verbinding kan worden opgenomen en vervolgens omgezet in een onschadelijke verbinding of juist in een schadelijker verbinding.

Daarnaast kan de verbinding aan verschillende plantendelen hechten. Bij hechting aan lignine (een belangrijk component in de celwand) wordt een onoplosbaar complex gevormd dat moeilijk door dieren kan worden verteerd. Verbindingen die niet in de darm in oplossing raken, zijn niet beschikbaar voor het ontvangende organisme. Lignine kan de toxische werking van eraan gehechte persistente verbindingen naar alle waarschijnlijkheid teniet doen (Akhtar *et al.*, 1992). Een groot deel (60%) van een persistente lipofiele pesticide (Mirex) dat aan plantemateriaal was gebonden, kon in de faeces van ratten worden uitgescheiden (Mehendale *et al.*, 1972). Onderwaterplanten bevatten echter geen lignine (Sculthope, 1967). Het is echter aannemelijk dat hetzelfde fenomeen ook bij andere onverteerbare plantendelen kan optreden. Voorts is het de vraag of verontreinigingen die aan het oppervlakte van sediment of vegetatie zijn gebonden, in de darm in oplossing kunnen raken. Door middel van biomonitoring¹⁶ kan de biologische beschikbaarheid bij herbivoren worden onderzocht.

Effecten in veldsituaties zijn moeilijk te detecteren en kunnen met behulp van laboratoriumtoxiciteitstoetsen herkend worden. Deze toetsen worden met behulp

¹⁶Biomonitoring is het herhaaldelijk gebruik maken van indicatororganismen om inzicht te verkrijgen in de milieukwaliteit. Een indicatororganisme geeft informatie over de omstandigheden van de plaats waar het leeft door middel van uiterlijke of innerlijke kenmerken.

van proefdieren uitgevoerd. Met betrekking tot ratten zijn zeer veel laboratoriumtoxiciteitsgegevens bekend. In tegenstelling tot vogels waarmee veel minder proeven gedaan worden. Momenteel bestaan er bijvoorbeeld nog geen betrouwbare gegevens over de toxiciteit van PCB's bij vogels.

Conclusies:

Het waterrijk milieu dient als fourageergebied voor herbivore watervogels. Waterplanten vormen een belangrijke voedselcomponent in het dieet van deze vogels en kunnen dienen als belangrijke route in de doorgifte van organische microverontreinigende en metalen naar deze watervogels. Uit de literatuur kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

1. Het Schedefonteinkruid afkomstig uit de Biesbosch bevat hogere concentraties organische microverontreinigingen en metalen dan dat uit relatief schone gebieden. Aangezien de Meerkoet en de Kleine Zwaan zich met deze plant voeden, worden zij aan een hoog verontreinigingsniveau blootgesteld hetgeen van gevaar voor deze vogels kan zijn.
2. Herbivoren worden over het algemeen blootgesteld aan voedsel met een lagere concentratie aan verontreinigde stoffen dan carnivoren. Niettemin nemen ze vanwege de lage verteerbaarheid ($\approx 50\%$) van het voedsel kwantitatief meer voedsel tot zich. Toch worden in herbivoren veelal lagere concentraties metalen en organische micro-organische verontreinigingen gevonden in vergelijking met carnivoren. Dit is mogelijk verklaarbaar door de hoge doorvoersnelheid van het voedsel in de darm, de soortspecifieke verschillen in absorptiepatroon of de lagere dosis.
3. De meeste aquatische herbivore organismen veranderen tijdens hun leven zowel van dieet als van habitat. Dit maakt de bepaling van de binnengekregen dosis aan verontreinigende stoffen zeer ingewikkeld. Er zal zowel naar de verontreiniging in de verschillende habitats als de verontreiniging van de verschillende componenten van het dieet moeten worden gekeken. Met deze dosis kan beoordeeld worden welke invloed dit heeft op gevoelige toxiciteitsparameters.
4. Er bestaan nog geen betrouwbare laboratoriumtoxiciteitsgegevens van PCB-opname door vogels zodat geen risicoschatting kan worden verricht met betrekking tot met PCB-verontreinigd voedsel.

Lijst van Afkortingen:

BCH	= benzeenhexachloride
DDT	= dichloordifenyiltrichloorethaan
DDD	= bischloorfenyldichloorethaan
DDE	= bischloorfenyldichloorethyleen
DG	= drooggewicht
HCB	= hexachloorbenzeen
K_{ow}	= octanol-water partitie coëfficiënt
LOEC	= lowest observed effect concentration
MFO	= mixed function oxidases
NEL	= no effect level
NOEC	= highest no observed effect concentration
PAK	= polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PB-PK model	= physiologically based pharmacokinetic model
PCB's	= polychloorbifenylen

Literatuurlijst:

- Anonymus, 1992. 'Nader Onderzoek' Waterbodems, Uitgangsdokument. Rijkswaterstaat. Directie Zuid-holland. P.R.92001.102.
- Akhtar, M.H., S.U. Khan & S. Kacew. 1992. Bioavailability of bound pesticide residues and potential toxicologic consequences. Minireview Soc. Exp. Biol. Med. pp. 13-21.
- Bärlocher, F. 1992. The ecology of aquatic hyphomycetes. pp. 173-181. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Beekman, J.H., M.R. van Eerden & S. Dirksen. 1991. Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* utilising the changing resource of *Potamogeton pectinatus* during autumn in the Netherlands. Wildfowl; Supplement 1: 238-248.
- Bingham, S.W. & R.L. Shaver. 1977. Diphenamid removal from water and metabolism by aquatic plants. Pesticide, Biochemistry & Phys. 7: 8-15.
- Boudewijn, T.J. & R.G. Mes. 1989. Futen en meerkoeten in de Biesbosch, broedbiologie in 1989. Ecolandrapport 89-6.
- Brouwer, H., R. Daalder & E. Nieboer. 1984. Kleine Zwanen en de plankzeilers in het randmerengebied. De Levende Natuur 3: 77-83.
- Campbell, P.G.C., A.G. Lewis, P.M. Chapman, A.A. Crowder, W.K. Fletcher, B. Imber, S.N. Luoma, P.M. Stokes & M. Winfrey. 1988. Biologically available metals in sediments. Publications NRCC/CNRC, Canada.
- Crossland, N.O., D. Bennett & C.J.M. Wolff. 1987. Fate of 2,5,4'-trichlorobiphenyl in outdoor ponds and its uptake via the food chain compared with direct uptake via the gills in Grass Carp and Rainbow Trout. Ecotoxicol. Environm. Saf. 13: 225-238.
- Dallinger, D. & H. Kautzky. 1985. The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*): a field study. Oecologia (Berlin) 67: 82-89.

Eys, Y.A. 1990. De toxicologische betekenis van gehalten van microverontreinigingen in watervogels van de Westerschelde. Rijkswaterstaat GWAO-90.10086.

Focardi, S., C. Leonzio & C. Fossi. 1988. Variations in polychlorinated biphenyl congener composition in eggs of mediterranean water birds in relation to their position in the food chain. Environm. Poll. **52**: 243-255.

Frantzen, N. 1990. Macrofyten en de beoordeling van verontreinigde waterbodems. Literatuurstudie Rijkswaterstaat DBW/RIZA 90.0092.

Gleichman-Verheyen, E.C. & W. Ma. 1989. Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden van de Biesbosch. RIN-rapport 89/17.

Guilizzoni, P. 1991. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submerged macrophytes. Aquatic Botany **41**: 87-109.

O'Halloran, J., A.A. Myers & P. Finbarr-Duggan. 1989. Some sub-lethal effects of lead on mute swan *Cygnus olor*. J. Zool., Lond. **218**: 627-632.

Huiskes, A.H.L. & J. Rozema. 1988. The impact of anthropogene activities on the coastal wetlands of the North Sea. In: W. Salomons, B.B. Ayne, E.K. Duursma & Z.U. Förstner (Eds.) Pollution of the North Sea, an assessment. pp. 455-473. Springer, Heidelberg.

Hurter, H. 1979. Nahrungsökologie des Bläßhuhns *Fulica atra* an den Überwinterungsgewässern im nördlichen Alpenvorland. Der ornithologische Beobachter **76**: 257-288.

Jager, D.T. 1992. PB-PK modellering van dioxinen in de humane populatie. Doctoraalstage-verslag, Theoretische Biologie, Vrije Universiteit van Amsterdam.

Kooijman, S.A.L.M. 1991. Effects of feeding conditions on toxicity for the purpose of extrapolation. Comp. Biochem. Physiol. **100**: 305-310.

Kooijman, S.A.L.M. & R.J.F. van Haren. 1990. Animal energy budgets affect the kinetics of xenobiotics. Chemosphere **21**: 681-673.

Koval, P.J., T.J. Peterle & J.D. Harder. 1987. Effects of polychlorinated biphenyls on Mourning Dove reproduction and circulating progesterone levels. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **39**: 663-670.

Lahr, J. & H.van der Valk. 1991. Risico evaluatie van DDT, DDT-derivaten en enkele PCB-congeneren voor warmbloedigen in het marine milieu. Afleiding van het maximaal toelaatbaar risico in voedsel op basis van laboratorium toxiciteitsgegevens. AID-Environment, Amsterdam.

Lang, V. 1992. PCBs in the environment. *J. Chromat.* **595**: 1-43.

Leonzio, C., L. Marsili & S. Focardio. 1992. Influence of cadmium on PCB congener accumulation in quail. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **49**: 686-693.

Llorente, G.A., A. Farran, X. Ruiz & J. Albaigés. 1987. Accumulation and distribution of hydrocarbons, polychlorobiphenyls, and DDT in tissue of three species of Anatidae from the Ebro Delta (Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **16**: 563-572.

Lundholm, E. 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: mode of action on the eggshell gland. *Comp. Biochem. Physiol.* **88C**: 1-22.

Mehendale, H.M., L. Fishbein, M. Fields & H.B. Matthews. 1972. Fate of mirex-¹⁴C in the rat and plants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **8**: 200-207.

Mora, M.A., D.W. Anderson & M.E. Mount. 1987. Seasonal variation of body condition and organochlorines in wild ducks from California and Mexico. *J. Wildl. Manage.* **51**: 132-141.

Mora, M.A. & D.W. Anderson. 1991. Seasonal and geographical variation of organochlorine residues in birds from Northwest Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **21**:541-548.

Mowrer, J., K. Åswald, G. Burgermeister, L. Machado & J. Tarradellas. 1982. PCB in a lake Geneva ecosystem. *Ambio* **11**: 355-358.

- Mrozek, E.Jr. & R.B. Leidy. 1981. Investigation of selective uptake of polychlorinated biphenyls by *Spartina alterniflora* Loisel. Bull. Environ. Contam. Toxicol. **27**: 481-488.
- Niethammer, K.R., D.H. White, T.S. Baskett & M.W. Sayre. 1984. Presence and biomagnification of organochlorine chemical residues in Oxbow lakes of Northeastern Louisiana. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **13**: 63-74.
- Nijs, A.C.M. de & T.G. Vermeire. 1990. Soil-plant and plant-mammals transfer factors. RIVM Reportnr.670203001.
- Otte, R. 1991. Heavy metals and arsenic in vegetation of salt marshes and foodplains. Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Pridmore, R.D., S.F. Thrush, V.J. Cummings & J.E. Hewitt. 1992. Effect of the organochlorine pesticide technical Chlordane on intertidal macrofauna. Marine Pollution Bulletin **24**: 98-102.
- Rozema, J. & Leendertse, P.C. 1991. Natural and man-made environmental stresses in coastal wetlands. In: J. Rozema & J.A.C. Verkley (Eds.). Plant responses to environmental stresses. pp. 92-101. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Ruitenbeek, W. & P. Anderson-Harild. 1979. De Knobbelzwaan. Uitgeverij Kosmos, Amsterdam.
- Ruiz, X. & G.A.Llorente. 1991. Seasonal variation of DDT and PCB accumulation in muscle of carp (*Cyprinus carpio*) and Eels (*Anguilla anguilla*) from the Ebro delta, Spain. Vie Milieu **41**: 133-140.
- Sculthope, C.D. 1967. Reprinted 1985. The biology of aquatic plants. Koeltz Scientific Books, Germany.
- Serafin, J.A. 1984. Avian species differences in the intestinal absorption of xenobiotics (PCB, dieldrin, Hg²⁺). Comp. Biochem. Physiol. **78C**: 491-496.
- Stam, D.I. & R. Roth. 1981. Some effects of polyphenols on aquatic plants: I toxicity of phenols in aquatic plants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. **27**: 332-337.

Straalen, N.M. van & J.A.C. Verkley. 1991. Leerboek der Oecotoxicologie. VU Uitgeverij, Amsterdam.

Thoman, R.V., J.P. Connolly & F.F. Parker. 1992. An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. *Environm. Toxicol. Chem.* **11**: 615-629.

Thoman, R.V. 1989. Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environm. Sci. Technol.* **23(6)**: 699-707.

Thomas, G.J. 1982. Autumn and winter feeding ecology of waterfowl at the Ouse Washes, England. *J. Zool. Lond.* **197**: 131-172.

Verkley, J.A.C. & W.H.O. Ernst. 1991. Milieugevaarlijke stoffen en de effecten op hogere planten. pp.81-102. In: G.P. Hekstra & F.J.M. van Linden (Eds). *Flora en fauna chemisch onder druk*. Pudoc, Wageningen.

Wang, W. 1992. Use of plants for the assessment of environmental contaminants. *Rev. Environm. Cont. Tox.* **126**: 87-127.

Wijk, D.J. van. 1989. *Ecological studies on Potamogeton pectinatus L.* Proefschrift, Katholieke Universiteit van Nijmegen.

Wolf, S.D., R.R. Lassiter & S.E. Wooten. 1991. Predicting chemical accumulation in shoots of aquatic plants. *Environ. Toxicol. Chem.* **10**: 665-680.

Wren, C., H.R. MacCrimmon, R. Frank & P. Suda. 1980. Total- and methyl-mercury levels in wild mammals from the Precambrian Shield area of south central Ontario, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **25**: 100-105.

