

Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

# Biologische monitoring zoete rijkswateren

# Watersysteemrapportage

# Rijn 1995

RIZA Nota nr.: 97.066  
ISBN nummer 9036951135  
ISSN nummer 1386-0143

Redactie:  
C. Bakker  
R. Noordhuis  
K.H. Prins



Rijkswaterstaat/RIZA  
Rijksinstituut voor  
Integraal Zoetwaterbeheer en  
Afvalwaterbehandeling  
Documentatie  
Postbus 17  
8200 AA Lelystad

bij citaten vermelden:

C. Bakker, R. Noordhuis, K.H. Prins (red.), 1998. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage Rijn 1995. RIZA nota nr. 97.066.

# Inhoud

## Samenvatting 5

- 1. Inleiding** Hero Prins (RIZA) 7
  - 2. Het watersysteem Rijn** Corian Bakker (RIZA) 9
  - 3. Water- en oeverplanten** Noël Geilen (Koeman en Bijkerk bv) 17
  - 4. Fytoplankton** Loes Breebaart (RIVM), Ton Joosten (Koeman en Bijkerk bv) & Thomas Ietswaart (RIVM) 23
  - 5. Zoöplankton** Bob van Zanten & Thomas Ietswaart (RIVM) 29
  - 6. Macrofauna** Bram bij de Vaate, Marianne Greijdanus & John van Schie (RIZA) 33
  - 7. Vissen** Tom Buijse (RIZA) & Wobbe Cazemier (RIVO-DLO) 43
  - 8. Amfibieën** Raymond Creemers (Stichting RAVON), Ben Crombaghs (Limes divergens) & René Krekels (Bureau Natuurbalans) 49
  - 9. Vogels** Martin Poot (SOVON Vogelonderzoek Nederland) en Leo van den Bergh (Vogelwerkgroep Grote rivieren) 57
  - 10. Zoogdieren** Dennis Wansink (Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming) & Floor van der Vliet (Stichting Vleermuisbureau) 69
  - 11. Ecotoxicologie** Hannie Maas (RIZA), Dick de Zwart (RIVM) & Henk Pieters (RIVO-DLO) 75
  - 12. Synthese en beheer** Corian Bakker (RIZA) & Annemiek Demon (RWS-Directie Oost Nederland) 83
  - 13. Literatuur** 91
- Verantwoording** 99
- Colofon** 101



# Samenvatting

De Rijn is het belangrijkste watersysteem en de grootste rivier van Nederland. De aanvoer van water en slib beïnvloedt een groot deel (65%) van het Nederlandse oppervlakte water. Als scheepvaartverbinding tussen Rotterdam en Duitsland vervult de Waal een sterke economische functie. Ecologisch is de rivier een belangrijke standplaats en habitat voor vele soorten planten en dieren en vormt een onmisbare schakel in de verspreiding van organismen.

Ecologische ontwikkelingen worden door de beheerder, Rijkswaterstaat, gevolgd door jaarlijkse monitoring. Eens per vier jaar wordt een meer uitgebreid monitoringsprogramma uitgevoerd. De resultaten van het eerste jaar van intensieve monitoring, 1995, worden in deze rapportage besproken.

De Rijn heeft een gelijkmatige afvoer van gemiddeld 2200 m<sup>3</sup>/sec. bij de Nederlands-Duitse grens. De rivier vertakt zich in de IJssel, die uitstroomt in het IJsselmeer, en de Nederrijn-Lek en de Waal die uiteindelijk via de "Beneden-rivieren" in de Noordzee uitmonden. Bij afvoeren onder 2320 m<sup>3</sup>/sec. is de Nederrijn-Lek geheel of gedeeltelijk gestuwd om voldoende water te garanderen voor de vrij afstromende Waal.

Sinds de jaren '70 is de waterkwaliteit sterk verbeterd, voor veel organismen is de chemische kwaliteit geen belemmering meer voor vestiging. De verontreiniging van oppervlaktewater en waterbodem veroorzaakt echter nog steeds toxische effecten op aquatische organismen. Vooral cadmium en enkele PCB's leveren voor hogere organismen ernstige risico's op.

Hoewel de waterkwaliteit verbetert laat de aanwezigheid van voldoende en geschikte habitats nog te wensen over. De rivier is relatief eenvoudig en de oorspronkelijke dynamiek van het riviersysteem is beperkt. De variatie in meer en minder door het rivierwater beïnvloede gebieden is gering en ecotopen als ondiep stromend

oibossen en moeras zijn schaars. Door van natuurontwikkelingsprojecten rkt aan het herstel van de diversiteit

## Ecologische situatie

### Water- en oeverplanten

De structuur en samenstelling van de water- en oevervegetatie hangt sterk samen met de hydro- en morfodynamiek van de rivier.

Door de grote dynamiek in de hoofdgeul (zoals bijvoorbeeld hoge stroomsnelheden en grote peilfluctuaties maar ook de invloed van scheepvaartgolven) ontbreekt vegetatie daar vrijwel volledig. In de meer geïsoleerde wateren zijn, afhankelijk van het gevoerde beheer (begrazing), meer of minder gevarieerde water- en moerasvegetaties aanwezig. De oeverbegroeiing vertoont vaak een verticaal zoneringspatroon, van eenjarige pioniersoorten op de kale rivierstranden via Rietgras en Wilgen naar de soorten op de hogere delen die meer gevoelig zijn voor overstroming. In de benedenstroomse en gestuwde rivierdelen, waar de waterstandschommelingen kleiner zijn, verschijnen Riet en Biezen als dominante soorten.

Voor de ontwikkeling van rijke water- en oevervegetaties zou, naast de extensivering van begrazing, de beperkte rivierinvloed in wateren in de uiterwaarden gehandhaafd moeten blijven.

### Plankton

De planktondichtheid is positief gecorreleerd met de verblijftijd.

De dynamische omstandigheden in de hoofdgeul zorgen voor een beperkte fytoplanktongroei en een zoöplanktongemeenschap die voornamelijk uit kleine snelgroeiende organismen (raderdiertjes) bestaat. Deze soorten zijn niet in staat om de grote hoeveelheid voedingsstoffen in de rivier volledig te benutten. In de wateren in het winterbed kan het voedselaanbod in de vorm van fytoplankton beter worden benut door zoöplankton en macrofauna, en zijn de dichtheden belangrijk hoger.

Karakteristiek voor de Rijn is het hoge aandeel van het kiezelwier *Skeletonema*, mogelijk vanwege de hoge zouttolerantie van deze alg.

### Macrofauna

Door de verbeterde waterkwaliteit is de afgelopen jaren het aantal macrofaunasoorten en de dichtheid waarin ze voorkomen toegenomen.

Het zomerbed is echter nog steeds relatief arm aan soorten door gebrek aan geschikte vestigingsplaatsen. Met de extreem hoge afvoeren in 1993 en 1995 is wel gebleken dat nieuwe en gevoelige soorten de wateren in de uiterwaarden kunnen bereiken. De rol van oorspronkelijk niet inheemse macrofauna in de Rijn is groot; 92% van de totale aantallen organismen is afkomstig uit andere delen van de wereld. Zo is bijvoorbeeld de Kaspische slijkgarnaal dominant aanwezig in alle Rijntakken. Anders dan verwacht heeft deze soort echter geen invloed gehad op het voorkomen van andere soorten.

### Vis

Ook in de visgemeenschap komen verschillende niet inheemse soorten voor. Het grootste aandeel in aantallen en soorten wordt echter bepaald door inheemse indifferente soorten, dieren zonder voorkeur voor een bepaald watertype. Van de aantallen gevangen met fuisen bestaat slechts 9% uit typische soorten voor rivieren. Ook voor vis wordt verondersteld dat een gebrek aan geschikte habitats de ontwikkeling van deze soorten in de weg staat. Herstel van ondiep stromend water en voor vis bereikbare wateren met oever- en watervegetaties zijn gewenst.

### Amfibieën

Voor amfibieën vormt de rivier oorspronkelijk een belangrijk verspreidingsgebied. In de huidige situatie zijn de leefomstandigheden niet optimaal. Voor de voortplantingswateren is een geringe overstromingsfrequentie van belang en de landbiotopen zijn van slechte kwaliteit. Aandacht voor rivierduinen en hardhoutoibos als landbiotoop en ontwikkeling van laagdynamische wateren, bijvoorbeeld in aangrenzende binnendijkse gebieden, is van belang voor natuurontwikkeling.

### Vogels

Het stroomgebied van de Rijn is van grote betekenis voor vogels. Vooral in de winterperiode worden de uiterwaarden bezocht door grote groepen herbivoren en bij vorst is de rivier een refugium voor vis- en macrofauna-etende watervogels uit andere wateren.

De intensivering van de landbouw (verbeterde afwatering en grotere mestgift) heeft een toename van het aantal grasetende vogels veroorzaakt. Broedvogels van vochtige en moerasachtige biotopen zijn echter sterk achteruit gegaan. Met de ontwikkeling van rivierecotopen als oobos en moeras komen er nieuwe mogelijkheden voor deze soorten.

### Zoogdieren

Voor zoogdieren vervult de Rijn een functie als migratie- en dispersieroute (Bever en vleermuizen) en als habitat voor kleinere soorten. Grote zoogdieren en vleermuizen gebruiken de uiterwaarden als tijdelijke verblijfplaats en foerageergebied. Voor deze soorten is het van

belang bij het ontwikkelen van leefgebieden in natuurontwikkelingsprojecten een duidelijke verbinding met het binnendijks gebied te realiseren.

### Rivierherstel

De eisen die de verschillende soortengroepen aan hun omgeving stellen zijn soms conflicterend. Om alle riviergebonden soorten een kans te geven is ruimtelijke scheiding een oplossing. De schaal waarop bij de inrichting van het riviereengebied deze variatie wordt aangebracht kan bijvoorbeeld aansluiten bij de natuurlijke variatie in morfo- en hydrodynamiek. Op grond van

hoogteligging en dynamiek kan worden bepaald welk type natuur op welke plaats het meest kansrijk is. Zo zijn de mogelijkheden voor waterplanten, amfibieën, limnofiele vis, macrofauna van vegetatierijk water en zoogdieren groter in laagdynamische riviertrajecten zoals de Nederrijn-Lek en benedenstroomse trajecten. Soorten van meer dynamische omstandigheden zoals pioniervegetaties en bijvoorbeeld bewoners van rivierduinen en nevengeulen zijn vooral kansrijk langs de dynamische trajecten van Waal en IJssel. Daarnaast is het van belang de relatie met het binnendijks gebied te versterken.



Foto 0.1

De rivier de Rijn (hier de Waal bij Ewijk) is een belangrijke scheepvaartroute. Toch komt er steeds meer ruimte voor natuur, zoals deze zandplaat waar zich o.a. wilgen populieren hebben gevestigd.

# 1. Inleiding

Hero Prins (RIZA)

## MWTL

Dit watersysteemrapport is een kennisrapport over de ecologie van de Rijntakken in Nederland. Het beschrijft de recente ecologische ontwikkelingen in de Rijntakken in relatie tot het beleid gericht op ecologisch herstel van de Rijn. De ecologische gegevens zijn verzameld door het RIZA in het kader van het MWTL monitoringprogramma, de zgn. Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands. Het MWTL monitoringprogramma is beschreven in (Weijden et al. 1995). In het hoofdstuk verantwoording kunt u meer lezen over de wijze van gegevensinzameling.

## Monitoring

Het meetprogramma is er op gericht fysische, chemische en ecologische trends in de rijkswateren te signaleren. Een soort vinger aan de pols. Daarnaast dient het programma als informatiebron voor de formulering en evaluatie van integraal waterbeleid, zoals de vierde nota waterhuishouding (Min. Verkeer en Waterstaat 1997) en de Watersysteemverkenningen (Min. Verkeer en waterstaat 1996).

Het stroomgebied van de Rijn is voor het grootste deel in het buitenland gelegen. In verschillende internationale overlegorganen, zoals de IRC (Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn tegen verontreiniging), de IAWR (Internationale Arbeitsgemeinschaft der wasserwerke im Rheineinzugsgebiet), de CHR (Internationale Commissie voor de Hydrologie van het Rijngebied) en de CCR (Centrale Commissie voor de Rijnvaart) worden afspraken gemaakt over waterkwaliteit, waterkwantiteit en scheepvaart.

Ook voor dit overleg is een goed zicht op de toestand waarin de Rijn zich bevindt van belang.

Dit rapport is onderdeel van een serie rapporten op landelijke overzichten als watersysteempapieren. Sinds 1992 verschijnt er jaarlijks een rapport met de actuele ont-

wikkelingen. Daarnaast verschijnt er per watersysteem een vierjaarlijks watersysteem rapport waarin een meer wetenschappelijke analyse van de ecologische ontwikkelingen wordt gepresenteerd. Watersysteemrapporten verschijnen naar aanleiding van een peiljaar, een intensief meetjaar. Voor de Rijntakken was het peiljaar 1995.

## Opbouw van dit rapport

Dit watersysteemrapport is gericht op verschillende doelgroepen. Naast waterbeheerders kunnen beleidmedewerkers van verschillende ministeries, provincies en lagere overheden en medewerkers van onderzoeksinstituten dit rapport gebruiken als actueel, ecologisch naslagwerk.

Het rapport begint met een globale fysisch-

chemische beschrijving van de verschillende Rijntakken. Vervolgens wordt in de hoofdstukken 3 t/m 10 respectievelijk de ontwikkelingen van vegetatie, het plankton, macrofauna, vissen, amfibieën, vogels en zoogdieren beschreven. In hoofdstuk 11 wordt aandacht besteed aan de ecotoxicologische toestand van de Rijn. De ecologische ontwikkelingen worden zo mogelijk gekoppeld met fysische en chemische ontwikkelingen in de Rijn. De manier waarop de gegevens verzameld zijn wordt zo kort mogelijk besproken, daar dit uitgebreid is beschreven in werkdocumenten.

In het afsluitende hoofdstuk worden de ecologische ontwikkelingen geïntegreerd. De conclusies worden zo mogelijk toegelicht met recente ecologische studies in de Rijntakken. Vervolgens worden er aanbevelingen gedaan voor het toekomstige beheer van de Rijn.



Foto 1.1  
Zonsondergang boven de rietlanden van de Ooijpolder

**Foto 1.2**

Hoog water in februari 1995, hier rond Schenkenschanz aan de Rijn, vlak over de Duitse grens.



## 2. Het watersysteem Rijn

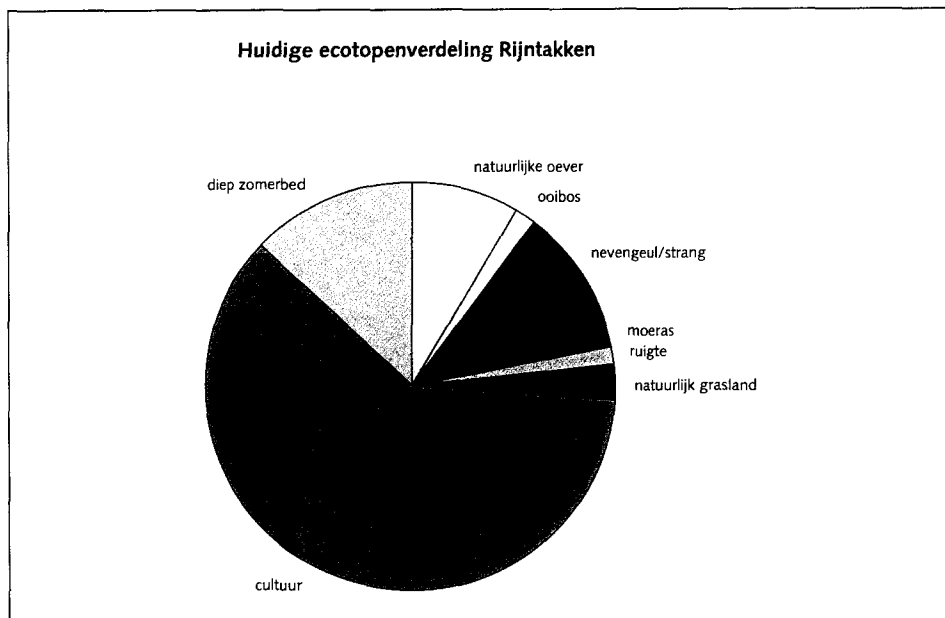
Corian Bakker (RIZA)

### Inleiding

De rivier de Rijn vervult een groot aantal functies. In dit rapport wordt uitgebreid ingegaan op de ecologische functie van de Rijn. De Rijn vormt een belangrijk leefgebied voor planten en dieren. De rivier is een trekroute voor organismen en fungeert als transportbaan van voedsel en sediment.

Van oudsher staat voor Rijkswaterstaat de afvoer van water, ijs en sediment als belangrijkste functie voorop. Een functie die bij de hoge afvoeren in 1993 en 1995 van het grootste belang bleek. Daarnaast vervult de Rijn verschillende economische functies. Scheepvaart is daarvan de belangrijkste, met name voor de Waal die de verbinding vormt tussen Rotterdam en Duitsland. Zo passeert er elke drie minuten een schip de Duits-Nederlandse grens bij Spijk.

Naast de regionale waterleverancier is de rivier ook een bron van delfstoffen (zand en klei), koelwater voor bijvoorbeeld elektriciteitscentrales, grondstof voor drinkwater, landbouwgrond en vis. Tenslotte vervullen grote delen van de Rijntakken een functie voor de water- en oeverrecreatie.



**Figuur 2.1**

De ecotopenverdeling in de Rijn (uitgezonderd de rivier trajecten benedenstrooms van Gorkum). In de huidige situatie bestaat het grootste deel van de rivier uit (cultuur)graslanden en diep zomerbed. Bos, moeras en ondiep water zijn schaars.

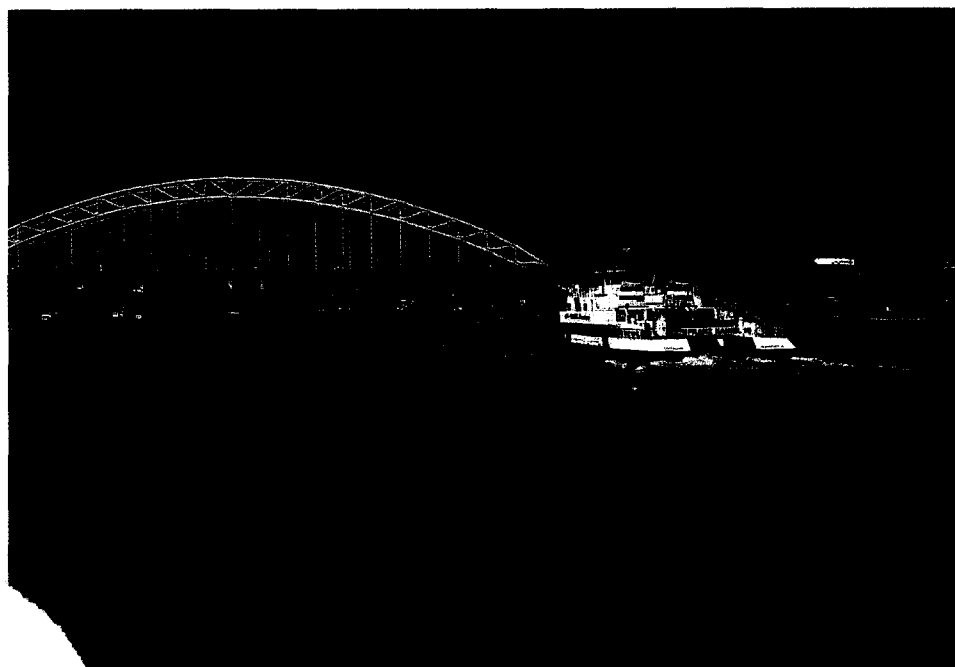
### Dynamiek

Rivieren onderscheiden zich van andere watersystemen door hun dynamiek. Er zit beweging in: van bovenstrooms naar benedenstrooms, van stroomgeul naar uiterwaard, en die beweging is elke dag weer net even anders. In een natuurlijk riviersysteem bepaalt deze dynamiek het uiterlijk van de rivier.

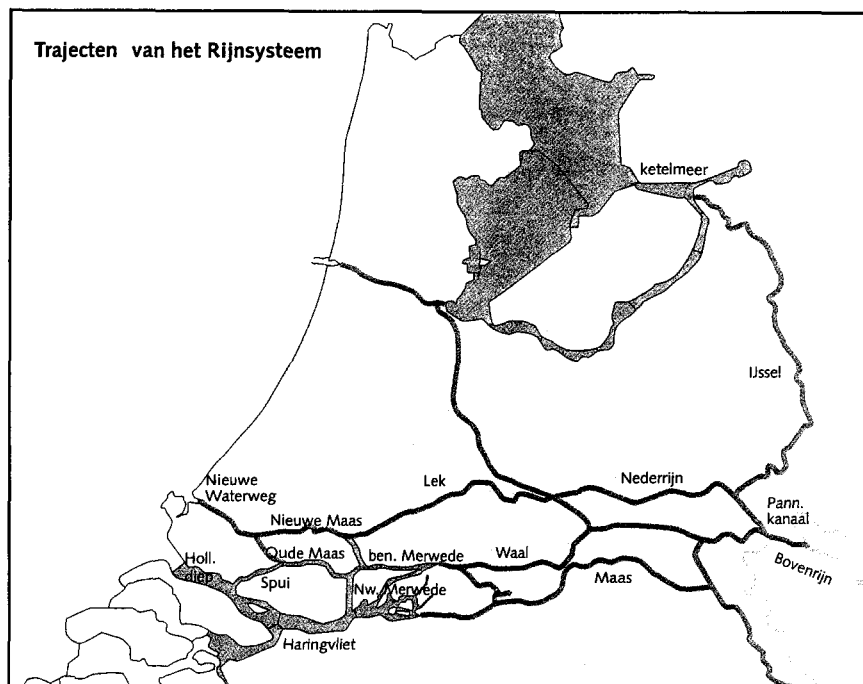
Ook in het sterk door de mens beïnvloede Rijnsysteem zijn de factoren hydrodynamiek en morfodynamiek voor een deel nog bepalend voor de vorming van het landschap (Rademakers en Wolfert 1994). Het schaalniveau waarop deze processen werken is nu echter kleiner omdat de rivier is ingeklemd tussen dijken en is gestroomlijnd door kaden, kribben en stuwen.

De hydrodynamiek wordt veroorzaakt door de afvoerfluctuaties van de rivier. Door de verschillen in duur, tijdstip en waterdiepte van de overstroming ontstaat een grote variatie in leefgebieden voor planten en dieren. Van de zelden overstroomde droge graslanden tot de permanent met de rivier in verbinding staande plassen of geulen.

Ook de grondwaterstanden en de bodemdoorluchting, factoren die mede bepalend zijn voor het type vegetatie dat zich kan ontwikkelen,



artfuncties zijn voor de Rijn van groot belang. De Waal vormt de transportroute tussen Rotterdam en Spijk. Het waarborgen van de veiligheid tegen overstromingen vormt de scheepvaart een randvoorwaarde voor de ontwikkeling van natuurontwikkeling.



Figuur 2.2  
Overzicht van de Rijn met de namen van de verschillende riviertrajecten.

worden beïnvloed door het afvoerregime. Morfodynamiek is een verzamelnaam voor de veranderlijkheid van het rivierbed door sedimentatie en erosie. Zo eroderen oevers en geulen, sedimenteert er zand op oevers waardoor

rivierduinen kunnen ontstaan, slibben uiterwaarden op en strangen dicht.

Het type vegetatie dat kan ontstaan is het gevolg van het samenspel tussen de waterstanden en de aan- en afvoer van sediment. Op haar beurt

oefent de vegetatie zelf ook invloed uit op deze processen, bijvoorbeeld door het invangen van sediment uit het water of het vastleggen van de bodem met wortels.

Deze dynamiek is in een natuurlijk riviersysteem verantwoordelijk voor het ontstaan van verschillende landschapstypen of *ecotopen*. In de tegenwoordige Rijn wordt het rivierenlandschap voor een groot deel (mede) bepaald door menselijke invloed in de vorm van landbouwkundig en nautisch beheer.

Afhankelijk van het beheer en de ruimte die dijken en kaden en de drukke scheepvaart overlaten, bestaat het Rijnlandschap uit een meer of minder veranderlijk mozaïek van ecotopen. In figuur 1 is aangegeven hoe de ecotopenverdeling er nu uitziet (Postma et al. 1996). Bij de beschrijving van de verschillende riviertrajecten wordt hier verder op ingegaan. Door de bekaaiding en normalisatie is er een éénvormige stroomgeul ontstaan. De rivier heeft zich diep ingesneden en de uiterwaarden zijn door opslibbing steeds hoger en droger geworden.

Tabel 2.1  
Trajectindeling van de Rijn en karakteristieken van de trajecten (naar Postma et al. 1996).

		Lengte (km)	Oppervlakte (ha)	Morfologische karakteristiek (1)	Stroomsnelheid (cm/s) (2)	Peildynamiek (m) (3)	Getijdynamiek (cm)
<b>Bovenrijn en Waal</b>							
Bovenrijn	Spijk-Pannerdensch Kop	11	2240	vrij afstromend, sterk slingerend	> 100	>5	<30
Boven-Waal	Pann. Kop-Nijmegen	16	2500	vrij afstromend, sterk slingerend	> 100	>5	<30
Midden-Waal	Nijmegen-St. Andries	44	5865	vrij afstromend, zwak slingerend	> 100	>5	<30
St. Andries-Waal	St. Andries-Zuilichem	17	2445	vrij afstromend, zwak slingerend	> 100	>5	<30
Beneden-Waal	Zuilichem-Gorinchem	12	1540	verbreed recht, zonder getij	70-100	<5	<30
Boven-Merwede/ Beneden-Merwede	Gorinchem-Dordrecht	24	3650	verbreed recht, zonder getij	30-50	<5	30-70
Oude Maas/Spui/Noord	Dordrecht-Haringvliet	30	4160	verbreed recht, met getij	50-70	<5	30-70
<b>Nederrijn-Lek</b>							
Pannerdensch Kanaal	Pann. Kop-IJsselkop	11	1520	vrij afstromend, zwak slingerend	> 1	<5	<30
Doorwerthse Rijn	IJsselkop-Wageningen	25	2215	gestuwd, zwak slingerend	50-70	<5	<30
Gestuwde Nederrijn & Lek	Wageningen-Hagestein	45	4550	gestuwd, zwak slingerend	30-50	<5	<30
Boven-Lek	Hagestein-Schoonhoven	24	1835	zwak slingerend, met getij	70-100	<5	70-150
Lek-Nieuwe Maas	Schoonhoven-Maassluis	46	2690 <sup>(4)</sup>	verbreed recht, met getij	50-70	<5	70-150
Nieuwe Waterweg	Maassluis-Noordzee	14	2214 <sup>(5)</sup>	recht met getij	70-100	<5	>150
<b>IJssel</b>							
Boven-IJssel	IJsselkop-Dieren	26	3175	kronkelend, vrij afstromend	70-100	>5	<30
Midden-IJssel	Dieren-Deventer	33	3990	kronkelend, vrij afstromend	70-100	<5	<30
Sallandse IJssel	Deventer-Zwolle	34	3280	zwak slingerend, vrij afstromend	50-70	<5	<30
Beneden-IJssel	Zwolle-IJselmeer	23	1500	verbreed recht, zonder getij	30-50	<5	<30

(1) Rademakers 1993

(2) gemiddelde stroomsnelheid in de stroomgeul bij gemiddelde afvoer

(3) peilverschil tussen GHW (gemiddeld hoogwater) en OLR (overeengekomen lage afvoer)

(4) exclusief Rotterdamse havens

(5) inclusief Calandkanaal en Hartelkanaal

Een aantal ecotopen dat oorspronkelijk een belangrijke rol speelde in het rivierengebied is sterk ondervetegenwoordigd. Vooral oobos, moeras en ondiep stromend water zijn schaars. In de kleine en verspreid liggende restanten van deze ecotopen kunnen zich geen duurzame populaties van kenmerkende rivierorganismen ontwikkelen.

Doordat zomerkades een harde scheiding vormen tussen hoofdgeul en overstromings-vlakte is er voor watergebonden organismen alleen bij hoogwater uitwisseling mogelijk. Voor veel vissoorten bijvoorbeeld zou de vruchtbare overstromingsvlakte in voorjaar en voorzomer een belangrijke functie kunnen vervullen als paai- en opgroei gebied.

## Ecologische profielen

Op grond van de dynamiek in de verschillende riviertakken wordt de Rijn opgedeeld in drie deelgebieden (Bovenrijn-Waal, IJssel en Nederrijn-Lek) die hierna in het kort worden beschreven (Rademakers et al 1995). De deelgebieden zijn verder onderverdeeld in riviertrajecten op grond van geomorfologische kenmerken en conform de indeling zoals die is gebruikt voor het opstellen van streefbeelden (Postma et al. 1996). In tabel 1 is voor elk deelgebied een aantal kenmerken per riviertraject weergegeven. Zie voor de ligging van de riviertrajecten figuur 2.

### Bovenrijn en Waal

De Rijn stroomt als Bovenrijn Nederland binnen bij Spijk. De Bovenrijn is een brede, slingerende rivier die *grofzandige/fijngrindige* platen vormt langs de oevers. Na 11 km splitst hij zich in Waal en Pannerdensch Kanaal. Vanaf het splitsingspunt (de 'Pannerdensch Kop') vertoont de Waal grote meanderbochten tot ze bij Nijmegen de stuwwal aansnijdt. Vanuit de stuwwal treedt kwel op die een belangrijke invloed heeft op de moeras- en watervegetaties in de geïsoleerde wateren in de uiterwaarden.

Nijmegen stroomt de Midden-Waal zwak af tussen de grote komgebieden van de Maas en het Land van Maas en Waal. De Maas en de Waal zijn door klei- en zandwinning en de oeververgravingen waardoor veel laaggele-

gen graslanden, kleiputtencomplexen en diepe zandwinputten zijn ontstaan.

Tussen Sint Andries en Zuilichem wordt de amplitudo van de slingers een stuk groter, waarschijnlijk door de voormalige verbinding met de Maas en het doorsnijden van de voormalige oeverwallen.

Na Zuilichem neemt de invloed van hoge rivierafvoeren steeds meer af en worden getijdestroming en winddynamiek belangrijker. De Waal gaat vervolgens over in de Boven Merwede en splitst zich na korte tijd in Beneden en Nieuwe Merwede. Op dit traject zijn de uiterwaarden vlak en plaatselijk erg smal. De stroomgeul is breed, langs de oevers is vorming van stabiele eilanden mogelijk.

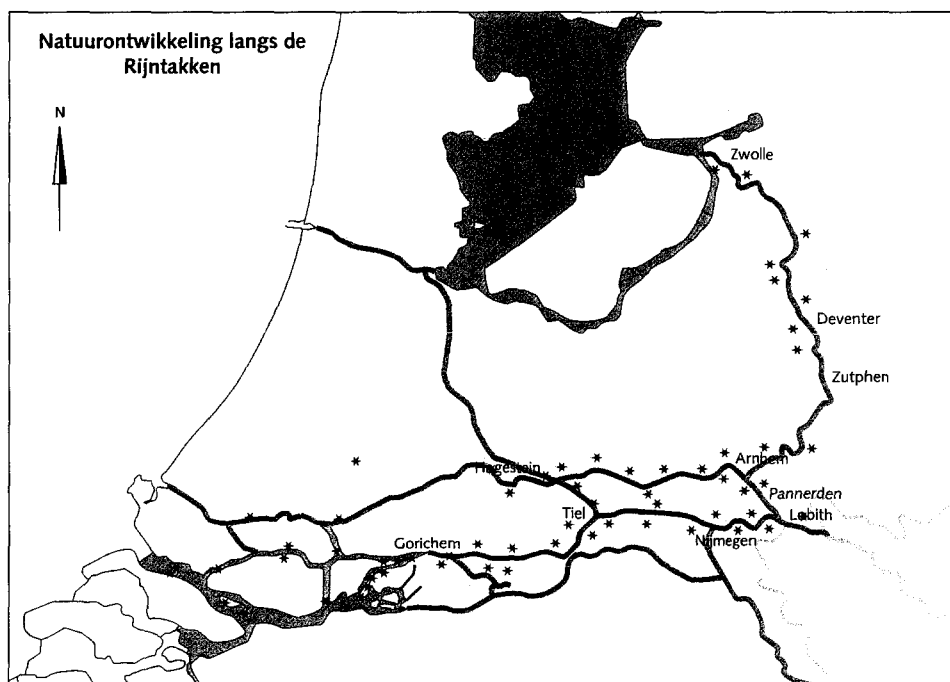
De Waal heeft door de grote afvoer en "vrije" afstroming een relatief grote morfo- en hydrodynamiek. Door de drukke scheepvaart wordt de dynamiek nog versterkt. Op verschillende plaatsen ontstaan rivierduintjes en jonge oeverwallen (zie *intermezzo*). Vroegere zandbanken en eilanden in de Waal zijn nu met de uiterwaarden verbonden en vormen uitgestrekte zandige oevers. Op de hogere delen van de uiterwaarden komen plaatselijk

stroomdalvegetaties of oeverwalbossen voor. In de lagere delen bevinden zich wilgenbosjes, moerassen en voor weidevogels belangrijke graslanden. Langs de Beneden Merwede en Oude Maas bestaat het buitendijkse terrein voornamelijk uit grasgorzen en grieden.

Op een aantal plaatsen zijn er verbindingen met de Maas (Maas-Waalkanaal, kanaal St.-Andries, Andelse Maas) en de Nederrijn-Lek (Amsterdam-Rijnkanaal, Merwedekanaal) die echter alle door sluisen zijn gesloten. Pas bij de Nieuwe Merwede is er via "de Noord" een open verbinding met de Lek.

### IJssel

De IJssel is na het splitsingspunt (de "IJsselkop") met de Nederrijn een sterk meanderende rivier met grote hooggelegen uiterwaarden met een lage overstromingsfrequentie (de Boven-IJssel). In deze uiterwaarden komen nog veel meidoornstruwelen en -hagen voor. Vanaf Dieren houdt de rivier het karakter van een zandrivier maar zijn de uiterwaarden kleiner en lager gelegen (Midden-IJssel) tot bij Deventer de rivier als Sallandse IJssel nog maar zwak slingert tussen regelmatig overspoelde uiterwaarden in een tamelijk



Figuur 2.3

Langs de rivier staan een groot aantal plannen op stapel, plannen voor natuurontwikkeling al of niet gecombineerd met ontgroningen en enkele recreatieplannen. Geïnventariseerd is welke plannen volgens de initiatiefnemers rond 2010 gerealiseerd zullen zijn. (Naar Silva & Kok 1996).

rechte bedding. Langs deze trajecten liggen nog veel onvergraven uiterwaarden met daarin delen van oude rivierlopen. Door kwel vanuit de Veluwe en Achterhoek herbergen deze wateren waardevolle moeras- en watervegetaties. Op de hogere delen komen stroomdalvegetaties voor.

Na Zwolle komt de IJssel in haar benedenloop, ze wordt breder en de uiterwaarden vlakker en lager, en mondt tenslotte uit in het Ketelmeer. De oevers van de IJssel zijn, in tegenstelling tot Nederrijn-Lek en Waal, voor een groot deel vastgelegd met bazalt en stortsteen.

### Nederrijn-Lek

Het traject van de Pannerdensch Kop tot het splitsingspunt tussen IJssel en Nederrijn bestaat deels uit een in de 17<sup>e</sup> eeuw aangelegd kanaal (Pannerdens Kanaal) met relictten van de Oude Rijn. Een groot deel van de Nederrijn en Lek is gestuwd om voldoende afvoer en daarmee waterdiepte te garanderen voor scheepvaart in Waal en IJssel en om de landbouw- en drinkwatervoorziening vanuit het IJsselmeer veilig te stellen. Tot Wageningen is de rivier in morfologisch opzicht te beschouwen als vrij afstromend. De stuw bij Driel is gemiddeld 130 dagen per jaar gesloten. In die periode is de stroomsnelheid zeer gering. Vanaf Wageningen is de stuw vrijwel permanent merkbaar en de morfologische dynamiek neemt sterk af.

Na de stuw bij Hagestein is de rivier weer ongestuwd (Boven-Lek) en overheerst de getijdynamiek. De wateren en moerassen in de uiterwaarden vallen minder snel droog dan in de andere Rijntakken. De uiterwaarden langs de Nederrijn zijn sterk vergraven, de uiterwaarden langs de Lek zijn nog voor grote delen onvergraven. Daar waar kwel uit de Veluwe en Utrechtse Heuvelrug aan de oppervlakte komt, komen soortenrijke water- en moerasvegetaties voor. Langs de Nederrijn zijn voor weidevogels en ganzen belangrijke graslanden gelegen. Langs de Lek liggen dergelijke graslanden vooral binnendijks.

Tot Schoonhoven heeft de Lek nog het karakter van een zandrivier. Daarna (Nieuwe Maas-/Nieuwe Waterweg) heeft de rivierafvoer nauwelijks nog invloed op de waterstanden. De rivier stroomt door sterk verstedelijkt gebied en

het areaal aan uiterwaarden is zeer gering.

De sluizen en stuwen in deze rijntak vormen een barrière voor de watergebonden organismen. Vooral trekvis wordt belemmert in de trek van en naar de paaigebieden.

## Natuurontwikkeling

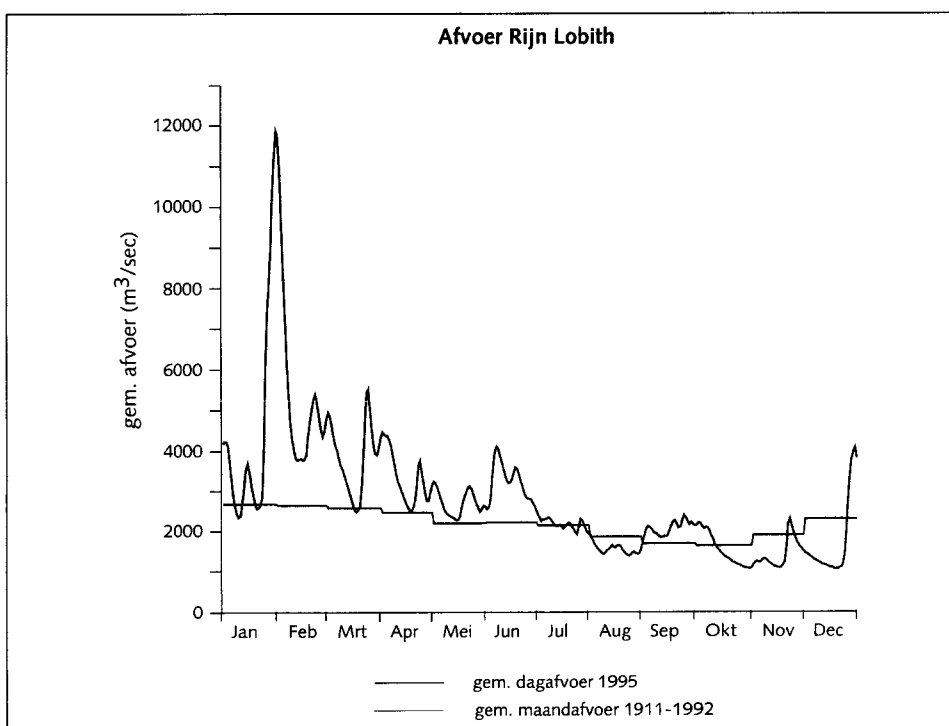
De Rijn bestaat voor het grootste deel uit een diepe eenvormige vaargeul met relatief hooggelegen uiterwaarden waarin productiegrasland overheerst. De natuurwaarden in de uiterwaarden bestaan daardoor voor een groot deel uit weidevogels op de agrarische graslanden.

Van de dynamiek die kenmerkend is voor een riviersysteem is in dit deel van de rivier niet veel meer terug te vinden. De grote natuurlijke variatie in leefgebieden, van zeer sterk tot nauwelijks beïnvloed door het rivierwater, is daarom beperkt. Deze natuurlijke diversiteit van ecotopen is niet zonder meer terug te brengen. De beperkte ruimte die de rivier heeft binnen de bandijken en de realisatie van een veilige en altijd bevaarbare scheepvaartroute stelt strenge

voorwaarden aan de inrichting. Toch zijn een groot aantal initiatieven ontplooid om door natuurontwikkeling de rivier haar oorspronkelijk karakter terug te geven (zie figuur 3). Per riviertraject zijn de mogelijkheden hiervoor verschillend en moet worden gekozen welk type natuur de ruimte krijgt zich te ontwikkelen.

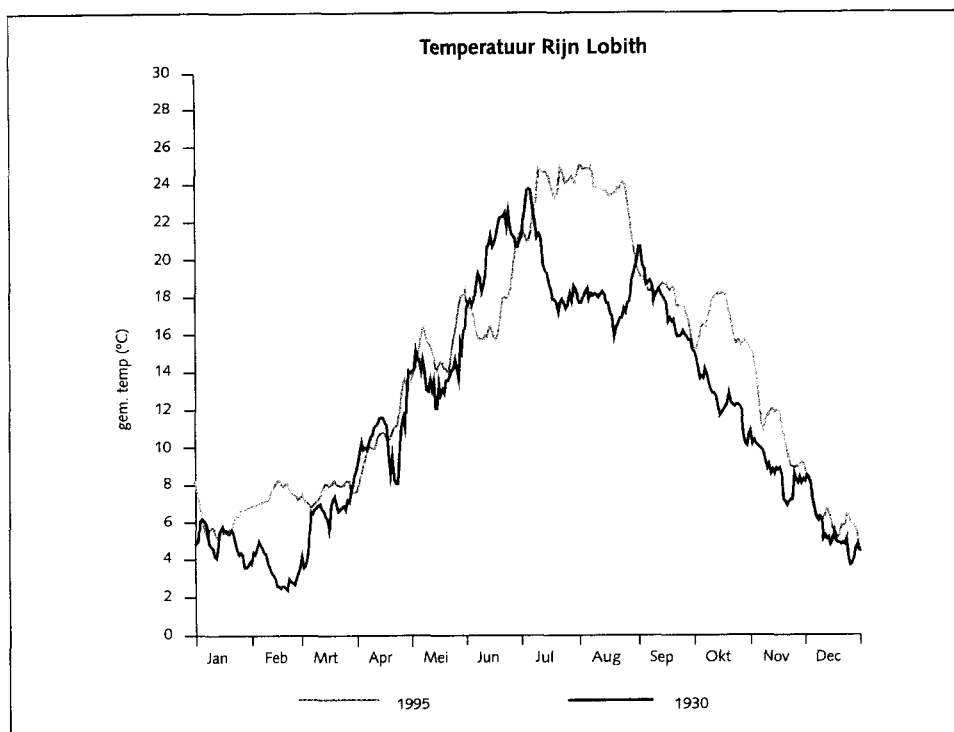
In het natuurstreefbeeld voor de Rijn (Postma et. al 1996) wordt aangegeven welke natuur waar de meeste kansen heeft. Dynamische natuur zou met name goede kansen hebben in de Waal, moeras kan gedeeltelijk gerealiseerd worden langs de gestuwde rivierdelen en in de benedenstroomse delen. Hardhoutoobos is vooral kansrijk in de hooggelegen IJsseluiterwaarden.

De bestaande plannen voor natuurontwikkeling zijn over het algemeen gericht op het (gedeeltelijk) herstellen van processen zoals stroming, getij, waterstandsfluctuatie, erosie, sedimentatie en verlanding. De maatregelen die daarvoor worden aangewend zijn beheersmaatregelen, zoals natuurlijke begrazing of spontane successie, en inrichtingsmaatregelen. Inrich-



**Figuur 2.4**

De gemiddelde dagafvoer in 1995 en maandgemiddelde afvoer van 1911 tot 1992 in de bovenrijn  $m^3/sec$ . In 1995 was de periode januari tot en met juni uitgesproken nat met een uitzonderlijk hoge piek



**Figuur 2.5**

De temperatuur in de Rijn bij Lobith in 1995. Naast de daggemiddelde temperatuur in 1995 is ook de temperatuur in 1930 weergegeven. In de periode tussen 1930 en 1995 is de gemiddelde watertemperatuur met ruim 3°C toegenomen als gevolg van toenemende lozing van koelwater van energiecentrales en industrieën.

tingsmaatregelen omvatten vaak ingrepen die kunnen worden gecombineerd met maatregelen ten behoeve van andere functies. Zoals bijvoorbeeld uiterwaardverlaging waarbij, door afgraven van de kleilaag in de uiterwaard, ruimte wordt gecreëerd voor moeras- of nat grasland-ecotopen en tevens een betere afstroming bij hoogwater mogelijk is. De vrijkomende klei wordt aangewend voor de baksteenindustrie of bij dijkverzwaring. Het herstellen van ecotopen van ondiep stromend water wordt uitgevoerd door het graven van nevengeulen. Door aanleg van nevengeulen wordt het doorstroomprofiel van de rivier vergroot, zij dragen daardoor bij aan het vergroten van de veiligheid door een lagere waterstand bij hoge afvoeren (Silva en Kok 1996).

## Fysisch-chemische kenmerken

### Afvoer

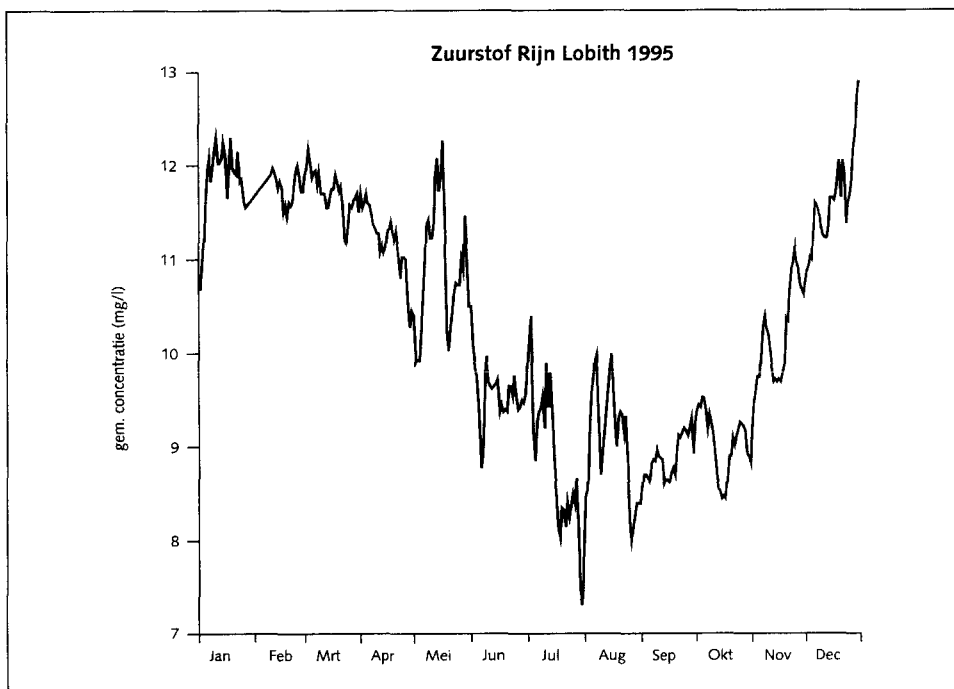
De Rijn heeft een relatief gelijkmatige afvoer, zoals blijkt uit de gemiddelde maand-afvoer van de periode 1911 tot 1992 (figuur 4). Dit is het gevolg van de gemengde afvoer van regenwater. Bovenstrooms van Basel kent de Rijn smeltwater een piek in de zomer, terwijl regenwater heeft juist in de win-

ter, benedenstrooms van Basel, een afvoerpiek. De Waal en de IJssel zijn vrij afstromend, de Nederrijn wordt bij lage afvoeren gestuurd waarbij een minimale afvoer van 285 m<sup>3</sup>/s in de

IJssel wordt nagestreefd. Bij afvoeren lager dan 1300 m<sup>3</sup>/s (bij Lobith) gaat er slechts 25 m<sup>3</sup>/s door de Nederrijn en zijn de stuwen bij Driel, Amerongen en Hagestein volledig gesloten. Bij afvoeren boven 2320 m<sup>3</sup>/s (Lobith) zijn de stuwen geheel geopend en stroomt de Nederrijn vrij af. Dit komt gemiddeld 35% van de tijd voor. In 1995 was dit echter gedurende 194 dagen (53%) het geval. Van december 1994 tot juli 1995 zijn de afvoeren boven gemiddeld geweest, de extreem hoge afvoer eind januari was in deze periode het meest opvallend. Deze afvoerpiek van 11885 m<sup>3</sup>/s komt volgens de huidige inzichten slechts éénmaal per 80 jaar voor. De periode waarin het hoogwater optrad, eind van de winter, was wel gebruikelijk, evenals het optreden van de lage waterstanden in oktober-november.

### Temperatuur

De temperatuur van het rivierwater wordt beïnvloed door de lozing van koelwater van energiecentrales en industrieën. In de afgelopen 45 jaar is de gemiddelde temperatuur van het Rijnwater met bijna 0,5 °C per 10 jaar toegenomen. Deze



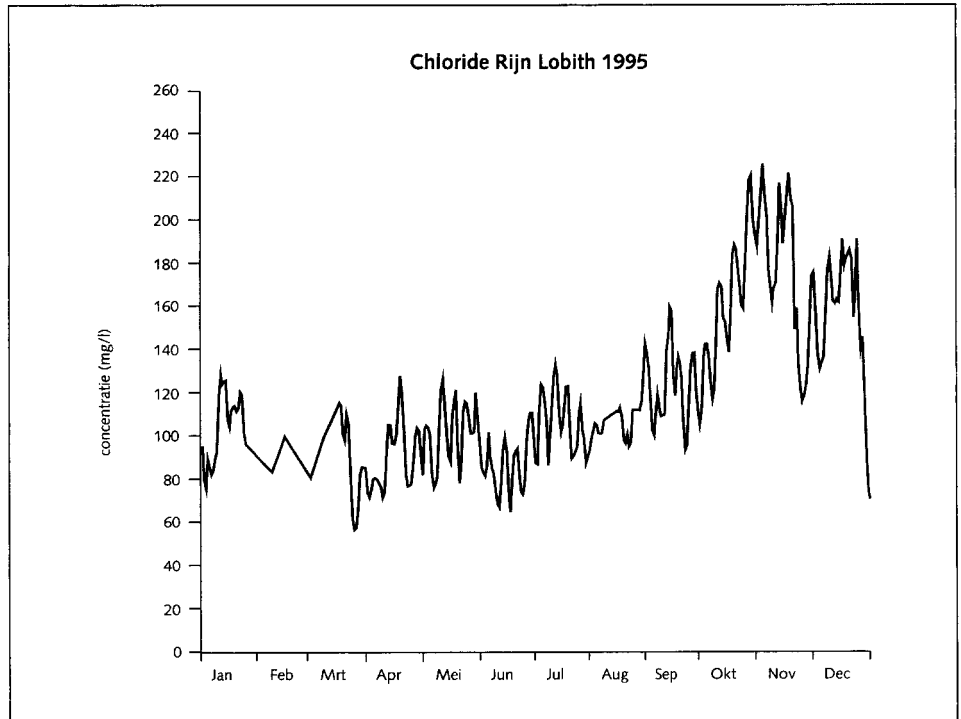
**Figuur 2.6**

Het zuurstofgehalte (6-uur gemiddelden) in de Rijn bij Lobith. Sinds de jaren '70 is het zuurstofgehalte van het Rijnwater flink gestegen tot de huidige waarden, die de natuurlijke zuurstofgehalten voor de Rijn benaderen.

toename is in zomer en winter gelijk. De temperatuurtoename in de winterperiode is echter bepalend voor de mogelijkheden voor warmteminnende soorten om zich te handhaven (Breukel & Bij de Vaate 1996). Op de Nederrijn kan door de beperkte stroomsnelheid bij lage waterstanden de temperatuur oplopen. Ook de geïsoleerde wateren in het winterbed kunnen bij hoge luchttemperaturen flink opwarmen. Hierover ontbreken echter gegevens. De temperatuur van het Rijnwater bij Lobith is gegeven in figuur 5.

### Zuurstof

De zuurstofgehalten in de Rijn zijn sinds de jaren '70 sterk verbeterd en de jaargemiddelde gehalten naderen het verzadigingspercentage voor zuurstof. Aangenomen wordt dat de zuurstofhuishouding geen belemmering meer vormt voor het ecologisch herstel van de aquatische levensgemeenschap (Breukel 1993). In 1995 bleven de gemiddelde waarden boven de 7 mg/l (figuur 6). Natuurlijke minimum



**Figuur 2.7**

Het chloridegehalte in de Rijn bij Lobith in 1995. De chlorideconcentratie komt alleen in de periode van laagwater, oktober-november, boven het niveau van de waterkwaliteitsnorm (200 mg/l). De zoutgehalten in de Rijn zijn ruim 10 maal de natuurlijke achtergrondgehalten van de rivier. De grootste bron van zout vormen de Franse kalimijnen.

### Oeverwallen en rivierduinen

(Anne Sorber)

Zandige oeverwallen en actieve rivierduinen vormen bewijsstukken voor de morfodynamiek van de rivier. Doordat de Rijntakken zijn vastgelegd met kribben is er minder morfodynamiek dan in een natuurlijke situatie.

Bij hoge afvoeren zet de rivier echter nog steeds zand af in de uiterwaarden. Als de waterstand is gedaald, kunnen onbegroeide oeverwallen verstuiven, zodat duinen ontstaan. Tijdens laagwater kan de wind ook vat krijgen op het zand in de kribvakken. Voorbeelden van rivierduinen zijn het Millingerduin langs de Waal en De Bol langs de Lek.

Na de hoogwaters van 1994 en 1995 zijn de zandafzettingen langs de grote rivieren in kaart gebracht (Sorber 1997). De zandafzettingen lagen na beide hoogwaters grotendeels op dezelfde locaties. De grootste sedimentatie bleek plaats te vinden in de binnenbochten van de rivieren, als gevolg van de sterke stroming nabij de bodem die naar de binnenbocht gericht is (helicoïdale stroming). Daarnaast is de stroming die vanuit het zomerbed de uiterwaard in gaat van grote betekenis voor de sedimentatie van zand. Deze stroming treedt op waar een uiterwaard breder wordt of laag ligt en daar waar de zomerkade ontbreekt. In het winterbed neemt de stroomsnelheid snel af, zodat het getransporteerde zand wordt afgezet.

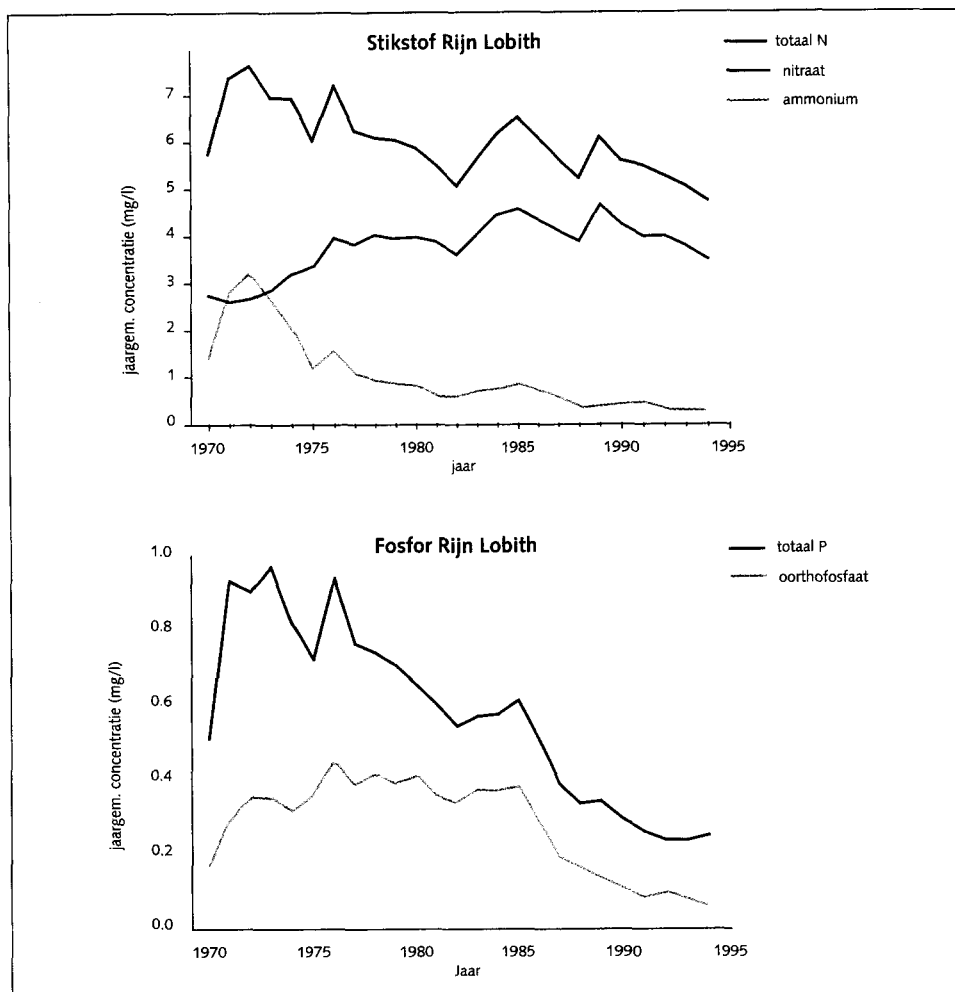
Voor de vorming van rivierduinen is het noodzakelijk dat de wind een grote strijklengte heeft voordat het zandige brongebied wordt bereikt, zodat de transportkracht groot genoeg is om het zand te verplaatsen (Isarin et al. 1995). Bij een overheersende zuidwestenwind betekent dit dat ten zuidwesten van het brongebied een groot vlak terrein of een groot wateroppervlak moet liggen. Bovendien geldt: hoe hoger de ligging, hoe kleiner de kans dat de duinen bij een hoge afvoer verdwijnen.

Zandige oeverwallen en rivierduinen zijn unieke ecotopen in het rivierengebied. Op het droge zand ontstaat eerst een pioniervegetatie, maar daarna kunnen er stroomdalplanten groeien. Door de hoge ligging, de zandige bodem en de bijzondere vegetatie worden insecten, vogels en amfibieën aangetrokken. Om te voorkomen dat de oeverwallen en rivierduinen te dicht begroeid raken, kan in het gebied extensieve begrazing plaatsvinden. Daarnaast is een regelmatige aanvoer van zand nodig, bij laag water door de wind en bij hoog water door de rivier.



**Foto 2.2**

Een zandige oeverwal langs de Waal (Hurwenense Waard) na het hoogwater van 1995.

**Figuur 2.8**

Jaargemiddelde concentraties van stikstof en fosfor in de Rijn bij Lobith. Door de invoering van fosfaatvrije wasmiddelen is het fosfaatgehalte sinds 1985 sterk gedaald. Door grootschalige zuivering van afvalwater is het ammoniumgehalte afgenomen, het totale gehalte aan stikstof is echter slechts licht gedaald.

zuurstofgehalten voor de Rijn liggen rond de 6-9 mg/l (CUWVO 1988).

### Chloride

Het gehalte aan zouten, en met name chloride, is in de Rijn erg hoog. Door internationale afspraken is de zoutlast, voornamelijk veroorzaakt door lozingen van Franse kalimijnen, gedaald van een jaargemiddelde rond de 200 mg/l naar circa 150 mg/l. De te lozen hoeveelheden zijn gebonden aan een maximumconcentratie zodat bij lage afvoeren extreem hoge zoutconcentraties worden voorkomen. De natuurlijke gehalten voor de Rijn bedragen echter 10-40 mg/l (CUWVO 1988). Door verdunning als gevolg van de hoge afvoer van de Rijn tot en met juni is het chloridegehalte in de Rijn relatief beperkt gebleven (figuur 7). De in juni gegeven gehalten treden op bij gehalten die vanuit de Waal en de Lek naar de Rijn stromen van het estuarium in de Noordzee. Het ver-

loop van de zoutgradiënt hangt af van de verhouding tussen rivierafvoer en getijvolume. Bij vloed en lage rivierafvoeren kan door zoutindringing vanuit zee brak water voorkomen tot in het oostelijk deel van de Oude Maas en de monding van de Lek.

### Nutriënten

In figuur 8 zijn de jaargemiddelde nutriëntenconcentraties in de Rijn bij Lobith weergegeven. Na een sterke stijging in het begin van de jaren '70 zijn de gehalten van totaal fosfor en orthofosfaat gestaag gedaald. De sterkere daling van deze stoffen na 1985 is het gevolg van de invoering van fosfaatvrije wasmiddelen. Totaal stikstof daarentegen is slechts licht gedaald. Binnen de stikstofverbindingen heeft zich een verschuiving voorgedaan van ammonium naar nitraat. Dit is waarschijnlijk veroorzaakt door de grootschalige zuivering van afvalwater.

### Microverontreinigingen

Dankzij nationaal en internationaal milieubeleid (bijvoorbeeld het Rijn Actie Plan) zijn de gehalten van een groot aantal zware metalen en organische microverontreinigingen sinds de jaren '70 sterk gedaald. Toch leveren deze stoffen nog steeds problemen op, niet zozeer in de waterfase maar in het sediment doordat zij sterk tot zeer sterk hechten aan het zwevend stof (de toekomstige waterbodem). Daarnaast worden continu nieuwe stoffen gefabriceerd die vragen om aandacht en aanpassing van meetinspanning en analysetechnieken (Breukel 1993). In hoofdstuk 11 wordt uitgebreid ingegaan op de waterkwaliteit van de Rijn en de gevolgen daarvan voor organismen.



Foto 2.3  
Hoog water in de IJssel bij Kampen



## 3. Water- en oeverplanten

Noël Geilen (Koeman en Bijkerk bv)

### Inleiding

De vegetatie in het rivierengebied wordt sterk beïnvloed door abiotische factoren als waterstandsfluctuaties en stroomsnelheid. Grote fluctuaties van de waterstanden en hoog water in de zomer verkleinen de overlevingskansen van veel soorten water- en oeverplanten. In de uiterwaarden worden dan ook meer soorten waterplanten gevonden dan in het zomerbed en is de oevervegetatie veel sterker ontwikkeld. Vooral in de bovenstroomse delen van de ongestuwde takken van de Rijn, de Waal en de IJssel is het zomerbed relatief arm aan water- en oeverplanten.

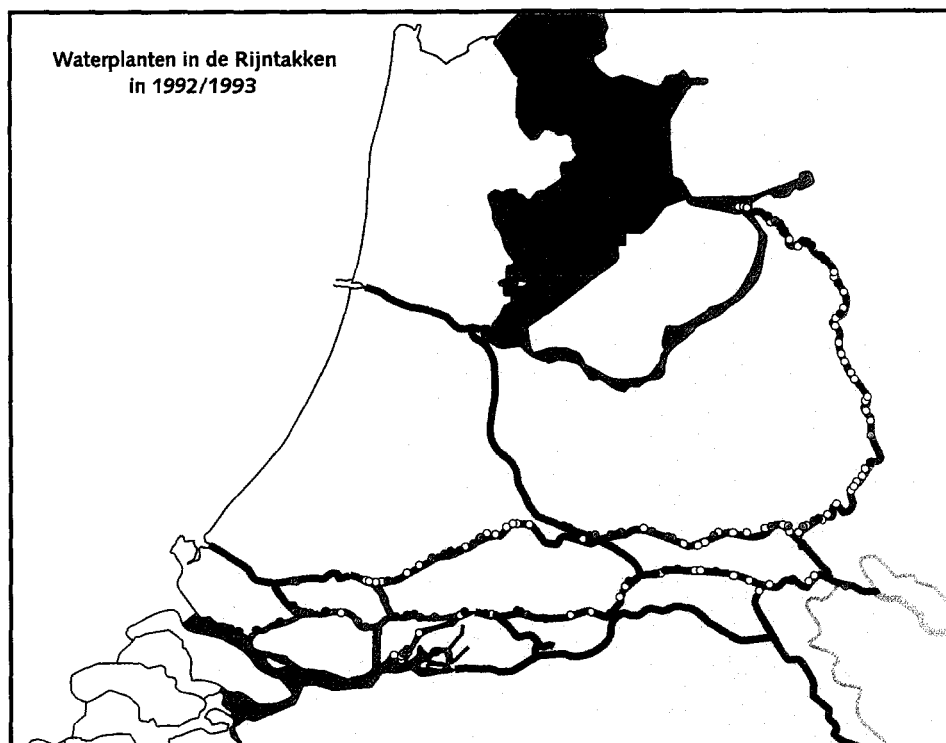
In dit hoofdstuk wordt de situatie in en langs de Rijn beschreven aan de hand van opnames uit 1992 en 1993. Voor het beschrijven van trends en ontwikkelingen zal worden ingegaan op de vegetatieontwikkelingen zoals deze zich hebben voorgedaan in een aantal natuurontwikkelingsprojecten binnen het Rijnsysteem.

### Resultaten

#### Huidige situatie

Waterplanten worden binnen het zomerbed van het Rijnsysteem nagenoeg alleen aangetroffen in de gestuwde delen en in het benedenstroomse deel van de vrij-afstromende riviertakken (figuur 1). In totaal zijn in het zomerbed in 1992/1993 13 soorten waterplanten aangetroffen. In de ongestuwde riviertakken komt sporadisch Schedefonteinkruid *Potamogeton pectinatus* en Grof hoornblad *Ceratophyllum demersum* in lage bedekkingen voor. De waterstandsschommelingen en de stroomsnelheden zijn hier te groot voor de ontwikkeling van rijke, uitgebreide waterplantenvegetaties. Zelfs Rivierfonteinkruid *Potamogeton nodosus*, kenmerkend voor stromende wateren, is niet in staat zich te handhaven in het bovenstroomse deel van de Waal en IJssel, de ongestuwde takken van de Rijn.

Planten in het winterbed die niet in open contact met de rivier staan, bezitten over het algemeen een redelijk goed ontwikkelde oevervegetatie. In totaal zijn hier 19 soorten waterplanten aangetroffen. Bij onder-



- geen watervegetatie aanwezig
- Gele plomp komt in verschillende bedekkingen voor, soms samen met Watergentiaan en Witte waterlelie
- Rivierfonteinkruid komt frequent tot dominant voor, soms samen met Gele plomp
- Schedefonteinkruid komt met hoge bedekking voor
- Schedefonteinkruid komt met lage bedekking voor
- Schedefonteinkruid en Grof hoornblad komen met lage bedekking voor
- Grof hoornblad komt met lage bedekking voor
- Sterrekroos komt met lage bedekking voor

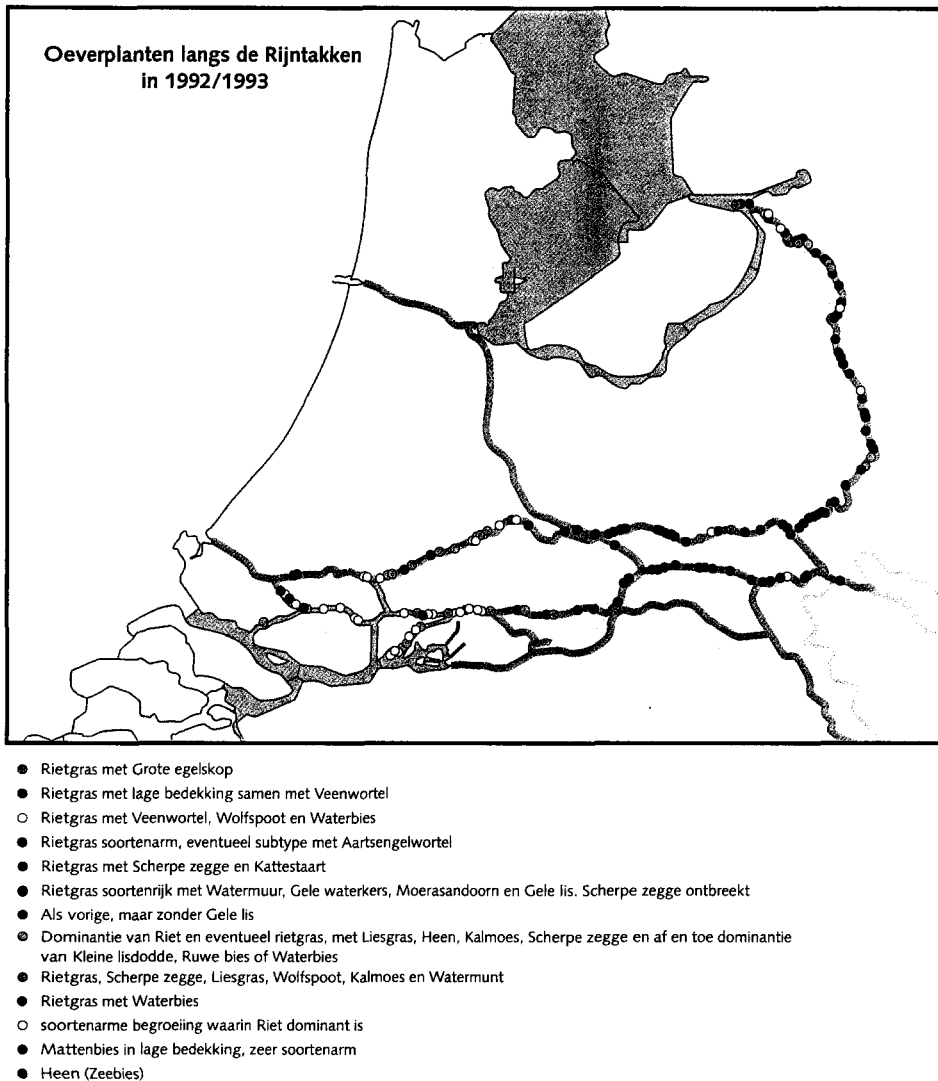
**Figuur 3.1**

Karakterisering van de opnamepunten binnen het zomerbed van het Rijnsysteem, op grond van de abundantie en verspreiding van waterplanten in 1992/1993.

linge vergelijking van de oude rivierarmen is de invloed van de hydrodynamiek duidelijk terug te vinden. Plassen die minder vaak met de rivier in contact staan hebben een meer uitgebreide en gevarieerde waterplantenvegetatie dan plassen die regelmatig of continu door de rivier beïnvloed worden. Behalve dat stroming en golfslag de groei en ontwikkeling van waterplanten direct kunnen beïnvloeden, is er vaak sprake van een verminderd doorzicht als gevolg van opwerveling van slib. Hierdoor wordt de kieming in het voorjaar en bij ondergedoken waterplanten ook de verdere ontwikkeling sterk gehinderd. Soorten die sterk gebonden zijn aan de luwe omstandigheden van de meer geïsoleerde wateren in het winterbed zijn onder andere Gele plomp *Nuphar lutea*, Watergentiaan *Nymphoides peltata*, Glanzig fonteinkruid *Potamogeton lucens* en Krabbescheer *Stratiotes aloides*.

De laatstgenoemde soort kwam vroeger regelmatig in het rivierengebied voor, maar is als gevolg van de steeds frequenter optredende zomerhoogwaters letterlijk uit het rivierengebied gespoeld.

De oeverbegroeiingen in de uiterwaarden van de Rijntakken vertonen vaak een verticaal zoneringpatroon, dat sterk beïnvloed wordt door de hydrologie (De Graaf et al. 1990). Het laagst op de oever groeiende soorten die het minst gevoelig zijn voor overstrooming. Bij lage waterstanden valt de kale rivieroever droog, waarna zaden van allerlei eenjarige pioniersoorten als ganzevoeten en Knopige duizendknoop *Polygonum lapathifolium* die in de bodem voorkomen ontkiemen. Gedurende een periode van lage waterstanden moeten deze planten hun levenscyclus voltooien, waarna de zaden in de bodem wachten totdat de omstandigheden weer gunstig zijn voor



**Figuur 3.2**

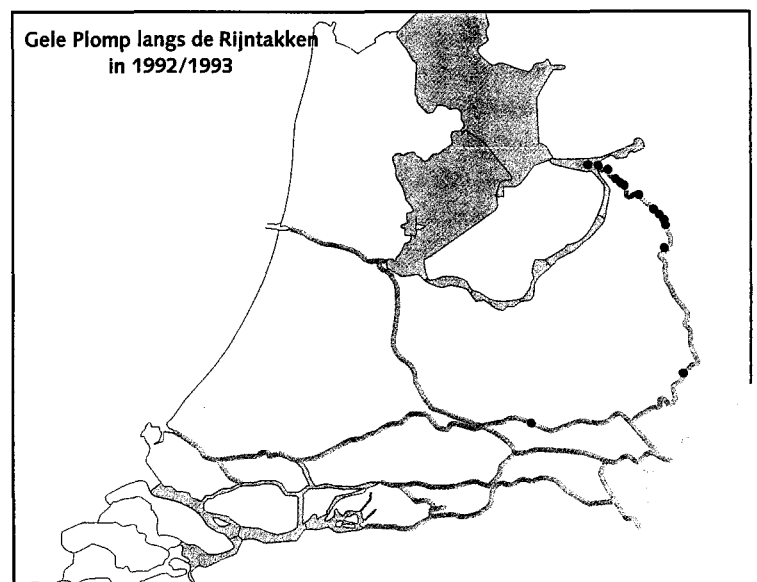
Karakterisering van de opnamepunten binnen het zomerbed van het Rijnsysteem op grond van de abundantie en verspreiding van oeverplanten in 1992/1993.

kieming. Hoger op de oever neemt de overstromingsduur en -frequentie af en worden soorten aangetroffen die steeds minder of niet bestand zijn tegen overstroming. Tot de soorten die in de regelmatig overstroomde zone voorkomen, de zone die niet uitdroogt bij lage afvoeren, behoren de helofyten.

Voor de meeste helofytensoorten is de dynamiek in de waterstandsfluctuaties in het zomerbed van de bovenstroomse delen van de ongestuwde Rijntakken te groot. Bij hoge waterstanden kunnen de helofyten geheel onder water komen te staan, bij lage afvoeren geheel droogvallen. Beide situaties zijn niet optimaal. De enige helofytensoort die veelvuldig op de oevers van het bovenstroomse deel van de rivieren

**Figuur 3.3**

Verspreiding van de nymphaeïde waterplantensoort Gele plomp in het zomerbed van de Rijntakken, gebaseerd op de monitoringsgegevens van 1992/1993.



wordt aangetroffen is Rietgras *Phalaris arundinacea* (figuur 2). Deze soort is door zijn groei-strategie goed aangepast aan de dynamische condities die optreden op de rivieroever. Een speciale groep plantensoorten die wordt aangetroffen onder deze omstandigheden zijn de "rivieroeversoorten", waartoe onder andere de Engelse alant *Inula britannica*, Klein vlooienkruid *Pulicaria vulgaris* en Oeverstekelnoot *Xanthium orientale* behoren.

In de gestuwde riviertakken en de benedenstroomse delen van de vrij-afstromende Waal en IJssel is de amplitudo in de waterstandschommelingen kleiner en gaat Riet *Phragmites australis* de oeverbegroeiing domineren (figuur 2), terwijl ook lisdodden, biezen en Liesgras *Glyceria maxima* verschijnen. Ook op de oevers van wateren in het winterbed zijn de ontwikkelingskansen voor helofyten groter, als gevolg van de relatief luwere omstandigheden die hier heersen. Het voorkomen van uitgebreide helofytenbegroeiingen en de soortensamenstelling daarvan wordt hier veelal door andere factoren dan de rivierdynamiek bepaald, zoals de beheersvorm. Hierop wordt later nader ingegaan.

### Vergelijking Rijntakken

Uit de beschrijving van de huidige situatie komen enkele duidelijke verschillen tussen de Rijntakken naar voren. Deze verschillen zijn terug te voeren op verschillen in waterpeilfluctuaties en overstromingsduur.

De vrij-afstromende Waal en IJssel vertonen grote waterstandsfluctuaties gedurende het jaar, terwijl de gestuwde Nederrijn en Lek gedurende het groeiseizoen een veel constanter waterpeil voeren. In het benedenstroomse deel van de Rijn (vanaf Gorinchem) nemen de peilfluctuaties en stroomsnelheden af en begint de invloed van het getij mee te spelen. De verschillen in rivierdynamiek binnen het rivierensysteem leiden tot verschillen in sedimenttype. Op geëxponeerde locaties vindt erosie plaats en bestaat het sediment voornamelijk uit de grovere zandfracties. Op luwe locaties vindt sedimentatie van slib plaats en kan zich orga-

dig binnen het zomerbed voorkomen. Gele plomp is een "nymphaeide" waterplant, die wortelt in de waterbodem en drijfbladeren vormt. Nymphaeide waterplanten groeien optimaal op slibrijke bodems met een hoog gehalte aan organisch materiaal. Dergelijke bodems komen vooral voor in het benedenstroomse en gestuwde deel van de rivieren en in geïsoleerde wateren in het winterbed.

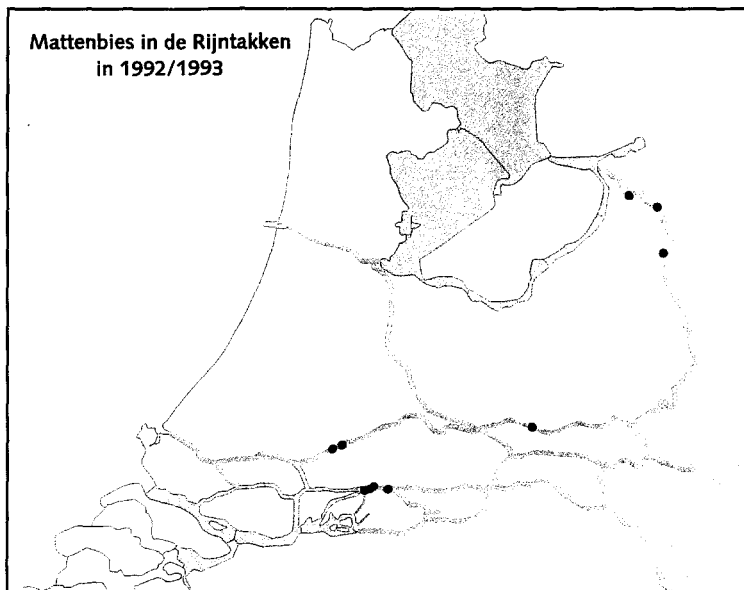
Voor **Mattenbies** *Scirpus lacustris* ssp. *lacustris*, een helofyt die aan de diepste zijde van de vegetatiezonering op de oever voorkomt, geldt een soortgelijk verhaal. De soort is gevoelig voor sterke golfaanval: stengels kunnen breken



**Foto 3.1**  
De Engelse alant is een typische rivieroversoort in het Rijnsysteem.

en planten spoelen uit (Coops 1996). Tijdens perioden van hoge waterstanden vindt er stengelstrekking plaats, waardoor het contact met de lucht en de zuurstofaanvoer naar de wortels gehandhaafd blijft. Bij lage waterstanden zijn deze lange stengels zeer kwetsbaar voor golven en breken snel af. Daarnaast kan bij langdurig lage waterstanden verdroging optreden. Het verspreidingsbeeld van deze soort laat dan ook duidelijk zien dat de soort binnen het zomerbed alleen in de delen van het Rijnsysteem met geringe waterstandsfluctuaties voorkomt: de gestuwde riviertakken en het benedenstroomse deel van vrij-afstromende riviertakken Waal en IJssel (figuur 4).

Eén van de typische rivieroversoorten die langs de Rijntakken veelvuldig voorkomt is de **Engelse alant**. In figuur 5 is de verspreiding van de

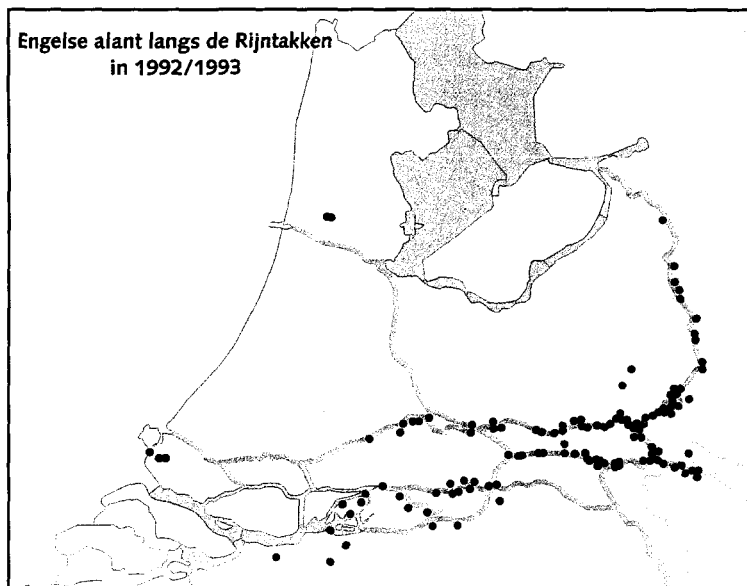


**Figuur 3.4**  
Verspreiding van de helofytensoort Mattenbies in het zomerbed van de Rijntakken, gebaseerd op monitoringsgegevens van 1992/1993.

nisch materiaal ophopen. Al deze verschillen zijn terug te vinden in de water- en oevervegetatie. Dit wordt gedemonstreerd aan de hand van de verspreiding van een drietal plantensoorten:

**Gele plomp** vertoont binnen het Rijnsysteem een specifiek verspreidingsbeeld (figuur 3). Bij hoge waterstanden, zoals deze optreden in de Waal en in het bovenstroomse deel van de IJssel, hebben de planten moeite bladeren te vordie het wateroppervlak bereiken. Bij lage waterstanden breken deze weer af. De gestuwde delen en de benedenstroomse delen van de Waal en IJssel zijn minder dynamisch en op deze locaties kan Gele plomp dan ook veelvul-

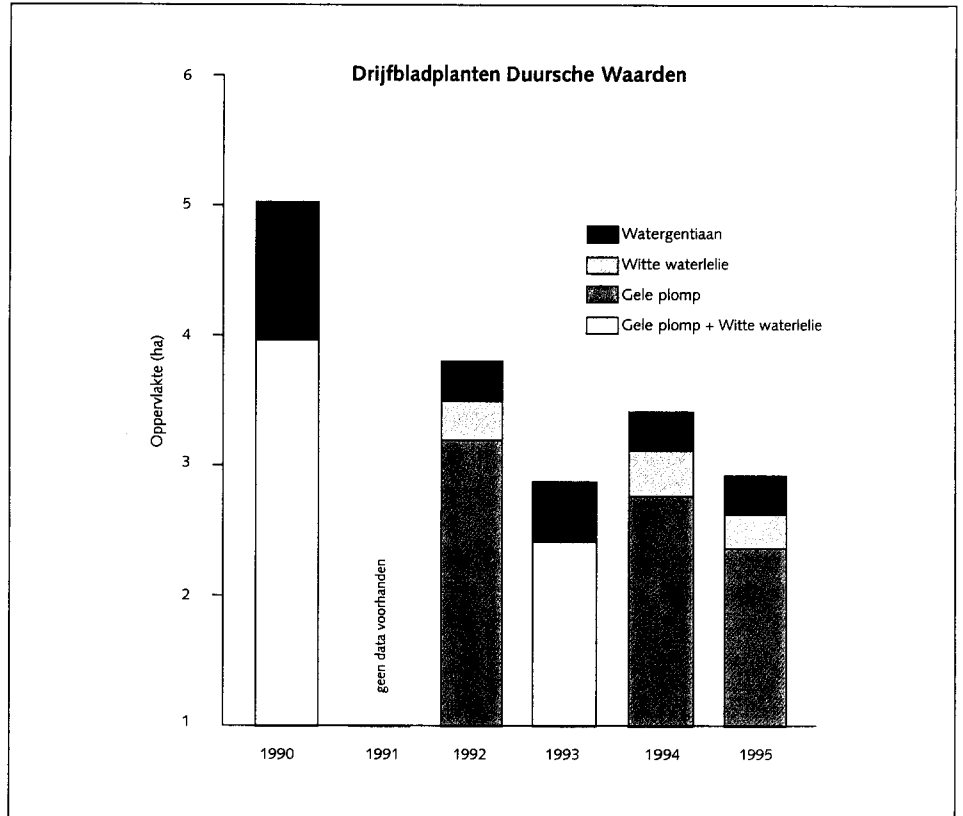
**Figuur 3.5**  
Verspreidingspatroon van de rivieroversoort Engelse alant in Nederland (data afkomstig uit FLORBASE). Het voorkomen van deze soort is zeer sterk gekoppeld aan het riviergebied.



soort binnen Nederland weergegeven (data afkomstig uit FLORBASE). Duidelijk is te zien waar de rivieroeversoorten hun naam aan ontleen. Engelse alant is een weinig concurrentiekrachtige (pionier)-soort van zandige plekken in de uiterwaarden. De soort is aangewezen op open plekken in de begroeiing. In het dynamische rivieroevermilieu ontstaan dergelijke plekken steeds opnieuw. In het huidige rivierengebied komt de soort ook geregeld voor op kribben en harde oeververdedigingen. Opvallend is het geringe aantal vindplaatsen langs het benedenstroomse deel van de IJssel. In deze Rijntak is waarschijnlijk alleen in het bovenstroomse deel de dynamiek groot genoeg om vestigingskansen te bieden.

## Ontwikkelingen en trends

De laatste jaren zijn binnen het Rijnsysteem, in het kader van natuurontwikkeling, maatregelen genomen waarbij de rivier weer meer ruimte heeft gekregen (o.a. Duursche Waarden langs de IJssel, Blauwe Kamer langs de Nederrijn, Leeuwse Waard en Opijnen langs de Waal). Bestaande wateren in het winterbed werden weer in direct contact met de rivier gebracht en/of oude rivierlopen werden opnieuw uitge-



**Figuur 3.6**

In het natuurontwikkelingsgebied "De Duursche Waarden" is met het oog op het herstel van een natuurlijker rivierenlandschap in 1989 een deel van de geïsoleerde wateren in het winterbed in direct contact met de rivier gebracht. Voor de aanwezige waterplantenbegroeiing van Gele plomp, Witte waterlelie en Watergentiaan, soorten die gebonden zijn aan laag-dynamische omstandigheden, heeft dit verstrekkende gevolgen gehad. De totale oppervlakte bedekt door deze nymphaeïden is sinds de ingreep achteruitgegaan als gevolg van de verslechterde groeiomstandigheden door stroming, golfslag en grotere waterstandsfluctuaties. Alleen in de geïsoleerdere delen van het gebied weten de nymphaeïden zich te handhaven.



**Foto 3.2**

Luchtopname van het natuurontwikkelingsgebied "De Duursche Waarden" langs de IJssel.

graven. In deze projecten wordt beoogd de juiste randvoorwaarden te scheppen voor de ontwikkeling van karakteristieke rivierecotopen. Vooral de dynamische ecotopen met een grote rivierinvloed zullen hier ontstaan. Om de ontwikkelingen in deze gebieden te volgen is een monitoringprogramma opgesteld.

Voor de reeds aanwezige watervegetaties leidde een vergroting van de invloed van de rivierdynamiek tot een verslechtering in vergelijking met de situatie vóór de ingrepen. Van den Brink (1990) stelt dat het voorkomen van onder andere waterplanten in sterke mate beïnvloed wordt door de hydrologie. In figuur 6 is de bedekking door nymphaeïde waterplanten - de dominante plantengroep in het natuurontwikkelingsgebied "de Duursche Waarden" (IJssel) - weergegeven. In 1989 is een deel van dit gebied weer in contact met de rivier gebracht. In

ien dat de oppervlakte aan nymphaeïden sindsdien sterk is afgenomen. Wel is het aantal soorten toegenomen, maar het betreft hier soorten met zeer lage bedekkingen en pioniersoorten in recent aangelegde geïsoleerde wateren (Doef 1995). Een soortgelijke ontwikkeling is waargenomen in andere natuurontwikkelingsgebieden binnen het Rijnsysteem, na het terugbrengen van de rivierdynamiek in een voormalig geïsoleerd water. Een toename in de peilfluctuatie, toename van de stroomsnelheid en verslechtering van het doorzicht zijn de meest voor de hand liggende oorzaken voor deze ontwikkelingen.

In de oeverbegroeiingen van deze gebieden lijken zich minder ingrijpende veranderingen voor te doen. Een groot aantal soorten heeft kunnen profiteren van de nieuwe, kale oeverzones, zoals Slijkgroen *Limosella aquatica* en Naaldwaterbies *Eleocharis acicularis*. Voor de ontwikkeling van de oevervegetatie lijkt het gehanteerde beheer in dergelijke gebieden belangrijker te zijn dan voor waterplanten.

In de meeste gebieden wordt een begrazingsbeheer gevoerd. Alhoewel de dichtheden aan vee lager zijn dan in de intensief begraaide uiterwaarden, blijkt de oeverbegroeiing vaak ernstig te lijden te hebben. Vraat en vertrapping kunnen de ontwikkeling van een helofyten gordel en van wilgenopslag vertragen of zelfs geheel verstoren. Doordat wateren in het winterbed vaak als drinkgelegenheid fungeren kan de vraat- en vertrappingsschade ook onder een extensief begrazingsbeheer aanzienlijk zijn.

## Conclusies

Uit verschillende onderzoeken die langs de Rijntakken zijn uitgevoerd (o.a. De Graaf et al. 1990, Knaapen & Rademakers 1990, Van den Brink 1990) blijkt dat de vegetatiesamenstelling en -structuur sterk beïnvloed worden door de hydrodynamiek (overstromingsduur en -frequentie, stroming en golfslag) en de morfodynamiek (erosie- en sedimentatieprocessen). Sinds 1970 optredende zomerhoogwaterstanden tijdens het groeiseizoen van de planten hebben grote invloed op de overleving van waterplanten (De Graaf et al. 1990). Deze onderzoeken bleek dat, ondanks de redelijke

aantallen plantensoorten die aangetroffen werden, in veel wateren binnen de uiterwaarden de waterplanten- en moerasvegetaties sterk achteruit gegaan waren in vergelijking met de situatie in de vijftiger jaren. Voor de ontwikkeling van rijke, gevarieerde waterplanten- en moerasvegetaties lijkt de mate van isolatie van de rivier dan ook sterk bepalend te zijn. Dit zou ervoor pleiten de invloed van de rivier uit een deel van de uiterwaarden te weren, door de instandhouding van reeds aanwezige zomerkades (De Graaf et al. 1990). De beschreven ontwikkelingen in de waterplantenvegetaties van een aantal natuurontwikkelingsgebieden sluiten hierbij aan.

De ontwikkeling van de oeverbegroeiing wordt daarnaast sterk bepaald door het beheer, met name het gevoerde begrazingsbeheer. In een onbeweide uiterwaard zal zich op den duur oobos ontwikkelen. Door beweiding wordt de vegetatiestructuur meer en meer open. Afhankelijk van de begrazingsintensiteit leidt dit tot ruigte- of graslandvegetaties. Wanneer wateren in het winterbed teveel beschadigen, omdat zij gebruikt worden als drinkplaats voor het vee, kan door het gedeeltelijk uitrasteren van de oeverzone toch een moerasvegetatie tot ontwikkeling komen.

Binnen het zomerbed zijn delen van de rivieroever ongeschikt voor de vestiging van uitgebreide oevervegetaties. Op hoog-dynamische plaatsen, zoals langs grote delen van de Waal, zijn slechts enkele pioniersoorten in staat zich te vestigen. In de gestuwde en benedenstroomse delen van het Rijnsysteem vormen scheepvaartgolven, en de hierdoor optredende oevererosie, de beperkende factor voor de ontwikkeling van de oeverbegroeiing. Om verdere oevererosie te voorkomen is in het verleden op veel van dergelijke locaties een harde oeververdediging van onder andere stortsteen aangebracht. In dergelijke situaties kan worden gekozen voor de aanleg van natuurvriendelijke oevers waarbij door bijvoorbeeld een dam of palenrij de scheepvaartgolven worden gedempt. Zo wordt een goede combinatie bereikt van oeverbescherming en oeverinrichting en kan binnen het huidige, strakke zomerbed een grotere variatie aan begroeide oevers ontstaan.

## Methode

In het kader van het biologische monitoringprogramma is een inventarisatie van de vegetatie in het zomerbed van de Rijntakken uitgevoerd in 1992 (Waal) en 1993 (Nederrijn, Lek en IJssel). In 1992 is daarnaast een selectie van oude rivierarmen, verspreid over het winterbed van het Rijnsysteem, geïnventariseerd. Omdat dit relatief laat in het jaar is gebeurd, is de vegetatie in deze rivierarmen in 1993 opnieuw opgenomen. De inventarisaties zijn uitgevoerd door het NIOO/CTO te Heteren (Lemaire 1994; Lemaire & van der Kooij 1994).

In totaal zijn 137 opnamen in het zomerbed gemaakt. Hierbij is langs de oevers iedere drie kilometer een strook van 100 meter lengte geïnventariseerd. In de 26 geselecteerde oude rivierarmen in het winterbed zijn in totaal 203 opnamen gemaakt. Bij alle opnames is de soortensamenstelling beschreven en een schatting gemaakt van de bedekking per soort.

De beschrijving van de huidige situatie is gebaseerd op de gegevens uit 1992/1993, aangevuld met gegevens voor de Nieuwe Merwede, Beneden Merwede, Oude Maas, Afdamde Maas (Coops 1996) en Spui (Smit et al. 1993). In 1994 en 1995 zijn geen inventarisaties in het kader van het monitoringprogramma uitgevoerd. Vanaf 1996 zal de kartering van de oeverplanten worden uitgevoerd door FLORON, waarbij wordt uitgegaan van een methode gebaseerd op uurhokfrequenties (de la Haye 1995). Voor de waterplantenkartering in het zomerbed zal een aangepaste versie van de reeds gebruikte methode (raaien) worden gehanteerd (de la Haye 1996).

### Heeft de Zwarte populier een goede basis?

Rivierkundige ingrepen en intensief agrarisch gebruik van de uiterwaarden hebben geleid tot een rivierenlandschap waaruit de karakteristieke rivierecotopen nagenoeg geheel zijn verdwenen. In tal van natuurontwikkelingsprojecten wordt getracht de natuurlijke situatie enigszins te herstellen. Herstel van het zachthoutoebos, één van de typische rivier-ecotopen, is hierbij vaak een van de oogmerken. In Nederland bestaat de boomlaag van het zachthoutoebos uit Schietwilg *Salix alba* en Zwarte populier *Populus nigra*. Wilgen komen in de huidige situatie nog veelvuldig in en buiten het riviereengebied voor, zodat de aanvoer van zaden geen probleem hoeft te zijn. Maar hoe zit het met de Zwarte populier?

In een eerste onderzoek is in 1995, door het ecologisch adviesbureau STL in opdracht van het RIZA, een inventarisatie uitgevoerd naar de verspreiding van Zwarte populier langs een deel van het Rijnsysteem (Bovenrijn, Waal en Boven-Merwede; Willink 1995). In 1996 krijgt dit een vervolg met een onderzoek naar de genetische variatie van de gevonden populaties. Dit onderzoek zal uitgevoerd worden door het CPRO-DLO.

Zwarte populieren zijn net als de overige wilgachtigen tweehuizig, dat wil zeggen dat er zowel mannelijke als vrouwelijke bomen voor de vorming van zaden nodig zijn. Hierbij is het belangrijk dat de afstand tussen bomen van de beide geslachten niet te groot is, zodat bastaardvorming met andere soorten populieren wordt voorkomen. Uit de inventarisaties is gebleken dat de belangrijkste bronpopulaties van Zwarte populier zich bovenstrooms van Nijmegen bevinden. Jonge exemplaren worden vooral bovenstrooms van de brug bij Ewijk in grote aantallen aangetroffen. Verder stroomafwaarts neemt zowel de verspreidingsintensiteit als de populatie-omvang steeds meer af. Vanaf Zaltbommel worden nog slechts enkele exemplaren aangetroffen (Willink 1995).

Binnen het onderzoekstraject komen ook plantages van Zwarte populier voor. Deze zijn aangelegd door Staatsbosbeheer in het kader van een herpopulatieproject. De verwachting is dat zowel de jonge, spontaan gevestigde populaties als deze aanplantpopulaties vanaf het begin van het volgende millennium voldoende zaden gaan produceren om grote delen van het Rijnsysteem te koloniseren. Het genetische onderzoek zal moeten uitwijzen of de basis die aanwezig lijkt te zijn ook in dit opzicht voldoende breed is.



Foto 3.3  
Zwarte populier

## 4. Fytoplankton

Loes Breebaart (RIVM), Ton Joosten (Koeman en Bijkerk bv) & Thomas Ietswaart (RIVM)

### Inleiding

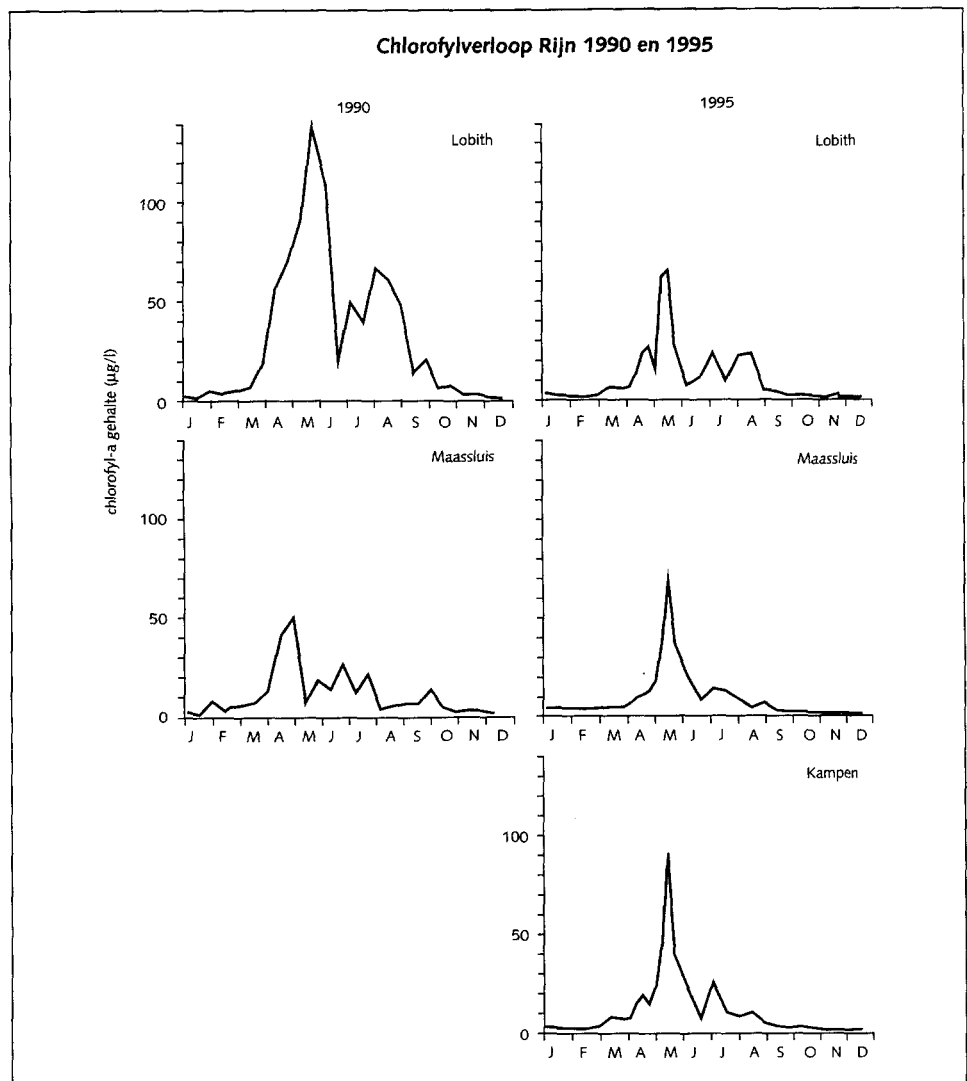
De omstandigheden voor fytoplankton in rivieren zijn niet bepaald gunstig te noemen. De groeitijd voor algen is beperkt tot de verblijftijd van het water in de rivier. De stroming van het water veroorzaakt een hoge turbulentie, met als gevolg hoge concentraties slib en een laag doorzicht. Deze omstandigheden leiden ertoe dat slechts een beperkt aantal soorten het goed doet in rivieren. Het betreft hier voornamelijk kiezelwieren, die in staat zijn efficiënt te groeien bij lage lichtintensiteiten en bovendien bestand zijn tegen de sterke waterbeweging. In alle grote Europese rivieren zijn daarom kiezelwiergeslachten als *Stephanodiscus*, *Skeletonema* en *Aulacoseira*, de belangrijkste componenten van het fytoplankton. In de zomer neemt het aantal andere algen, met name groenwiergeslachten als *Scenedesmus* en *Chlamydomonas*, toe, maar dominant worden deze algen alleen op plaatsen waar de verblijftijd van het rivierwater toeneemt, zoals in stuwpannen.

De ongunstige groeiomstandigheden in rivieren hebben tot gevolg dat de algen niet snel nutriëntgelimiteerd raken, zeker niet in eutrofe rivieren zoals de Rijn (zie hoofdstuk 2). Dit betekent ook dat Rijnwater dat in een stilstaand bekken wordt ingelaten veel hogere algenbiomassa's kan opleveren dan ooit in rivieren worden aangetroffen.

### Resultaten

#### Chlorofyl-a in 1990 en 1995

Chlorofyl-a, een maat voor de totale algenbiomassa, bereikte in 1995 een maximale concentratie bij Lobith, Maassluis en Kampen van respectievelijk 65, 68 en 91 µg/l op 16 mei (figuur 1). In 1990 waren de chlorofyl-a maxima bij Lobith en Maassluis respectievelijk 138 en 50 µg/l (23 en 1 mei). De relatief lage waarde bij Lobith in 1995 wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge afvoer van de Rijn in dat jaar. Het is te verwachten dat door de hogere afvoer, hoe lager de bereikte maxima in 1995. Ook bij Maassluis, op de voorjaarspiek na, het chlorofyl-a gehalte in 1990 hoger dan in 1995.



Figuur 4.1  
Het chlorofyl-a gehalte als maat voor de fytoplankton-biomassa.

De verschillen in chlorofyl-a concentraties tussen de 3 monsterpunten kunnen zijn ontstaan door de tijd die de watermassa nodig heeft om de afstand tussen Lobith en Maassluis of Kampen af te leggen, hierdoor is het bijvoorbeeld mogelijk dat het chlorofyl-a maximum dat bij Maassluis is gemeten, nog niet was bereikt bij Lobith. Hiermee kan tevens het relatief hoge chlorofyl-a gehalte bij Kampen worden verklaard.

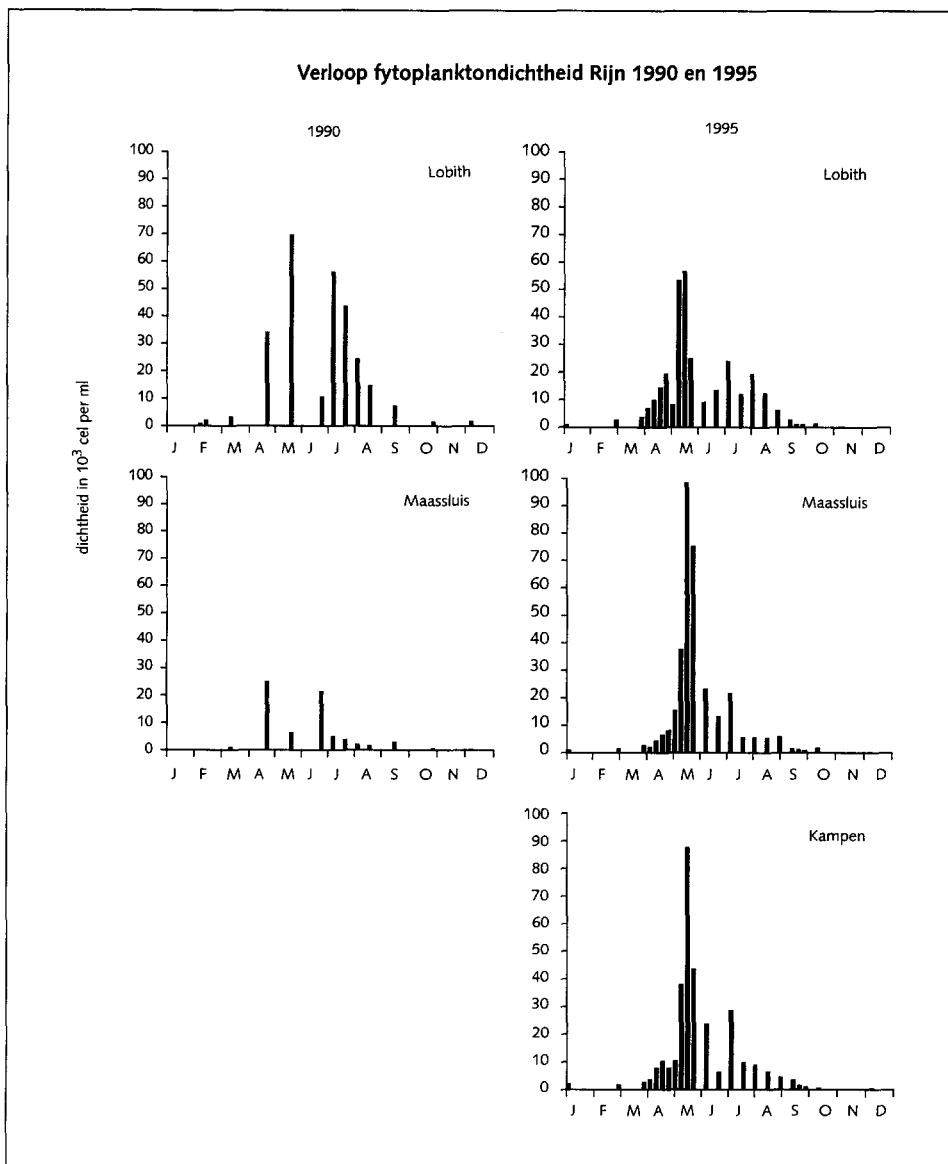
#### Totale fytoplanktondichtheid in 1990 en 1995

De maximale fytoplanktondichtheden (figuur 2) waren in 1990 en 1995 bij Lobith respectievelijk 57033 en 68736 cellen/ml en bij Maassluis

25192 en 98743 cellen/ml. Bij Kampen werden in 1995 maximaal 87893 cellen/ml waargenomen.

De voorjaarspiek in 1995 bestaat bij alle stations voornamelijk uit *Skeletonema subsalsum*: bij Lobith, Maassluis en Kampen resp. 69%, 64% en 81% van de cellen/ml. In 1990 trad een sterke *Skeletonema*-bloei op bij Lobith die, hoogstwaarschijnlijk door silicaatgebrek, bij Maassluis ontbrak (Admiraal et al. 1994). In 1995 lijkt de piek bij Lobith door te zetten bij Maassluis en Kampen, hetgeen silicaatlimitatie uitsluit.

Het seizoensverloop van maxima en minima van de celantallen in 1995 is vergelijkbaar met dat van chlorofyl-a. Afwijkingen kunnen zijn



**Figuur 4.2**  
Vergelijking van de hoeveelheid fytoplankton te Lobith en Maassluis in 1990 en 1995 en te Kampen in 1995

ontstaan door verschillen in soortensamenstelling en/of vitaliteit van de cellen.

Het fytoplanktonverloop bij Kampen lijkt sterk op dat van Maassluis. De *Skeletonema* piek is op deze stations hoger dan bij Lobith. Zie ook bij 'soortensamenstelling'.

#### Soortensamenstelling 1995

Bij zowel Lobith, Maassluis als Kampen waren volgens het karakteristieke rivierenbeeld de kiezelwieren dominant, alleen de maanden januari en december bij locatie Kampen vormden hierop een uitzondering. Cyanobacteriën leverden bij Lobith en Kampen in de winterperiode een grotere bijdrage aan het biovolume dan groen-

wieren. De absolute celaantallen van deze groepen in de wintermaanden zijn echter zeer laag (figuur 3).

#### Kiezelwieren

Bij de meetpunten Lobith en Kampen is *Stephanodiscus* groep *hantzschii* (inclusief *Cyclostephanos invisitatus*) verantwoordelijk voor de eerste opbloei van het fytoplankton in de maand april (figuur 4). De maximale aantallen van deze groep soorten zijn bij Lobith beduidend hoger dan bij Kampen. Bij Maassluis is de toename van het fytoplankton geleidelijker, zonder geprononceerd *Stephanodiscus*-maximum.

Vanaf half april nemen *Skeletonema*-soorten

sterk in aantal toe. Medio mei wordt bij alle meetpunten een voorjaarsmaximum van *Skeletonema subsalsum* en in mindere mate *Skeletonema potamos* gevonden. De hoogste aantallen werden aangetroffen in Maassluis, gevolgd door Kampen. Na een inzinking van de celaantallen in juni volgt begin juli een tweede *Skeletonema*-bloei van beperkter omvang, in combinatie met *Cyclotella meneghiniana*. In deze periode is *Skeletonema potamos* algemener dan *Skeletonema subsalsum*. De *Skeletonema*-soorten zijn in juli het meest talrijk bij Kampen, gevolgd door Maassluis. Daarentegen was *Cyclotella meneghiniana* veel algemener bij Lobith.

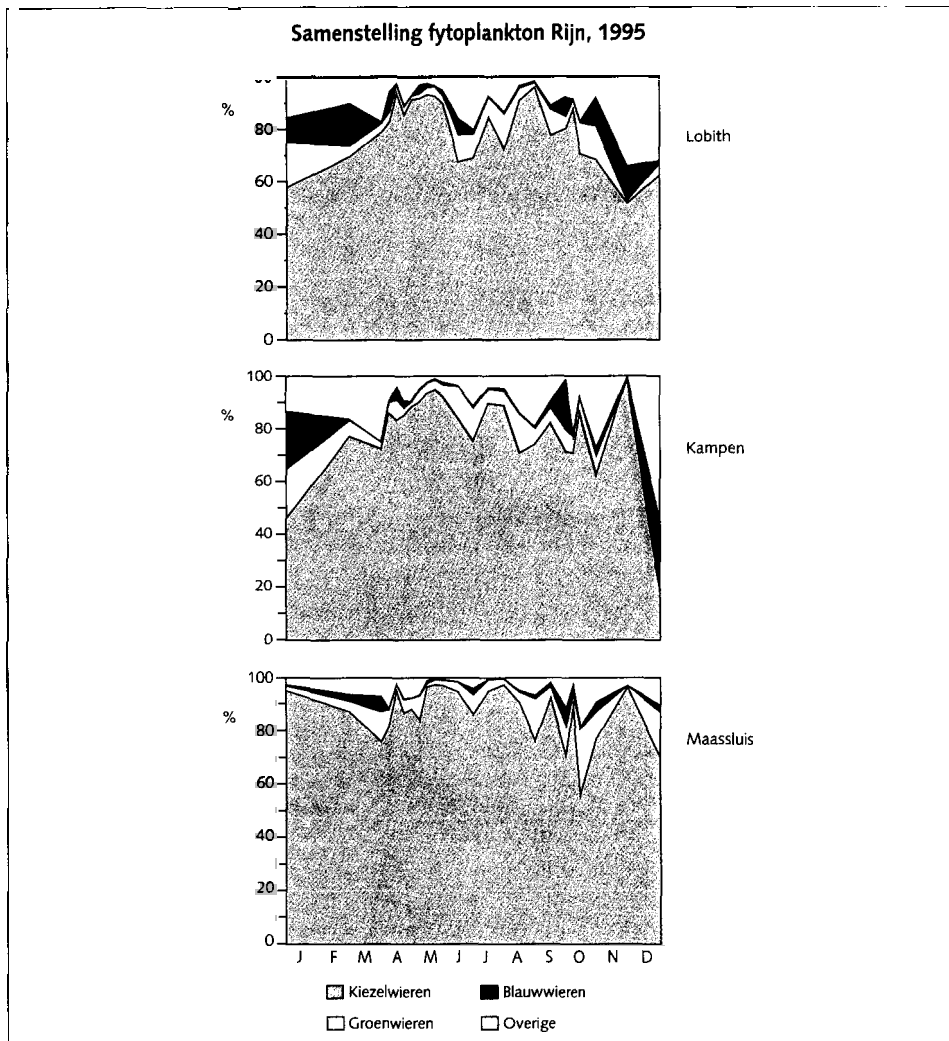
In de monsters van 1995 zijn meer dan twintig soorten kiezelwieren waargenomen. Daarvan zijn *Thalassiosira incerta* en *T. australiensis* niet eerder gemeld uit het stroomgebied van de Rijn, maar blijken met name in de zomer en nazomer regelmatig voor te komen, in combinatie met een derde *Thalassiosira*-soort, *T. lacustris* (= *T. bramaputrae* sensu auct., non Ehrenberg). *Thalassiosira incerta* bleek in 1995 zelfs talrijker dan de soort *Actinocyclus normanii*, die enige oppervlakkige gelijkenis vertoont. Het maximale aantal *Thalassiosira incerta* was 261 cellen/ml (19 juli, Maassluis), terwijl de aantallen van *Actinocyclus* nergens hoger dan 25 cellen/ml waren.

Het aantal pennate (tweezijdig symmetrische) kiezelwieren was beperkt. Het betreft voornamelijk soorten van de geslachten *Navicula*, *Nitzschia*, *Diatoma*, *Asterionella* en *Fragilaria*. Het meest talrijk was *Asterionella formosa*.

#### Groen- en blauwwieren

De twee belangrijkste groenwiergeslachten in de voorjaarspiek waren *Chlamydomonas* en *Monoraphidium* (figuur 5). *Monoraphidium* vertoonde een tweede piek in de zomer, die bij Lobith aanzienlijk hoger was dan bij Kampen. *Scenedesmus* is het groenwiergeslacht met de hoogste aantallen in de zomer. Dit maximum was hoger dan de zomerpiek die bij Kampen, na een duidelijke daling, werd bereikt. Bij Maassluis werden in de zomermaanden t.o.v. de andere locaties lage aantallen gevonden. *Coelastrum astroideum* was het meest talrijk bij Kampen waar deze soort na een lan-





**Figuur 4.3**  
Het seizoensverloop van de fytoplanktonsamenvesting in 1995; het biovolumepercentage van kiezelwieren, groenwieren, blauwwieren en een restgroep is uitgezet tegen de tijd.

stijging twee pieken vertoonde in de periode van eind juni tot begin augustus. Bij Lobith en Maassluis werd een identiek patroon waargenomen, echter met veel lagere maxima.

*Planktothrix* spp. leverden de belangrijkste bijdrage aan de celantallen van de cyanobacteriën. De aantallen filamenten zijn doorgaans in de orde van grootte van de detectielimiet bij de gevolgde telmethode, waardoor de getelde celantallen een onregelmatig verloop te zien geven. De hoogste aantallen werden in april en mei geconstateerd.

De restgroep (figuur 4.3) bestond voornamelijk uit cryptofyten (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas* spp.) met uitzondering van de monsterdata bij Lobith, 5 april bij Maassluis en 19 april bij Kampen waar respectievelijk met *allomonas* sp., *Chrysococcus rufescens* en *tallomonas* sp. het biovolume van de groenwieren verhoogde.

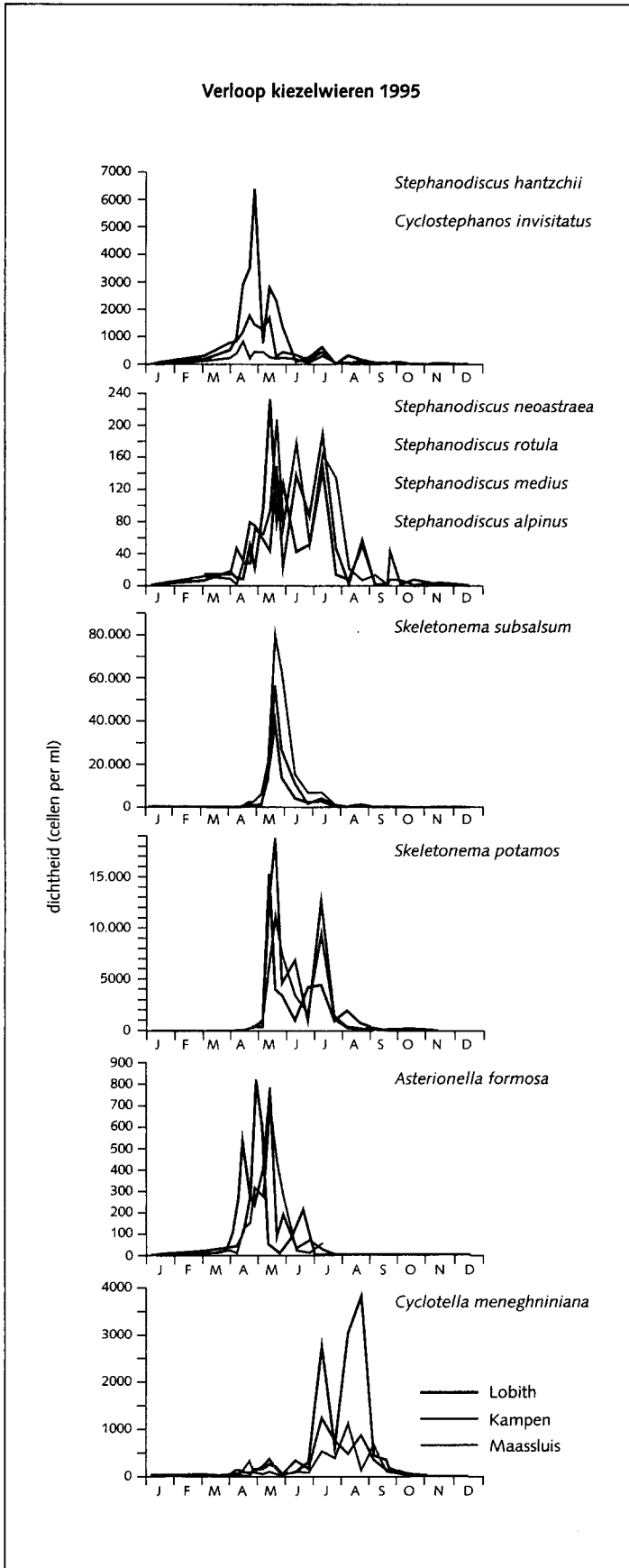
## Discussie

In grote lijnen is de soortensamenstelling van het fytoplankton in de Rijntakken vergelijkbaar met die van andere grote eutrofe rivieren. Centrale diatomeeën, met name *Stephanodiscus* groep *hantzschii*, *Aulacoseira* spp. en *Cyclotella* spp. overheersen. Er zijn echter enkele verschillen tussen de Rijn en bijvoorbeeld de Maas. Zij worden onder meer bepaald door hydrologische invloeden (bijvoorbeeld verblijftijd), door de nutriëntensamenstelling en -belasting en het zoutgehalte. In de Rijn is *Skeletonema*, een soort met een hoge zouttolerantie, een belangrijker soort dan in de Maas. In de gestuwde Maas wordt, door de lagere stroomsnelheid, ten opzichte van de Rijn een hoger percentage groenalgen waargenomen (Admiraal et al. 1993).

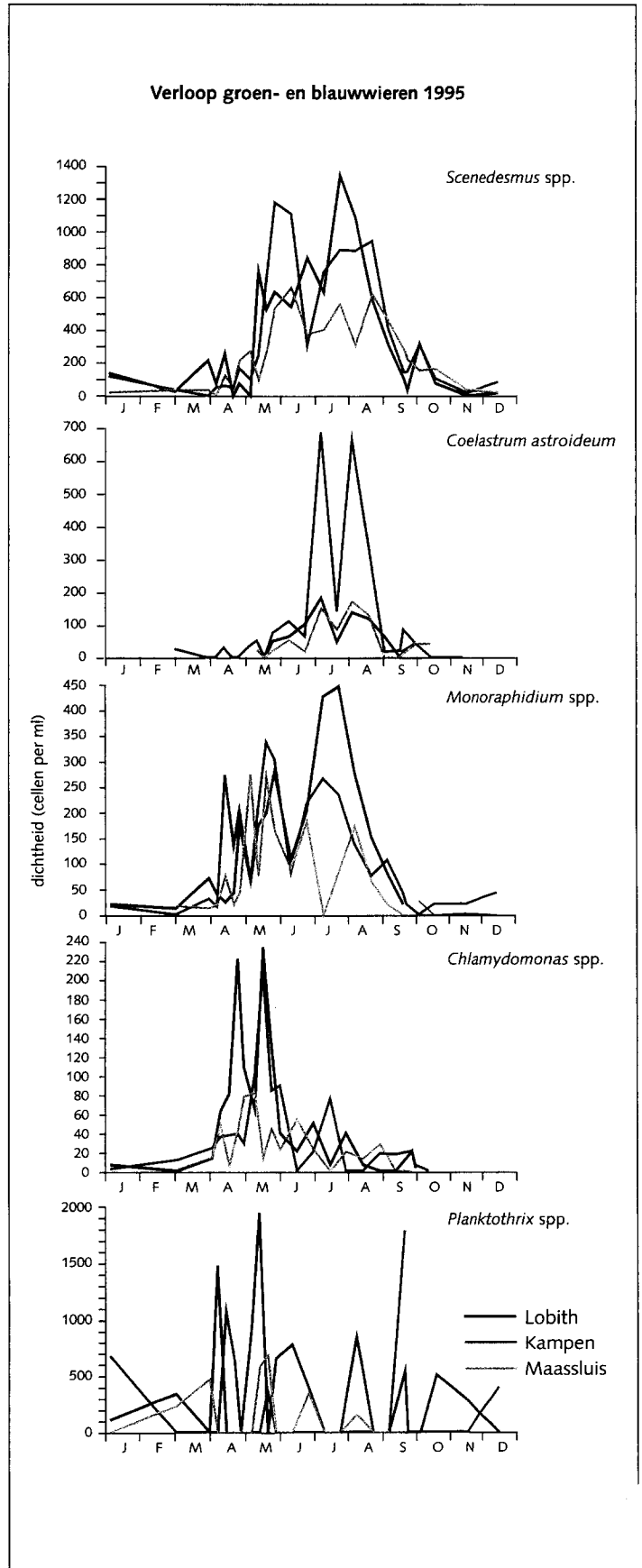
## Ontwikkelingen

De samenstelling van het Rijnwater is de afgelopen decennia aanzienlijk veranderd. De concentraties van een aantal toxicanten en het fosfaatgehalte zijn flink gedaald. De totale stikstofconcentratie is min of meer constant gebleven, maar onder invloed van het toenemend aantal rioolwaterzuiveringsinstallaties is er een verschuiving opgetreden in de richting van nitraat. Ook de soortensamenstelling van het fytoplankton lijkt te zijn veranderd. Zo is *Skeletonema subsalsum*, een belangrijke soort in het Rijnfytoplankton, pas vanaf 1988 in de Rijn aangetroffen, en is het aandeel van *Stephanodiscus hantzschii* in de voorjaarsbloei in belangrijkheid afgenomen. Mogelijk zijn deze verschuivingen veroorzaakt door veranderingen in de waterkwaliteit. *Skeletonema potamos* en *S. subsalsum* zijn soorten met een relatief hoge zouttolerantie, hetgeen hun voorkomen in de met zout belaste Rijn zou kunnen verklaren. Aan de andere kant zijn zij pas recent dominant geworden, terwijl de Rijn al veel langer met zout wordt belast. Ook andere waterkwaliteitsparameters, zoals toxicanten (Tubbing et al. 1993), en N:P ratio's (Turpin 1994) kunnen de successie tussen algensoorten beïnvloeden. Met de huidige kennis is het echter onmogelijk om causale verbanden te leggen of voorspellingen te doen over de ontwikkelingen op soortsniveau in de Rijn. Op groepsniveau zijn er over de afgelopen jaren geen verschuivingen geconstateerd.

De invloed van bijvoorbeeld het stuwbeheer op de algensamenstelling is wel duidelijk. Een langere verblijftijd van het water leidt, met name in de zomer, tot een vergroting van het aandeel groenwieren in de algenpopulatie. Sporadisch kunnen zelfs verhoogde concentraties blauwwieren worden aangetroffen. Dit verschijnsel zal zich vooral kunnen voordoen in de Nederrijn. In de vrijstromende Waal en IJssel is de kans op hoge groenwierconcentraties miniem. In nieuwe ontwikkelende stagnante wateren in uiterwaarden bestaat wel de mogelijkheid dat de soortensamenstelling afwijkt van die van de Rijn.



**Figuur 4.4**  
Seizoensverloop in 1995 van de dichtheid (cellen/liter) van enkele dominante kiezelwieren.



**Figuur 4.5**  
Ontwikkeling van de dichtheid (cellen/ml) van enkele dominante groen- en blauwwieren in 1995.

Een hoger debiet, met als gevolg een kortere verblijftijd, veroorzaakt een lagere biomassa van het rivierfytoplankton. Een lager debiet heeft echter tot gevolg dat het chlorofylgehalte in de rivier langs de lengte-as een maximum vertoont, gevolgd door een afname. In 1990 lag het maximum in de Rijn ongeveer bij de Nederlands-Duitse grens. In de Maas, die soms zeer lage debieten heeft, worden maximale waarden voor zowel fytoplankton als zoöplankton in een vroeger stadium tijdens het traject stroomafwaarts bereikt (Buijs 1992). Waarschijnlijk wordt de afname benedenstrooms veroorzaakt door het relatief belangrijker worden van verliesfactoren. Het sterftepercentage van algen door lysis van de cellen zal toenemen naarmate de algen "ouder" worden. Ook zal de graasdruk van zoöplankton en benthische filterfeeders relatief toenemen.

Zoals beschreven in de inleiding heeft het stromende karakter tot gevolg dat de groei van algen in de Rijn het grootste deel van het jaar lichtgelimiteerd is. Daardoor bereiken de chlorofyl-a gehalten in de rivier waarden tot slechts ca. 100 µg/l. De nutriëntgehalten in het rivierwater laten echter veel hogere algendichtheden toe. Dit wordt goed geïllustreerd door de gehalten in stagnante wateren die gevoed worden met rivierwater. Daarin worden chlorofyl-a-concentraties gemeten die 200 µg/l overschrijden. Het feit dat de groei van algen in de Rijn nutriëntverzadigd is, houdt ook in dat een verdere reductie van de fosfor- en stikstofgehalten van het Rijnwater niet een evenredige daling van de chlorofylgehalten tot gevolg zal hebben. Een daling zal pas inzetten als het fytoplankton in de Rijntakken weer (mede) gecontroleerd wordt door de hoeveelheid aanwezige nutriënten.

## Conclusies

Net als in andere rivieren wordt het fytoplankton in de Rijn gedomineerd door kiezelwieren.

De dichtheden zijn positief gecorreleerd met de verblijftijd van het water, en zijn dan ook relatief lager dan die in (semi)stagnante wateren. De nutriënten zijn in de rivier niet

beperkend voor de groei van algen.

Karakteristieken zoals het relatief grote aandeel van de zout-tolerante kiezelalgen *Skeletonema* en het geringe aandeel van groenalgen in de Rijn

t.o.v. bijv. de Maas heeft te maken met de fysisch-chemische eigenschappen van het water, en met het vrijstromende karakter van de Rijn ten opzichte van de gestuwde Maas.

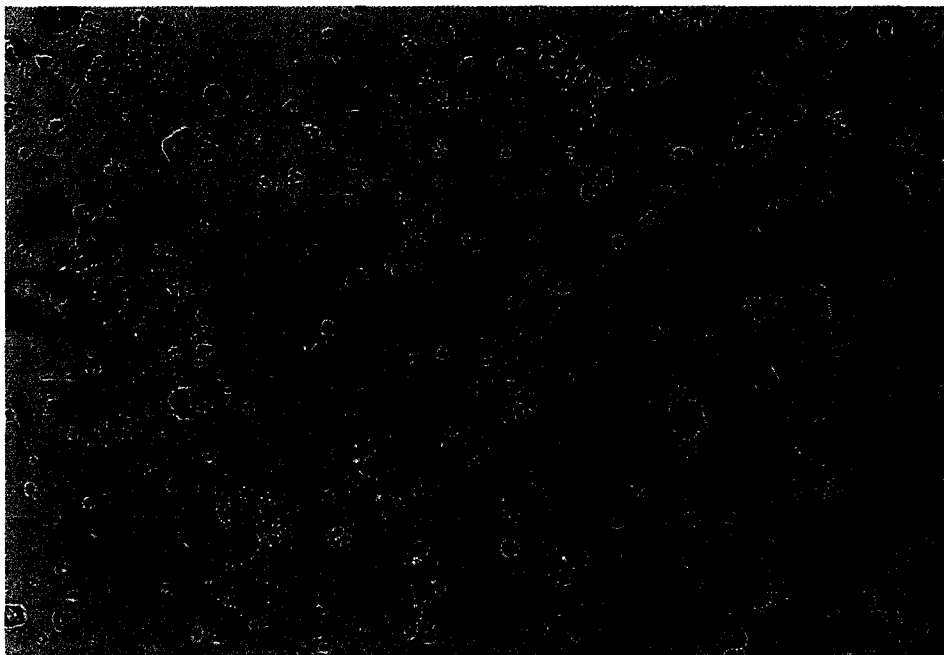


Foto 4.1  
Rivierfytoplankton in de zomer, zichtbaar zijn de kiezelwieren *Cyclotella menighiniana* en *Skeletonema potamos*

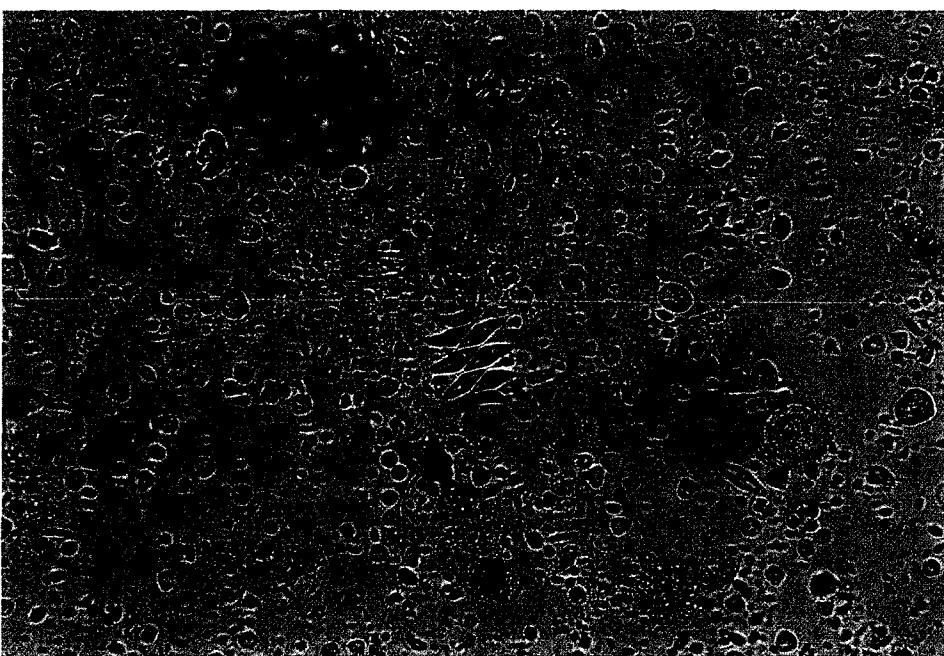


Foto 4.2  
Fytoplankton uit een strang langs de Waal. Het aandeel groenwieren (*Pandorina morum*, *Scenedesmus* spp) is veel hoger dan in de hoofdgeul van de rivier, het aandeel diatomeeën veel lager.

### Methode

De fytoplanktonsoortensamenstelling en het chlorofyl-a gehalte in de Rijn zijn in de peiljaren 1990 en 1995 bepaald bij Lobith en Maassluis. In 1995 is hier de locatie Kampen aan toegevoegd. De soortensamenstelling is vanaf de tweede helft van oktober tot de eerste helft van maart maandelijks, in de zomer tweewekelijks en in het voorjaar wekelijks bepaald. Het chlorofyl-a gehalte is in het voorjaar wekelijks bepaald en in de overige periode tweewekelijks.

Met behulp van een emmer is op de 3 locaties een 60 liter mengmonster genomen, in Maassluis en Kampen over de gehele breedte van de rivier vanaf respectievelijk de veerboot en de brug, in Lobith is vanaf het RWS ponton bemonsterd. Uit elk mengmonster is een deelmonster van 1 liter gefixeerd met lugol t.b.v. de fytoplanktontellingen. De fytoplanktontellingen zijn verricht m.b.v. een omgekeerde microscoop bij vergrotingen van 200-630x. Zeer kleine en zeer algemene soorten zijn in een kleiner subvolume geteld dan grote en minder algemene soorten. Het chlorofyl-a gehalte is per locatie bepaald met de NEN 6520 methode. Het hiervoor benodigde volume van de deelmonsters varieerde van 0.25 tot 1 liter.



Foto 4.3  
Bemonstering vanaf een brug

### Nevengeulen en bodemalgen (Corian Bakker)

De fytoplanktonsoortensamenstelling van de Rijn wordt gedomineerd door kiezelwieren, in de huidige situatie bevindt het grootste deel van deze algen zich vrij zwevend in de waterkolom. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat in het verleden de planten- en bodembewonende algen de boventoon voerden (Klink 1992). Deze benthische algen kunnen op ondiepe zand- en slibplaten een hoge productie bereiken. Zij vormen zo een belangrijke voedselbron voor grazende en schrapende ongewervelden dieren die op hun beurt een prooi vormen voor vogels en vis. Onderzoek aan een Rijnafzetting uit 1745 geeft aan dat in die periode ruim 70% van de insecten die leven van kiezelwieren waren aangewezen op benthische algen. In de huidige situatie is het aandeel dat leeft van deze voedselbron afgenomen tot 55% (Klink 1991). Eén van de doelen van natuurontwikkelingsprojecten is het herstellen van deze voedselbron als een belangrijke schakel in de voedselketen (WNF 1993). Geschikte groeiomstandigheden voor deze algen zijn ondiep water waar licht kan doordringen tot op de zandige bodem. Dit habitat kan worden gerealiseerd door aanleg van nevengeulen en strangen.

## 5. Zoöplankton

Bob van Zanten & Thomas Ietswaart (RIVM)

### Inleiding

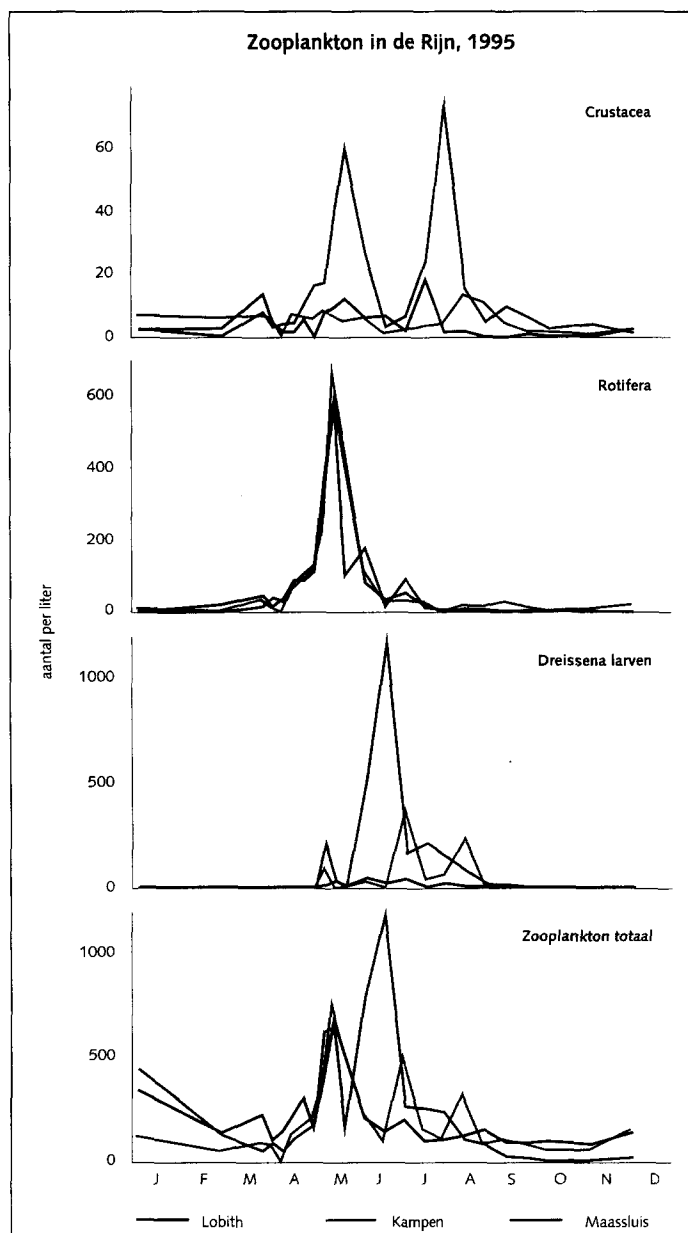
Zoöplankton is de verzamelnaam voor de watervlooiën, raderdiertjes, en dierlijke eencelligen die leven in de waterkolom. Het zoöplankton varieert in grootte van de met de blote ogen zichtbare *Daphnia*'s (ca. 3-4 mm) tot de kleinste, alleen met de microscoop waarneembare soorten (ca. 50 µm). Het voedsel van zoöplankton bestaat uit in het water zwevende organismen als algen, bacteriën en dood organisch materiaal. Zoöplankton wordt weer gegeten door planktivore vis. De ontwikkeling van het zoöplankton is nauw gekoppeld aan die van de belangrijkste voedselbron, de algen. De voorjaarsbloei van zoö- en fytoplankton in rivieren vallen dan ook nagenoeg samen. Welke soorten het zoöplankton kan "behappen" hangt vooral af van de grootte van de algencellen en hun kolonievorm. Kleine, losse cellen zijn het meest geschikte voedsel.

Net als fytoplankton staat het zoöplankton in rivieren sterk onder invloed van de hydrologische omstandigheden. De groei duur is beperkt door de verblijftijd van het water in de rivier. Daarnaast zorgt de sterke turbulentie ervoor dat organismen zich niet op één plaats in de waterkolom kunnen handhaven. Daarom komen in het zomerbed van rivieren voornamelijk snelgroeiende, kleine soorten voor, met name Rotifera (raderdiertjes). Op plaatsen waar het water langzamer stroomt kunnen ook andere groepen worden aangetroffen, zoals Crustacea (kreeftachtigen, hier bestaande uit watervlooiën en roeipootkreeftjes). Een aparte groep vormen de larven van grotere organismen, zoals bijvoorbeeld de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*, die slechts een beperkte tijd vrij in het water verblijven.

### Resultaten

Net als in de jaren 1987-1991 (figuur 2) vertoont het zoöplankton in 1995 een voorjaarsbloei die sterk gekoppeld was aan de voorjaarsbloei van het fytoplankton (figuur 1). De voorjaarsbloei werd gevormd door Rotifera en Crustacea. De totale aantallen bij Lobith

**Figuur 5.1**  
Dichtheid van het zoöplankton als functie van de tijd in 1995. Duidelijk zichtbaar is de voorjaarsbloei van Crustacea en Rotifera in mei. In Maassluis trad ook een zomerpiek op van larven van de Driehoeksmossel. De hoge dichtheid van het totale zoöplankton in januari wordt veroorzaakt door een relatief groot aandeel éencelligen (Protozoa) in de monsters.



waren laag in vergelijking met andere jaren. Bij Maassluis trad er naast de voorjaarsbloei ook een zomerpiek op, die veroorzaakt werd door planktonische larven van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*.

De afvoeren van de Rijn waren extreem hoog in 1995, met name in januari en februari (max. 11885 m<sup>3</sup>/seconde bij Lobith op 31 januari). De hoge afvoeren hebben geen invloed gehad op het seizoensverloop van het zoöplankton. Wel kan mogelijk de lage totale dichtheid worden toegeschreven aan de hoge afvoer.

#### Soortensamenstelling

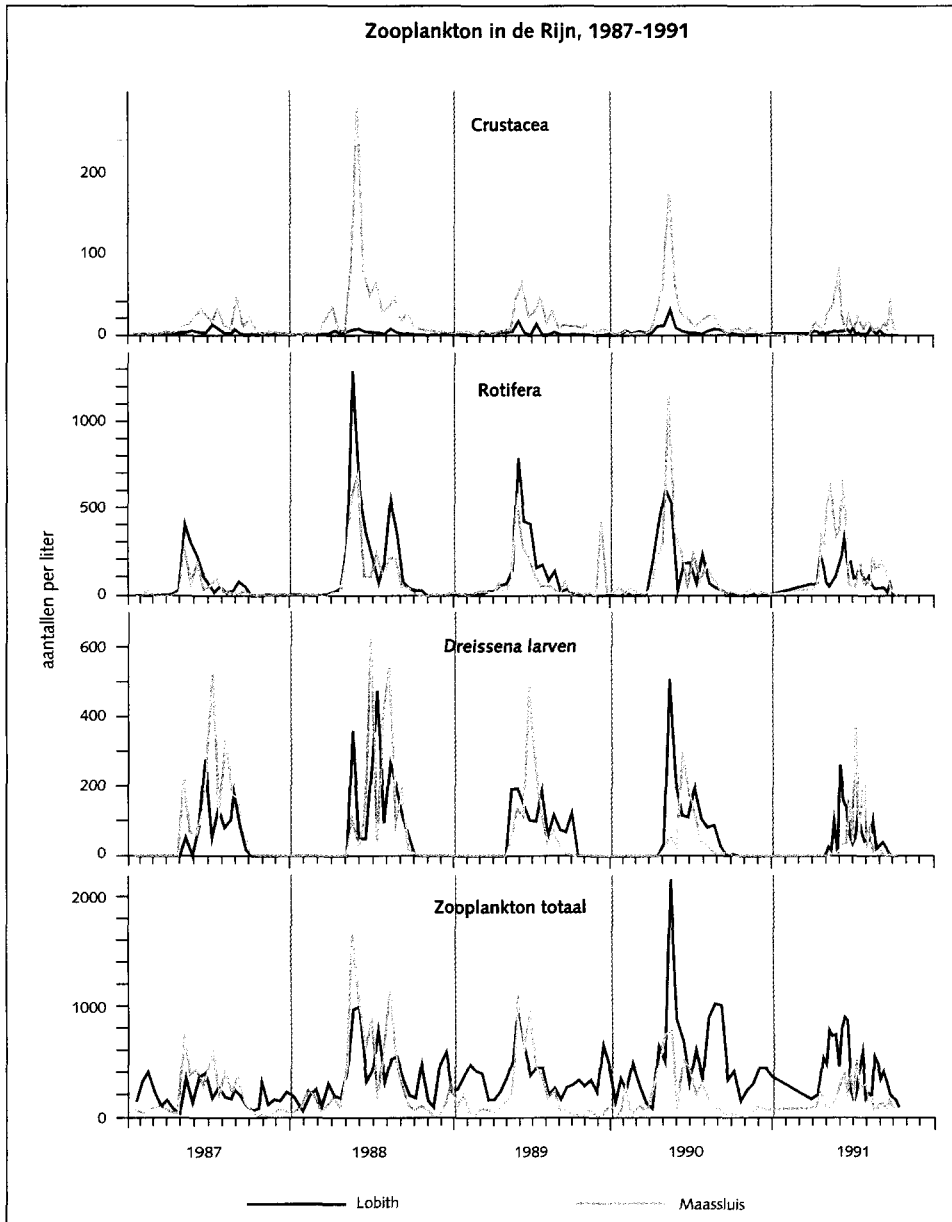
##### Rotifera

Meer dan in stilstand, eutroof oppervlaktewa-

ter, waarin de Crustacea talrijker zijn, wordt het zoöplankton in rivieren gedomineerd door kleinere grazers; de rotiferen. Dit is ook het geval in Lobith en bij Kampen (figuur 3A en 3B). De dominantie van Rotifera in de zomer op alle stations heeft mogelijk te maken met hun korte generatietijd, van ongeveer één dag.

De maximale aantallen Rotifera in de voorjaarspiek liggen bij alle drie stations rond de 550 individuen per liter (figuur 1B). Deze dichtheden zijn vergelijkbaar met die in de periode 1987-1991 (figuur 2B). Duidelijk is te zien dat de hoogste dichtheden geconcentreerd zijn in de voorjaarsbloei, en dat de rest van het jaar de dichtheden een factor 10 of meer lager liggen.

De ontwikkeling van de vier dominante soorten Rotifera is weergegeven in figuur 4. *Brachionus*



**Figuur 5.2**  
Dichtheid van het totale zoöplankton en van de verschillende soortengroepen in de periode 1987-1991.

*calyciflorus* (figuur 5C) is een relatief grote rotifeer (250-400  $\mu\text{m}$ ) die in het rivierplankton in de voorjaarsbloeï voorkomt. De aantallen lopen uiteen van ca. 34 individuen bij Kampen tot 65 ind/liter bij Maassluis. Deze aantallen kunnen sterk variëren van jaar tot jaar (zie figuur 5C). *Brachionus angularis* heeft in het algemeen een wat homogenere verdeling over het jaar (figuur 5A). In 1995 (figuur 4A) was ook deze soort voornamelijk aanwezig in de voorjaarsbloeï, in dichtheden die vergelijkbaar zijn met die van *B. calyciflorus*. *Keratella cochlearis* en *Keratella quadrata* (figuur 4) zijn kleinere soorten. Zij komen in dichtheden voor tot ca. 200 individuen per liter. Met name *K. cochlearis*, de kleinste dominante rotifeer (80-320  $\mu\text{m}$ ) kan hoge dichtheden bereiken. Voor alle vier de soorten

geldt dat ze vooral in de periode mei-juni massaal aanwezig zijn. Deze tendens was ook in de periode 1987-1991 zichtbaar (figuur 5).

#### *Crustacea (Cladocera, Copepoda)*

Als het water langzamer stroomt of onder mariene invloed staat neemt het aandeel van copepoden (roei-pootkreeftjes) en cladoceren (watervlooien) toe. Dit komt tot uitting in het relatief hoge percentage crustaceeën bij Maassluis (figuur 3C, 2A). In 1995 bedroeg de maximale dichtheid hier ongeveer 67 individuen per liter, terwijl de maxima bij Kampen en Lobith ca. 10 individuen per liter bedroegen (figuur 1A). Het grootste deel van de Crustaceeën wordt gevormd door de naupliuslarven van copepoden (m.n. *Cyclops*), de dominante

cladoceer is *Bosmina*.

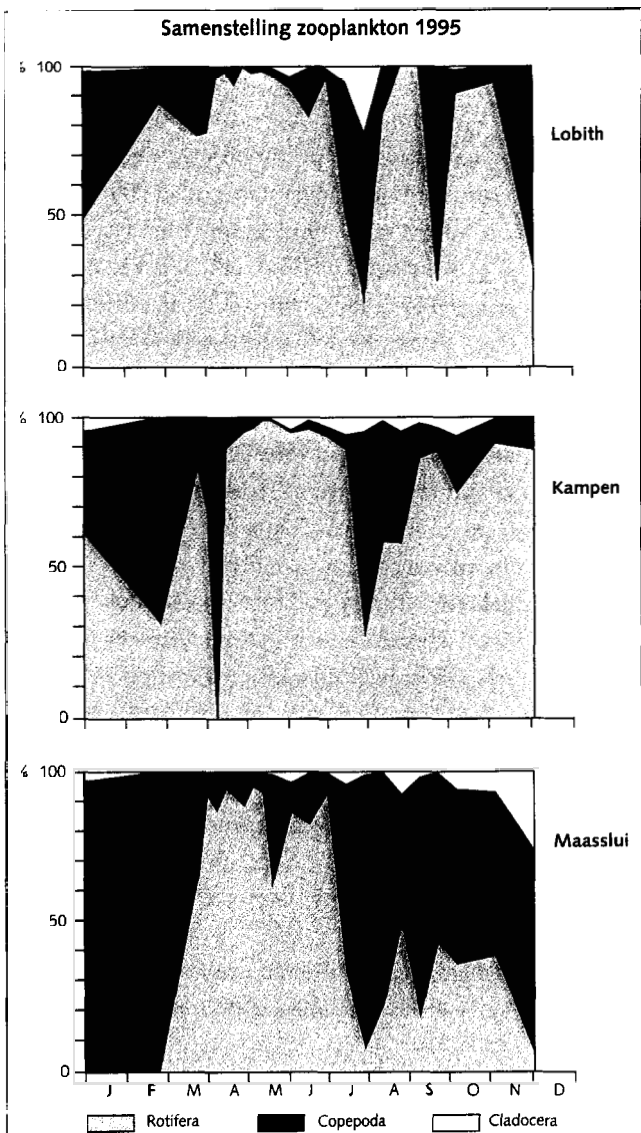
Behalve een eventueel andere groottesamenstelling van het fytoplankton is ongeschiktheid van het biotoop waarschijnlijk een oorzaak voor het geringe aandeel van crustaceeën bij Lobith en Kampen. Bij hogere stroomsnelheden kunnen soorten als *Daphnia* niet rechtop zwemmen. In stilstaande poelen, strangen, grindgaten langs de grote rivieren en aan de monding van rivieren in de getijdgebieden kunnen daarentegen wel grote populaties cladoceren en copepoden voorkomen. Deze factoren lijken belangrijker dan de kwaliteit of samenstelling van het water. De waterkwaliteit is dus geen belemmering voor het voorkomen van de diverse zoöplanktongroepen.

#### *Dreissena-larven*

In de zomerperiode komen in het Rijnzoöplankton vaak hoge aantallen larven voor van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*. Deze soort is een van de weinige zoetwaterbivalvia met een planktonisch larvestadium ("veligers"). Opvallend is dat er meer *Dreissena*-larven voorkomen in de Waal/Lek dan in de IJssel. Niet duidelijk is of dit veroorzaakt wordt door verschillen in de dichtheid van Driehoeksmosselen ter plaatse of door verschillen in aanvoer van larven die van bovenstroomse populaties afkomstig zijn (de larven leven gedurende ca. 3 weken planktonisch en kunnen zo grote afstanden overbruggen). De hoogste aantallen in 1995 werden gemeten bij Maassluis (1165 individuen per liter). Dit is het hoogste aantal dat tot nu toe is waargenomen in het Nederlandse deel van de Rijn (figuur 1C). De afname



**Foto 5.1**  
Rivierzoöplankton wordt gedomineerd door tjes. Op de foto is een exemplaar te zien: *Brachionus arceolaris*, samen met een (jong stadium van een roei-pootkreeftje).



**Figuur 5.3**  
Soortensamenstelling van het zoöplankton op de verschillende monsterlocaties. Net als in andere rivieren wordt het zoöplankton in de Rijn gedomineerd door raderdier-tjes (Rotifera)

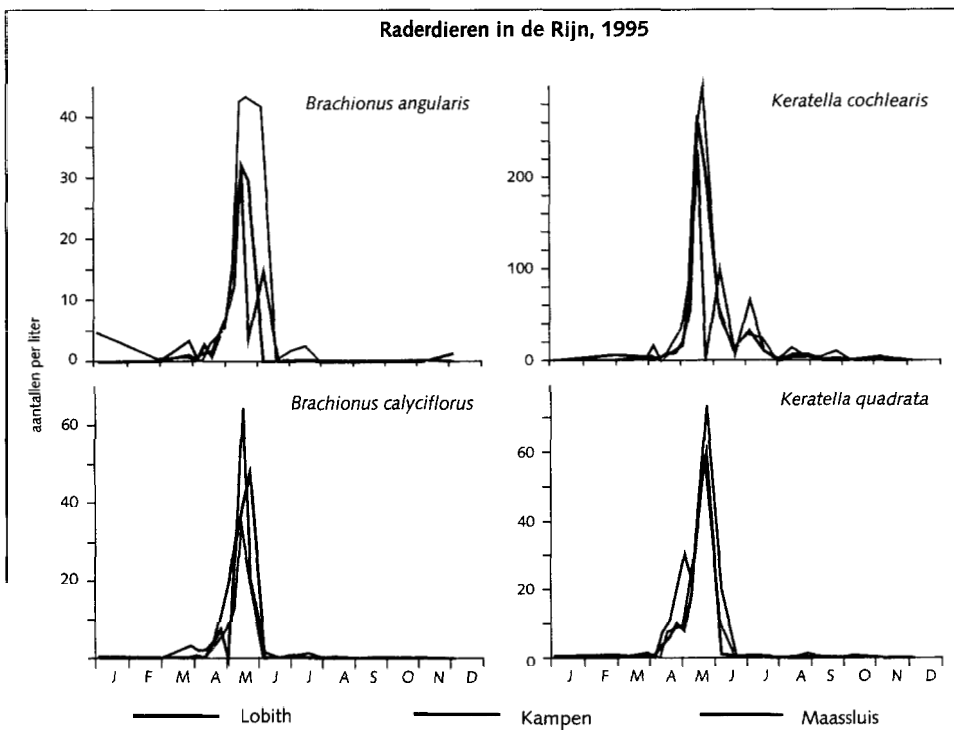
van de *Dreissena*-populatie in het Nederlandse deel van de Rijn, veroorzaakt door overwoeking door de Kaspische slijkgarnaal *Corophium curvispinum* (Van den Brink et al. 1993) lijkt dan ook geen invloed gehad te hebben op de concentratie larven.

### Discussie

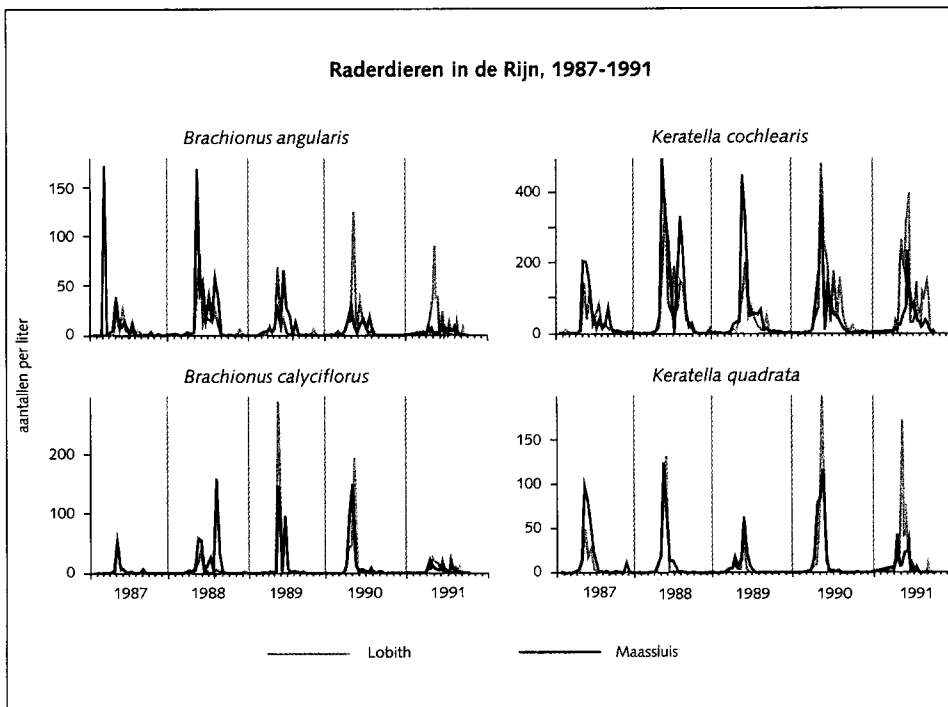
Behalve de voedselbeschikbaarheid is de afvoer van de riviertakken (dat wil zeggen de verblijftijd) in belangrijke mate bepalend voor de dichtheid van het zoöplankton (Winner 1975). De hoge afvoeren in 1995 hadden duidelijk lage chlorofyl-a-gehaltenes en lage dichtheden van rotiferen tot gevolg (figuur 6).

Deze afhankelijkheid is vooral aanwezig in het voorjaar (figuur 6). Later in het jaar wordt dit verband veel minder duidelijk, mogelijk als gevolg van ecologische interacties. De samenstelling van het Rijnzoöplankton blijkt, na vergelijking met historische gegevens (Peelen 1975) over de afgelopen decennia niet ingrijpend te zijn veranderd.

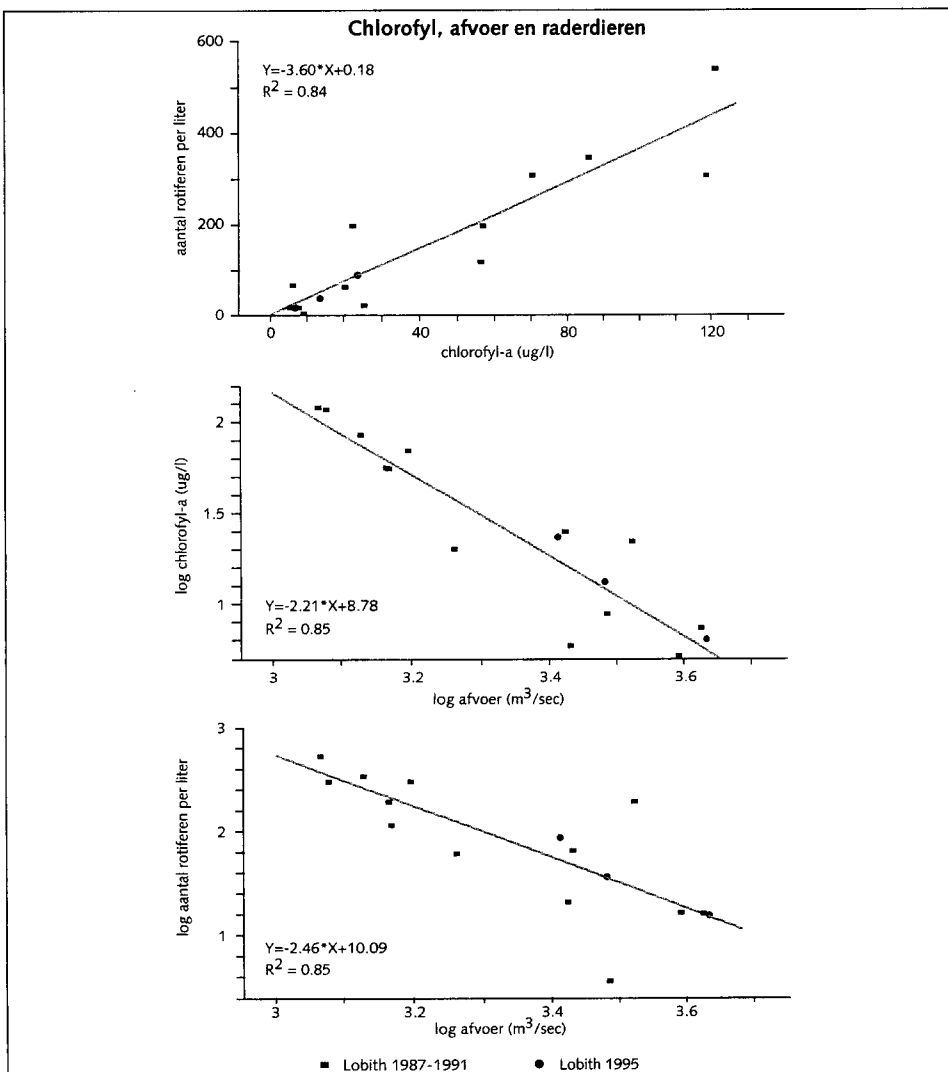
Als gevolg van de combinatie van hoge afvoer en lage voedselbeschikbaarheid zijn de zoöplanktondichtheden veel lager dan in stilstaande wateren. Zo zijn de maximale dichtheden van rotiferen in de Rijntakken, ondanks hun grotere aandeel, een factor vier lager dan die in het IJsselmeer (Dekker 1995). Ook in grindgaten langs de Rijn zijn zoöplanktondichtheden gevonden die tot een factor 100 hoger zijn dan in de rivier (Neumann et al. 1994). Dit heeft tot gevolg dat de ecologische rol van het zoöplankton in rivieren veel kleiner is dat in stilstaande wateren. De graasdruk op het fytoplankton ligt in de Rijntakken en in de Maas in de orde van slechts enkele procenten van de algenbiomassa per dag (Gosselain et al. in druk). Een verlaging van de stroomsnelheid door de aanleg van nevengeulen zal waarschijnlijk een hogere graasdruk tot gevolg hebben, met name in de geulen, en misschien ook in de hoofdstroom. In hoeverre dit invloed zal hebben op de hoeveelheid algen in de Rijn hangt af van de verhouding tussen de graassnelheid en de algenproductie.



de vier dominante soorten raderdier-tjes in de Rijn



**Figuur 5.5**  
Ontwikkelingen in de dichtheid van de dominante soorten raderdierpjes in de periode 1987-1991.



Of het zoöplankton in zijn ontwikkeling wordt beïnvloed door toxische stoffen in de Rijn, kan aan de hand van de voorhanden zijnde data niet worden bevestigd of ontkend. Van het fytoplankton in de Rijn is bekend dat bij verwijdering van toxische stoffen met XAD de relatieve groeisnelheid toeneemt (Van Dijk et al. 1995). Ook is bekend dat de soortensamenstelling van het fytoplankton kan veranderen onder invloed van toxicanten (Tubbing et al. 1993). Deze factoren zouden invloed kunnen hebben op de ontwikkeling van het zoöplankton. Naast deze indirecte effecten zou het zoöplankton ook direct invloed kunnen ondervinden van toxische stoffen in de Rijn. De gehalten in het Rijnwater, vergeleken met de toxiciteitsgegevens voor fyto- en zoöplankton, leiden naar verwachting echter niet tot chronische effecten op deze organismen (zie hoofdstuk 11).

## Conclusies

Net als in andere rivieren wordt het zoöplankton in de Rijn gedomineerd door rotiferen.

De totale dichtheden zijn positief gecorreleerd aan de verblijftijd van het water, en zijn dan ook belangrijk lager dan die in (semi)stagnante wateren.

### Methode

Vanaf 1987 tot en met 1991 heeft het RIVM in het kader van het project Ecologisch Herstel Rivieren (EHR) het seizoensverloop van het zoö- en fytoplankton in de Rijn onderzocht. In 1995 heeft het RIVM voor de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren van het RIZA de soortensamenstelling en dichtheid van het zoö- en fytoplankton op de locaties Lobith, Kampen en Maassluis bepaald. Voor het fytoplankton werd 1 liter en voor het zoöplankton 20 liter bemonsterd uit een mengmonster van ongeveer 60 liter. De bemonsteringen werden uitgevoerd met een emmer vanaf het ponton bij Lobith, vanaf de pont in Maassluis en vanaf de brug in Kampen.

### Figuur 5.6

De in figuur 6 gebruikte data zijn afkomstig van het begin van de voorjaarsopbloei (april-mei) uit de periode 1987-1991 en 1995. De meetpunten uit 1995 zijn gegeven met een •. In figuur 6A is de dichtheid van Rotifera bij Lobith tegen het chlorofyl a-gehalte. In figuur 6B is duidelijk te zien dat de hoge afvoeren in 1995 tot laagere chlorofyl a-gehalten en Rotifera-dichtheden leiden.



## 5. Macrofauna

Samenstelling van de Macrofauna bij de Vaate, Marianne Greijdanus & John van Schie (RIZA)

### Inleiding

Ongevoerde dieren (macro-vertebraten of macrofauna) worden in het algemeen als goede indicatoren beschouwd voor de kwaliteit van het rivierwater (Hellowell 1986, Rosenberg & Resh 1993). In de Rijn zijn ze in dit verband al na 20 jaar onderwerp van studie (Van Urk & Bij de Vaate 1990, Bij de Vaate 1994). De verbetering van de waterkwaliteit leidde in de afgelopen decennia tot een aanzienlijke stijging van het aantal soorten dat jaarlijks wordt waargenomen. Daarnaast namen eveneens de dichtheden sterk toe. Die toename komt echter vooral voor rekening van soorten die van nature niet in de Rijn huishoren, de zogenaamde exoten of immigrante soorten (Breukel & Bij de Vaate, 1996). De meeste (sub-)dominante soorten die tijdens de monitoring van 1995 in de onderscheiden biotopen worden aangetroffen behoren tot deze groep exoten.

### Resultaten

#### Voorjaarsbemonstering

In het voorjaar van 1994 bleek dat de stenen in de oeverzone van de Waal en de Nederrijn waren gekoloniseerd door o.a. de eendagsvlieg *Heptagenia sulphurea* en de kokerjuffer *Hydropsyche spec.* Twee soorten die relatief hoge eisen stellen aan de waterkwaliteit en vrijwel uitsluitend in het voorjaar goed zijn waar te nemen.

In tabel 1 zijn de taxa aangegeven die alleen in het voorjaar zijn waargenomen en dus niet tijdens de monitoringsperiode in augustus-september. De soort *Dikerogammarus haemobaphes*, die evenals de soort *Dikerogammarus villosus* afkomstig is uit het stroomgebied van de Donau, is nieuw voor de Nederlandse fauna. *D. haemobaphes* is in 1994 voor het eerst in het stroomgebied van de Rijn aangetroffen, in de rivier de Main (Schleuter et al. 1994).

#### Winterbemonstering

##### Wintertaxa

Er zijn slechts vier monsters genomen in de Rijn en één in IJssel en Waal.

#### Borstelwormen:

*Aulodrilus pigueti*  
*Aulodrilus plurisetus*  
*Dero digitata*  
*Potamothrix vej dovskyi*  
*Specaria josinae*  
*Vejdovskya intermedia*  
**Kreeftachtigen:**  
*Dikerogammarus haemobaphes*  
**Kokerjuffers:**  
*Psychomyia pusilla*  
*Tinodes waeneri*

#### Haften:

*Heptagenia sulphurea*  
**Kriebelmuggen:**  
*Simulium galeratum*  
**Vedermuggen:**  
*Synorthocladus semivirens*  
**Weekdieren:**  
*Valvata cristata*

Tabel 6.1

Overzicht van taxa die uitsluitend in het voorjaar van 1995 zijn waargenomen op de zogenaamde IRC-locaties (zie figuur 6.1)

De groep van de Enchytraeidae (borstelwormen) blijkt in dit biotoop dominant te zijn (voor een omschrijving van (sub-)dominantie zie Frantzen 1991 of Bij de Vaate & Greijdanus-Klaas 1995). Deze groep bestond voornamelijk uit moeilijk determineerbare individuen van waarschijnlijk de soort *Propappus volcki*, de enige soort van deze familie die op naam kon worden gebracht. De dansmuggenlarve *Cladotanytarsus spec.* was de enige subdominante soort. Deze detritus etende soort is intolerant voor organische verontreiniging (Wilson 1996).

#### Diepe zandbodem

De levensgemeenschap in en op de diepe zandbodem wordt gekenmerkt door dominantie van de Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*), de Kaspische slijkgarnaal (*Corophium curvispinum*) en vlokreeften (Gammaridae) (tabel 2). De vlokreeften die in de monsters zijn aangetroffen waren hoofdzakelijk juveniele exemplaren en konden daarom niet verder gedetermineerd worden. In voorgaande jaren werd meestal slechts één soort gevonden, de Tijgervlokreeft (*Gammarus tigrinus*). De juveniele exemplaren zijn toen ook tot die soort gerekend. Inmiddels komen vijf soorten vlokreeften in de Rijntakken voor. Naast de inheemse soort *G. pulex* werden de exoten *G. tigrinus*, *Echinogammarus ischnus*, *Dikerogammarus haemobaphes* en *D. villosus* gevonden. De inheemse soort werd dit keer niet in dit biotoop aangetroffen. Niet alleen bij de vlokreeften overheersen de immigrante soorten (zie ook tabel 4). Van de in tabel 2 genoemde (sub)dominante taxa behoren slechts vier van de 12 taxa (Enchytraeidae indet., *Propappus volcki*, *Chironomus spec.* en *Kloosia pusilla*) tot

de inheemse fauna.

Het aantal aangetroffen taxa in de diepe zandbodem varieert zeer sterk. Zo werden in de Waal slechts 9 taxa aangetroffen, terwijl een maximum van 44 taxa is aangetroffen in de Nederrijn. In het algemeen blijken slechts weinig macrofaunasoorten in staat de langzaam bewegende zandrichels in het alluviale stroomgebied van de rivier met succes te koloniseren (Morris et al. 1968). In de Waal komen dergelijke bodembewegingen duidelijk voor, in tegenstelling tot de gestuwde Nederrijn waar de afvoer in de zomermaanden minimaal is.



Foto 6.1  
Tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus*



Foto 6.2  
Kaspische slijkgarnaal *Corophium curvispinum*

Tabel 6.2

Dominante (\*\*) en subdominante (\*) taxa per biotooptype in verschillende takken en trajecten van het Rijnsysteem (- = niet bemonsterd).

Groep	Taxon	Rijn	IJssel	Waal	Nieuwe Merwede	Oude Maas	Nederrijn	Lek	Nieuwe Waterweg
<b>Diepe zandbodem</b>									
Borstelwormen	Enchytraeidae indet.	-	-	**	-	-	-	-	-
	<i>Propappus volcki</i>	-	-	-	-	-	-	**	-
Kreeftachtigen	<i>Corophium curvispinum</i>	-	**	*	-	**	*	-	-
	Gammaridae indet.	-	**	-	*	-	-	-	-
	<i>Gammarus tigrinus</i>	-	-	-	-	**	*	-	-
Vedermuggen	<i>Chironomus spec.</i>	-	-	-	-	-	*	-	-
	<i>Kloosia pusilla</i>	-	-	*	-	-	-	-	-
	<i>Paratendipes intermedius</i>	-	-	-	-	-	-	**	-
Weekdieren	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	**	-	-	-	-	-	-
	<i>Dreissena polymorpha</i>	-	*	-	-	**	*	-	-
	<i>Corbicula fluminalis</i>	-	-	-	*	-	*	-	-
	<i>Corbicula fluminea</i>	-	-	**	**	*	**	**	-
<b>Zandige oeverzone</b>									
Borstelwormen	<i>Propappus volcki</i>	-	-	**	-	-	-	-	-
Kreeftachtigen	<i>Corophium curvispinum</i>	-	*	-	-	-	-	-	-
	Gammaridae indet.	-	-	*	**	*	*	**	-
	<i>Gammarus tigrinus</i>	-	**	-	-	-	-	-	-
Weekdieren	<i>Valvata piscinalis</i>	-	-	-	*	-	-	-	-
	<i>Corbicula fluminalis</i>	-	-	-	**	-	*	-	-
	<i>Corbicula fluminea</i>	-	-	**	*	**	**	**	-
<b>Kleiïge oeverzone</b>									
Borstelwormen	Enchytraeidae indet.	-	-	-	-	-	-	-	*
Kreeftachtigen	<i>Neomysis integer</i>	-	-	-	-	-	-	-	*
	<i>Corophium multisetosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	**
	<i>Corophium curvispinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	*
	Gammaridae indet.	-	-	-	*	-	-	-	-
Vedermuggen	<i>Cladotanytarsus mancus</i>	-	-	-	**	-	-	-	-
Weekdieren	<i>Valvata piscinalis</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
	<i>Pisidium spec.</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
<b>Stenen oeverzone</b>									
Kreeftachtigen	<i>Balanus improvisus</i>	-	-	-	-	-	-	-	**
	<i>Corophium curvispinum</i>	**	**	**	**	**	**	**	-
	<i>Corophium lacustre</i>	-	-	-	-	-	-	-	*
	<i>Corophium multisetosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	**
	Gammaridae	*	-	*	*	**	-	*	-
	<i>Gammarus spec.</i>	-	*	-	-	-	-	-	-
	<i>Dikerogammarus spec.</i>	-	-	-	*	-	-	-	-
Vedermuggen	<i>Dicrotendipes nervosus</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
	<i>Cricotopus intersectus</i>	-	*	-	-	-	-	-	-
Weekdieren	<i>Bithynia tentaculata</i>	-	-	-	*	*	-	-	-
	<i>Dreissena polymorpha</i>	*	-	*	-	*	*	**	-
<b>Water- en oeverplanten</b>									
Borstelwormen	Tubificidae zonder chaetae	-	*	-	-	*	-	-	-
	Enchytraeidae	-	-	-	-	-	-	-	**
Kreeftachtigen	<i>Sphaeroma hookeri</i>	-	-	-	-	-	-	-	*
	<i>Corophium spec.</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
	<i>Corophium curvispinum</i>	-	**	-	*	-	-	-	*
	<i>Corophium multisetosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	**
	Gammaridae indet.	-	-	-	*	-	**	-	-
	<i>Gammarus tigrinus</i>	-	**	-	-	*	-	-	-
Knutten	Ceratopogonidae	-	-	-	-	*	-	-	-
Vedermuggen	<i>Cricotopus spec.</i>	-	*	-	-	-	-	-	-
	<i>Cladotanytarsus mancus</i>	-	-	-	-	-	*	-	-
Weekdieren	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	-	-	**	-	-	-	-
	<i>Valvata piscinalis</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
	<i>Dreissena polymorpha</i>	-	-	-	-	*	-	-	-
	<i>Corbicula fluminalis</i>	-	-	-	-	-	*	-	-
	<i>Corbicula fluminea</i>	-	-	-	-	*	**	-	-

### Zandige oeverzone

Evenals bij de diepe zandbodem wordt de levensgemeenschap van de zandige oeverzone gedomineerd door de Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*) en vlokreeften (tabel 2). Aangenomen wordt dat het bij de niet determineerbare vlokreeften vooral ging om juveniele exemplaren van de Tijgervlokreeft (*Gammarus tigrinus*). Op een aantal plaatsen is daarnaast een gering aantal exemplaren aangetroffen van de soort *Dikerogammarus villosus*. In de Waal was, evenals in de biotoop "diepe grindbodem", de borstelworm *Propaprus volcki* dominant in de zandige oeverzone. Het is een soort die een duidelijke voorkeur heeft voor de wat grovere bodemsubstraten (Reinhold-Dudok van Heel & Den Besten, in voorbereiding). In de Nieuwe Merwede zijn de beide korfmosselsoorten (*C. fluminea* en *Corbicula fluminalis*) relatief belangrijk. De Toegeknepen korfmossel (*C. fluminalis*) lijkt een voorkeur te hebben voor wat grovere zandbodems, terwijl de Aziatische korfmossel (*C. fluminea*) een dichtheidsoptimum heeft in de wat slijbrijkere zandbodems (Reinhold-Dudok van Heel & Den Besten, in voorb.). Beide bodemtypen worden in de Nieuwe Merwede aangetroffen. Ook voor de zandige oeverzone geldt dat de groep van de (sub-)dominante soorten voornamelijk wordt gevormd door soorten die van nature niet in de Rijn thuis horen. Alleen de borstelworm *Propaprus volcki* is inheems. Gemiddeld werden per traject 34 taxa aangetroffen. Dit aantal varieerde van maximaal 53 in de Nieuwe Merwede tot minimaal 21 in de Waal.

### Kleiïge oeverzone

In een drietal riviertrajecten is de kleiïge oeverzone bemonsterd (zie kader methode). In de Nieuwe Waterweg zijn voornamelijk zouttolerante soorten dominant, hetgeen erop wijst dat de bemonsterde lokaties worden beïnvloed door zeewater. Ook de overige soorten die zijn aangetroffen kunnen als zouttolerant worden beschouwd. Inherent aan de brakke situatie is het relatief geringe aantal taxa dat voorkomt (zie tabel 2). De Nieuwe Merwede en de Oude Maas kunnen met respectievelijk 50 en 48

taxa als soortenrijk worden bestempeld. De vedermug *Cladotanytarsus mancus* die in de Nieuwe Merwede dominant is bereikt ook in de Oude Maas aanzienlijke dichtheden, echter niet voldoende om tot de groep van de (sub-)dominanten te horen. De Vijverpluimdrager (*Valvata piscinalis*) is zowel in de Oude Maas als de Nieuwe Merwede zeer talrijk maar is alleen in de Oude Maas dominant. De voorkeur van deze zoetwaterslak gaat uit naar de wat slijbrijkere bodems. In de Oude Maas zijn erwtmosselen *Pisidium* spec. als subdominant taxon genoteerd. Omdat Pisididae vooral als jonge organismen moeilijk te determineren zijn zijn ze voorheen niet gedetermineerd. De monsters van dit peiljaar zijn wel verder gedetermineerd tot op de soorten *Pisidium nitidum*, *P. moitessierianum*, *P. henslowanum* en *P. casertanum*. Het zijn algemeen in Nederland voorkomende soorten. De soorten kwamen in hoge aantallen voor (850-1400) maar onvoldoende om als subdominant te kunnen worden aangemerkt. Naast deze vier algemene en talrijke soorten komt de zeer verontreinigingsgevoelige soort *P. amnicum* in een lage dichtheid voor. Hoe gevoeliger de *Pisidium*-soort is voor verontreiniging hoe lager de dichtheden waarin ze wordt aangetroffen.

### Stenen oeverzone

Slijkgarnalen (*Corophium* spp), vlokreeften (*Gammarus* spp) en Driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) zijn de belangrijkste taxa in de levensgemeenschap op stenen in de oeverzone (tabel 2). Per traject zijn wel verschillen waarneembaar. Zo is het brakke karakter van de Nieuwe Waterweg ook terug te vinden in de daar aangetroffen levensgemeenschap op stenen. De Brakwaterpok (*Balanus improvisus*) en de beide slijkgarnalen (*Corophium lacustre* en *C. multisetosum*) zijn duidelijke vertegenwoordigers van een brakwaterlevensgemeenschap. Ook de overige aangetroffen soorten zijn vrijwel allemaal zouttolerant.

Voor alle trajecten geldt dat de slijkgarnalen de hoogste dichtheden bereiken binnen de levensgemeenschap. In de Rijn vormen ze meer dan 99% van de levensgemeenschap; in de Waal, de Nieuwe Merwede, de Nederrijn en de Lek is dat

80-95%; in de IJssel 73%; in de Oude Maas en de Nieuwe Waterweg 50%. Door de aanwezigheid van de Kaspische slijkgarnaal wordt relatief veel slib op de stenen vastgelegd, wat een barrière kan vormen voor de lithofiele soorten (soorten die voorkeur op stenen of harde voorwerpen zitten). Toch was er geen verband aantoonbaar tussen het aantal aangetroffen taxa en de dichtheid van *Corophium curvispinum*. Het gemiddeld aantal taxa bedroeg 38 (exclusief de Nieuwe Waterweg waar gemiddeld slechts 8 taxa aangetroffen zijn). Minimaal werden er 26 aangetroffen (Nieuwe Merwede) en maximaal 55 (IJssel).

### Water- en oeverplanten

Op één uitzondering na zijn uitsluitend oevervegetaties bemonsterd. Alleen in de IJssel is een locatie met ondergedoken waterplanten (fonteinkruiden) bemonsterd. De monsters zijn zodanig genomen dat niet alleen de vegetatie maar ook de bodem is bemonsterd. Vandaar dat vrijwel alle (sub-)dominante soorten (tabel 2) ook dezelfde status hebben in de andere biotopen die in de oeverzone zijn bemonsterd. De soorten die uitsluitend in dit biotoop (sub)dominant voorkomen zijn de waterpissebed *Sphaeroma hookeri*, aangetroffen in de Nieuwe Waterweg, en de Ceratopogonidae (knutten en knaasjes), in de Oude Maas. *S. hookeri* is een brakwatersoort (Gledhill et al. 1993) waarvan het voorkomen tot nu toe beperkt is tot dit traject. Ceratopogonidae worden meestal slechts in lage dichtheden aangetroffen. Volgens Mol (1984) is van geen van de Nederlandse soorten binnen deze familie de milieuvoorkeur bekend, ook in de BMWP/ASPT index wordt deze familie niet genoemd.

## Ontwikkelingen

In de afgelopen jaren zijn in het kader van diverse projecten bemonsteringen van macrofauna uitgevoerd in de Rijntakken. De resultaten van deze bemonsteringen zijn vaak moeilijk vergelijkbaar vanwege verschillen in bemonsteringsstrategie. Door ze om te rekenen tot een indexwaarde kunnen echter wel ontwikkelingen worden aangegeven. Berekend is de

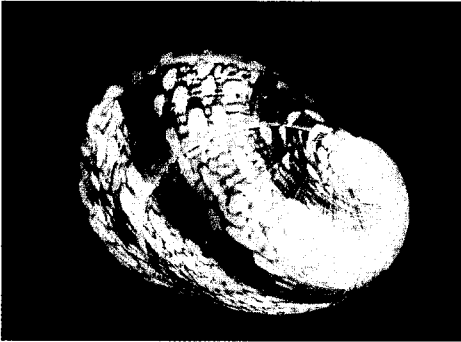


Foto 6.3  
Zoetwaterriet *Theodoxus fluviatilis*

BMWP-index (Biological Monitoring Working Party) en de daarvan afgeleide ASPT-waarde (Average Score Per Taxon) (Armitage et al. 1983). Deze biotische index is ontwikkeld om een indicatie van de biologische conditie van rivieren in Engeland en Wales te geven. De hoogte van beide waarden wordt voornamelijk bepaald door het aantal aangetroffen families en hun gevoeligheid ten opzichte van organische verontreiniging (saprobie). De range voor de BMWP-index bedraagt in principe 0 tot ongeveer 500, maar zal in de praktijk de 300 alleen overschrijden als de waarnemingsresultaten van meerdere biotopen worden samengevoegd. De index werkt als volgt: in een lijst wordt per taxon (vaak op familieniveau) een score weergegeven van 1 (weinig gevoelig) tot 10 (zeer gevoelig). De BMWP is een totaalstelling van de scores van de aangetroffen taxa, hierdoor kan een groot aantal weinig gevoelige soorten eenzelfde BMWP-waarde opleveren als een laag aantal erg gevoelige soorten. De ASPT-waarde waarbij de gemiddelde score per aangetroffen taxon berekend wordt zegt meer over de gevoeligheid van de afzonderlijke soorten. Deze ligt tussen 0 en 10. Voor de Rijn zijn met behulp van historische gegevens de maximaal haalbare BMWP- en ASPT-waarde voor de verschillende

Tabel 6.3  
Maximaal haalbare BMWP- en ASPT- waarden, te gebruiken als referentiewaarden voor de verschillende biotopen.

	BMWP <sub>ref</sub>	ASPT <sub>ref</sub>
stenen oeverzone	282	6,1
zandbodem	155	5,5
slibbodem	64	4,3
vegetatie	110	4,8
biotopen totaal	365	6,5

biotopen berekend en als referentiewaarde gebruikt om de huidige waarden mee te vergelijken (tabel 3; Greijdanus-Klaas in voorbereiding).

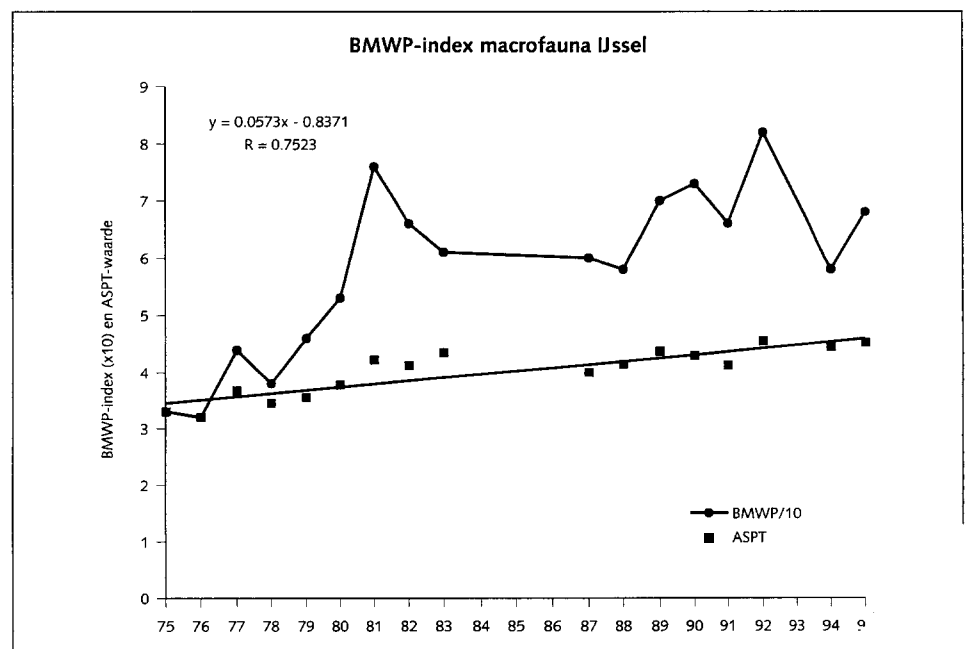
### Stenen oeverzone IJssel

De oudste waarnemingsreeks van macrofauna in de Nederlandse grote rivieren is er één van de biotoop "stenen in de oeverzone". Op vier locaties in de IJssel is de biotoop vanaf 1975 vrijwel jaarlijks in de periode september/oktober bemonsterd. Tot en met 1981 nam de BMWP hier duidelijk toe (figuur 1), om vervolgens te blijven schommelen tussen 58 en 82 (gemiddelde: 66; referentie: 282). Deze schommeling wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door taxa die slechts in geringe dichtheid voorkomen. Het ene jaar worden ze wel, het andere jaar worden ze niet in de monsters waargenomen. De ASTP daarentegen vertoont over de gehele waarnemingsperiode een toename, wat er op wijst dat de belasting met organische stoffen is afgenomen. Dit laatste blijkt bijvoorbeeld ook uit het zuurstofverzadigingspercentage van het rivierwater (Breukel & Bij de Vaate 1996). Ook bij een soort als de Waterpissebed *Asellus aquaticus*, die relatief talrijk is bij hoge organische belastingen, is deze afname in verontreiniging

waarneembaar. In de periode 1975-1981 was deze soort (sub-)dominant, daarna namen de dichtheden sterk af.

In 1995 was de Kaspische slijkgarnaal (*Corophium curvispinum*) dominant aanwezig in alle Rijntakken. Al vrij spoedig na de eerste waarneming van slechts enkele exemplaren in november 1987 bij Lobith (Van den Brink et al. 1989) waren alle Rijntakken gekoloniseerd. In 1989 werden ze voor het eerst in de IJssel waargenomen tijdens de jaarlijkse bemonstering van de stenen in de oeverzone. Ontwikkelingen in de dichtheid op dit substraat in deze Rijntak zijn gegeven in tabel 4. De getallen zijn gebaseerd op jaarlijkse eenmalige waarnemingen in de maanden september of oktober. Per locatie worden dan vijf stenen bemonsterd. Uit tabel 4 blijkt dat na de koloniseringsfase van ten minste vier jaar een zekere stabilisatie van de dichtheid is opgetreden op een niveau dat ongeveer een faktor 20 lager ligt dan het maximum in 1992.

In 1988 en 1990 zijn in het kader van de internationale monitoring, georganiseerd door de Internationale Rijncommissie, de biotopen "diepe rivierbodem" en "stenen oeverzone" bemonsterd. Worden de gegevens uit deze jaren vergeleken met die van 1995 (figuur 2) dan valt



Figuur 6.1

De toename van de BMWP-index en de daarvan afgeleide ASPT-waarde voor de biotoop "stenen oeverzone" in de IJssel.

Tabel 6.4. Ontwikkelingen in de dichtheid van de Kaspische slijkgarnaal op stenen in de oeverzone van de IJssel in de periode 1989-1995 (-: niet aangetroffen; n.b.: niet bemonsterd).

Locatie	<sup>10</sup> log aantal per m <sup>2</sup> (oeveroppervlak)						
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Velp	2,7	4,5	5,0	5,9	n.b.	4,6	4,5
De Steeg	<1,3	3,7	5,3	6,1	n.b.	4,4	4,1
Olst	-	<1,3	3,8	5,1	n.b.	4,2	4,2
Wijhe	-	1,5	2,4	5,6	n.b.	4,1	4,3

op dat zowel de BMWP-index als de ASPT-waarde voor beide biotopen in 1990 op de meeste locaties hoger waren dan in de twee andere jaren (1988 en 1995). Een belangrijk deel van de verschillen tussen de drie jaren en tussen biotopen onderling is te verklaren uit de spreiding in de waarnemingsresultaten. Op basis van alle monsters had in 1995 de BMWP-index voor de Rijn een waarde van 91 (referentie: 365) en een ASPT van 4,3 (referentie: 6,5). Berekend voor de afzonderlijke biotopen in de onder-

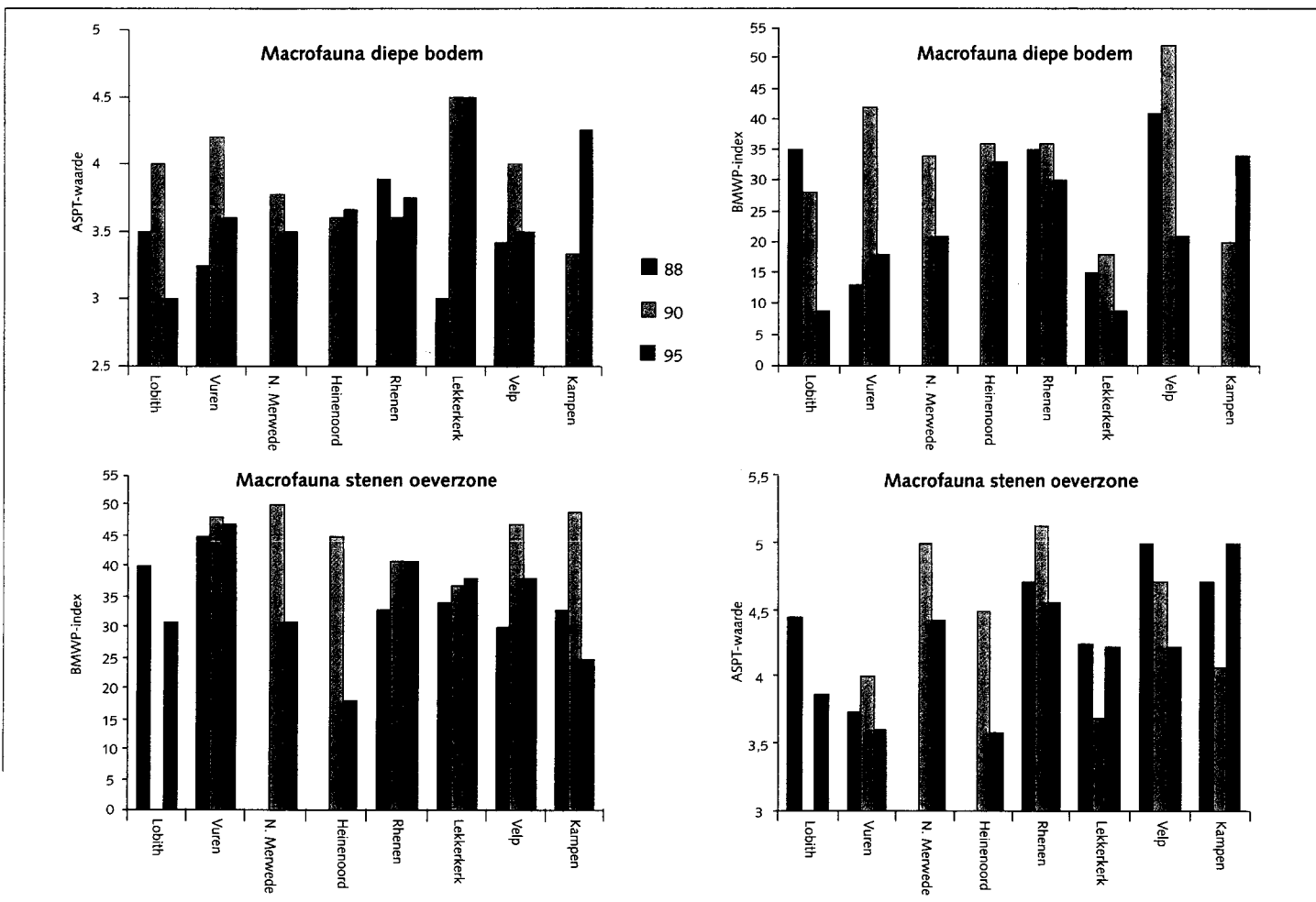
scheiden trajecten varieerde de BMWP-index van 12 tot 65 en de ASPT-waarde van 3,0 tot 4,7.

**Kunstmatig substraat**

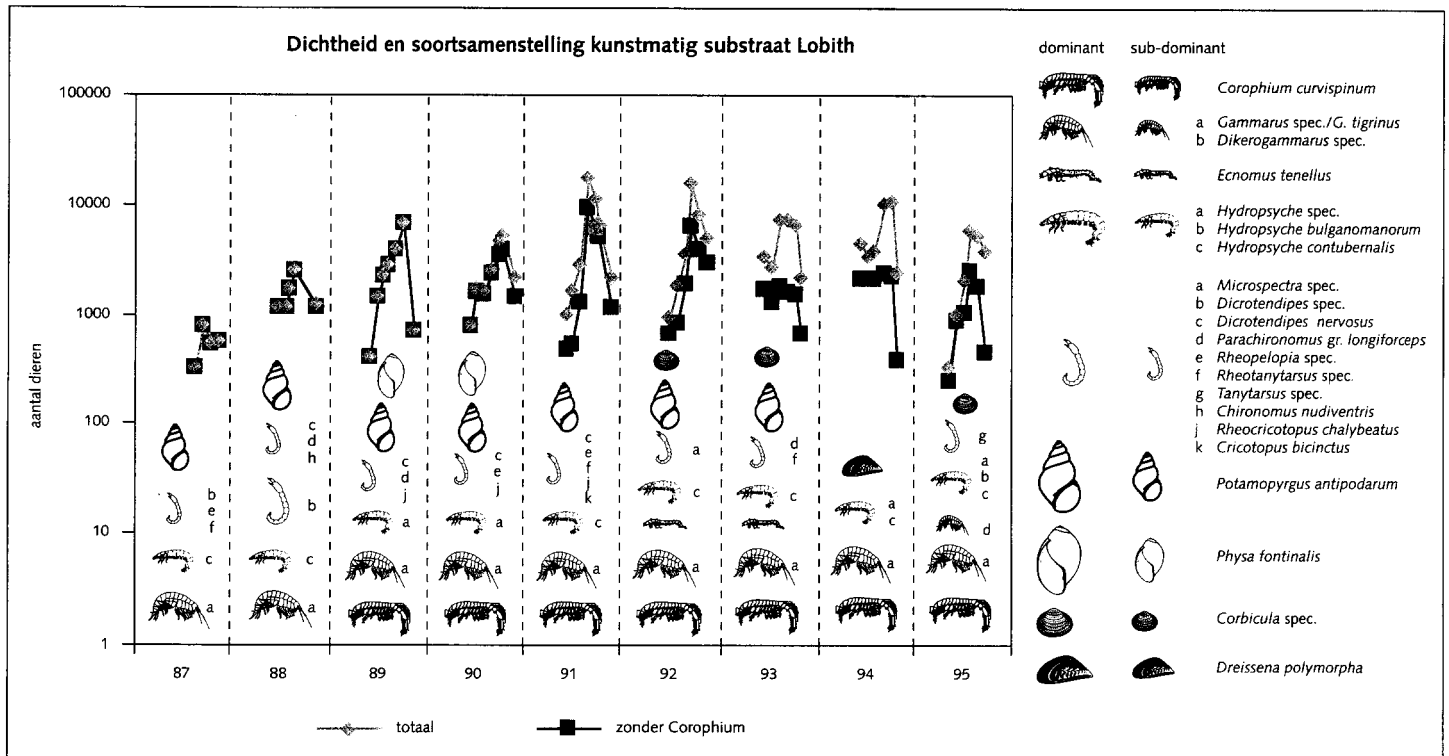
Uit de som van alle jaarlijkse waarnemingen van soorten op kunstmatig substraat (zie methode) is de BMWP-index en de daarvan afgeleide ASPT-waarde berekend (figuur 3).

Tot en met 1990 vond een duidelijke toename plaats van beide indices, terwijl in de periode 1993 t/m 1995 een stabilisatie werd geconsta-

teerd. Vanaf 1990 is de Kaspische slijkgarnaal (*Corophium curvispinum*) dominant aanwezig op het kunstmatig substraat (figuur 4). Alleen in het voorjaar wordt de dominantie doorbroken door andere soorten (Bij de Vaate et al. in druk). Verwacht werd dat de slijkgarnalen, doordat ze in hoge aantallen voorkomen en slijhuisjes bouwen, andere organismen zouden verdringen (van den Brink et al. 1993). Uit figuur 4 blijkt echter dat de totale aantallen organismen op het kunstmatig substraat sinds de komst van de Kaspische slijkgarnaal zijn toegenomen. De aantallen zonder slijkgarnalen liggen in dezelfde orde van grootte als de aantallen van vóór 1990. In 1991 en 1992 zijn de aantallen door het seizoen heen ook nog vergelijkbaar met voorgaande jaren. In 1993 en 1994 is niet echt sprake van een seizoensverloop, wellicht dat weersinvloeden hier een rol hebben gespeeld. Ook bij de dominantie van



⇒ en de daarvan afgeleide ASPT-waarde voor de biotopen "diepe rivierbodem" en "stenen oeverzone" bemonsterd in 1988, 1990 en 1995).



**Figuur 6.4**

Dominante en subdominante taxa en het relatieve aandeel van de Kaspische slijkgarnaal (*Corophium curvispinum*) op het kunstmatig substraat in de Rijn bij Lobith. Weergegeven zijn alle soorten die gedurende één of meer monsterperioden dominant of sub-dominant waren.

soorten lijkt de komst van de slijkgarnaal geen invloed gehad te hebben. Weergegeven zijn alle organismen die in de afzonderlijke maanden één of meerdere keren (sub)dominant zijn geweest. De (sub)dominante soorten komen alle uit de groepen kreeftachtigen, kokerjuffers, muggenlarven en weekdieren. Bij de interpretatie van deze figuur moet rekening gehouden worden met het feit dat het kunstmatig substraat slechts 4 weken in de rivier hangt waardoor de organismen niet veel tijd hebben elkaar te verdringen. Het substraat wordt elke maand opnieuw schoon aangeboden zodat alle organismen het substraat kunnen koloniseren.

### Exoten

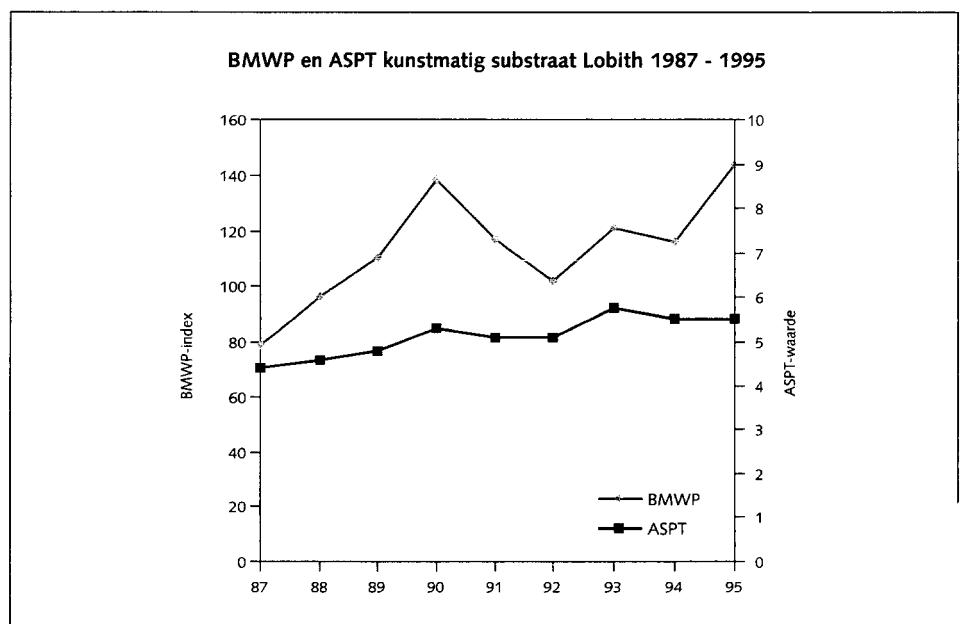
Als gevolg van de verbetering van de waterkwaliteit is in de afgelopen 25 jaar het aantal soorten duidelijk toegenomen (Van Urk & Bij de Vaate 1990, Van Urk et al. 1992, Bij de Vaate et al. 1992, Bij de Vaate 1994). Hetzelfde geldt voor de dichtheden. Er zijn echter niet alleen soorten teruggekeerd die tot de oorspronkelijke Rijnfauna horen. In de loop der jaren heeft zich ook een aantal soorten in de Rijn gevestigd dat daar van nature niet thuis hoort. In totaal zijn inmiddels 32 van dergelijke exoten aangetroffen (tabel 6). Dit is ruim 15 procent van het aantal taxa. De opening van

het Main-Donaukanaal in september 1992 is er de oorzaak van dat recente immigranten voornamelijk "Donausoorten" waren (Schleuter et al. 1994, Bij de Vaate & Klink 1995, Klink & Bij de Vaate 1996). De verwachting is dat het aantal immigranten uit de Donau de komende jaren nog verder zal toenemen. Zo is in de Main inmiddels ook een waterpissebed (*Jaera istri*) uit de Donau waargenomen (Schleuter &

Schleuter 1995). Kolonisatie van de Rijn door deze soort kan binnen afzienbare tijd worden verwacht.

### Doelsoorten

De drie soorten die zijn geselecteerd als streefbeeld voor de Rijn (Duel et al. 1996) zijn tijdens de bemonstering in 1995 niet in de Rijntrajecten waargenomen. Inmiddels is echter



**Figuur 6.3**

De BMWP-index en de daarvan afgeleide ASPT-waarde voor de macrofauna op het kunstmatig substraat bij Lobith berekend over de jaren 1987-1995.

## Rekolonisatie

Een belangrijke voorwaarde voor de rekolonisatie van de rivier met ongewervelde dieren is hun voorkomen bovenstrooms van Nederland. Door zich met de stroom te laten meevoeren (men noemt dat de drift van organismen) kunnen ze relatief snel nieuwe gebieden koloniseren die benedenstrooms liggen. Perioden met hoge afvoer zijn hiervoor bijzonder geschikt. Niet alleen omdat een hoge afvoer op zich voor verschillende soorten al een signaal kan zijn om te gaan drijven, maar ook omdat migratie dan niet alleen beperkt blijft tot dieren die in het zomerbed leven. Ook de dieren die in de verschillende geïsoleerde watertypen in de uiterwaarden leven zijn dan in staat nieuwe leefgebieden te bevolken. Na de extreem hoge afvoer in de winter van 1994-95 is in februari-maart onderzocht wat het rekoloniatiepotentieel was. Dit werd gedaan door bemonsteringen uit te voeren in een dertiental kleine watertjes in de uiterwaarden, zoals erosiegeulen, die ontstaan waren tijdens deze extreem hoge afvoer. Door juist deze watertjes te onderzoeken kon men er zeker van zijn dat geen bestaande levensgemeenschap werd bemonsterd. Ongeveer 20% van de aangetroffen taxa behoorde tot de groep van zeldzame of verdwenen soorten uit het Nederlandse deel van de Rijn, waaronder verschillende soorten kriebelmuggen (Simuliidae) en ééndagsvliegen (Ephemeroptera). In de tabel is deze lijst van soorten weergegeven. Tevens is aangegeven of de soort in paleo-ecologische studies is aangetroffen en dus oorspronkelijk in de Rijn voorkwam. Een groot aantal van deze bijzondere dieren is rheofiel (stromingsminnend). Dat ze naderhand niet zijn aangetroffen in de monsters die in het kader van de biologische monitoring zijn genomen, kan wijzen op de afwezigheid van geschikte habitats in het zomerbed van de rivier.

Taxon	Habitat <sup>1</sup>	Palaeo <sup>2</sup>	Opmerkingen
<b>Crustacea</b>			
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	E		exoot
<i>Dikerogammarus villosus</i>	E		exoot
<i>Gammarus roeseli</i>	E		exoot
<i>Niphargus aquilix</i>	HR		grond water soort
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	E		exoot/brak water soort
<b>Ephemeroptera</b>			
<i>Baetis rhodani</i>	LR	+	
<i>Caenis horaria</i>	L	+	
<i>Caenis macrura</i>	L	+	
<i>Caenis robusta</i>	L	+	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	LR	+	
<i>Potamanthus luteus</i>	LR	+	
<b>Plecoptera</b>			
<i>Nemoura spec.</i>	LR	+	
<b>Odonata</b>			
<i>Calopteryx splendens</i>	V		
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	PS		
<b>Heteroptera</b>			
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	LR	+	
<i>Callicorixa praeusta</i>	V		
<b>Coleoptera</b>			
<i>Agabus nebulosus</i>	V		
<i>Esolus spec.</i>	PS		
<i>Graptodytes pictus</i>	V		
<i>Haliplus flavicollis</i>	V		
<i>Platambus maculatus</i>	V		
<i>Potamonectes canaliculatus</i>	V		
<b>Trichoptera</b>			
<i>Anabolia nervosa</i>	V		
<i>Halesus radiatus</i>	V		
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	LR		exoot
<i>Mystacides azurea</i>	PS		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	L	+	
<i>Oecetis notata</i>	LR	+	
<i>Plectrocnemia cf. geniculata</i>	LR?		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	LR	+	
<i>Psychomyia pusilla</i>	LR	+	
<i>Triaenodes bicolor</i>	V		
<b>Chironomidae</b>			
<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>	PS		
<i>Diplocladius cultriger</i>	V		
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	PS	+	
<i>Polypedilum convictum</i>	P		
<i>Thienemanniella clavicornis agg.</i>	V		
<i>Thienemanimyia/Meropelopia spec.</i>	PS		
<b>Simuliidae</b>			
<i>Boophthora erythrocephala</i>	R		
<i>Odagmia ornata</i>	R		
<i>Wilhelmia spec.</i>	R		



Foto 6.4  
De Beekjuffer  
*Catopteryx Splendens*

Tabel 6.5

Zeldzame of verdwenen soorten van macro-evertibraten aangetroffen in nieuw ontstane watertjes in de uiterwaarden van de Rijn en de Waal in de periode februari-maart 1995.

rytope (indifferente) soorten, L = Lithon (op stenen), LR = Lithorheon (op stenen in stroming), (in slibbodems), PS = Psammon (in zandbodems), R = Rheon (in stromende delen rivier), V = Vegetatie  
offen in palaeo-ecologische studies (Klink 1989).

een exemplaar van de libellensoort Rivierrombout (*Gomphus flavipes*) aangetroffen langs de Waal bij Nijmegen (Habraken & Crombaghs 1997). Deze libelle is sinds 1902 niet meer in het Nederlandse deel van de Rijn aangetroffen. Ook bovenstrooms van Nederland wordt deze soort niet in de hoofdstroom waargenomen (Anon. 1996). De Rivierrombout is sterk gebonden aan slibrijke zandbodems in de oeverzone. De vondst van dit exemplaar wordt toegeschreven aan larvale drift tijdens een hoogwaterperiode (zie intermezzo).

De lithofiele molluskensoort Zoetwaterneriet (*Theodoxus fluviatilis*) is al decennia lang afwezig in de Rijntakken. Bovenstrooms is de soort ongeveer tot Keulen aangetroffen (Tittizer et al. 1990). In 1995 overigens alleen in de Hochrein en in de Oberrhein (Anon. 1996). Onderzoek in een stroomgootopstelling langs de IJssel (Kampen) wees uit dat de kwaliteit van het Rijnwater niet direct de beperkende factor vormt voor het voorkomen van de Zoetwaterneriet in het Nederlandse deel van de Rijn (Van Schie 1996). Nog nader onderzocht moet worden of de soort ook in staat is zich voort te planten.

De Zandoeverdansmug (*Lipiniella arenicola*) tenslotte is een soort van eutrofe en hypertrofe, enigszins stromende wateren met een fijne, slibarme zandbodem (Smit et al. 1992, Reinhold-Dudok van Heel en Den Besten, in voorb.). In het Deltagebied (o.a. Haringvliet) kunnen ze plaatselijk talrijk voorkomen (Smit et al. 1991, Smit et al. 1992). Uit de Nederlandse grote rivieren zijn ze niet bekend (Moller Pillot & Buskens 1990). Onduidelijk is of ze in de Rijntakken ook daadwerkelijk kunnen voorkomen. Dat *L. arenicola* niet in de onderzochte trajecten is waargenomen komt in ieder geval ook omdat hun specifieke habitat niet bemonsterd is. De bemonsterde zandbodems waren of te grof of bevatten te veel slib.

## Conclusies

Op grond van de verschillende waarnemingen kan worden geconcludeerd dat er tot 1991 een duidelijke toename heeft plaatsgevonden van de BMWP/ASPT index. Dit is een aanwijzing voor verbetering van de waterkwaliteit. De ten

Tabel 6.6

Overzicht van immigranten die momenteel aanwezig zijn in de Rijntakken (exclusief de brakwaterzones); EC = thermofiel (warmteminnend), Cl- = euryhalien (zouttolerant).

Soorten	EC	Cl-	Afkomstig uit
Hydrozoa: <i>Craspedacusta sowerbyi</i>	+		Oost-Azië
<i>Cordylophora caspia</i>		+	Ponto-Kaspisch gebied
Oligochaeta: <i>Branchyura sowerbyi</i>	+		Cosmopoliet
Polychaeta: <i>Hypania invalida</i>	+		Ponto-Kaspisch gebied
Tricladida: <i>Dugesia tigrina</i>	+		Noord-Amerika
Isopoda: <i>Proasellus meridianus</i>			Middellandse Zeegebied
<i>Proasellus coxalis</i>			Middellandse Zeegebied
Amphipoda: <i>Gammarus tigrinus</i>	+	+	Noord-Amerika
<i>Gammarus zaddachi</i>		+	Noord-Atlantisch gebied
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>			Ponto-Kaspisch gebied
<i>Dikerogammarus villosus</i>			Ponto-Kaspisch gebied
<i>Echinogammarus ischnus</i>	+	+	Ponto-Kaspisch gebied
<i>Orchestia cavimana</i>		+	Ponto-Kaspisch gebied
<i>Corophium curvispinum</i>	+	+	Oost-Europa
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			Noord-Amerika
Decapoda: <i>Atyaephyra desmaresti</i>	+		Middellandse Zeegebied
<i>Palaemon longirostris</i>	+	+	Gebied rond Atlantische Oceaan en Middellandse Zee
<i>Orconectes limosus</i>			Noord-Amerika
<i>Astacus leptodactylus</i>			Oost-Europa
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		+	Noord-Amerika
<i>Eriocheir sinensis</i>		+	Oost-Azië
Gastropoda: <i>Potamopyrgus antipodarum</i>		+	Nieuw Zeeland
<i>Lithoglyphus naticoides</i>			Ponto-Kaspisch gebied
<i>Physella acuta</i>	+		Middellandse Zeegebied
Bivalvia: <i>Dreissena polymorpha</i>			Ponto-Kaspisch gebied
<i>Corbicula fluminea</i>	+	+	Oost-Azië
<i>Corbicula fluminalis</i>	+		Oost-Azië
Insecta: <i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>			Centraal Europa
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	+		Zuid-Europa
<i>Nanocladius spec.</i>	+		Zuid-Europa
<i>Rheotanytarsus spec.</i>	+		Europa, behalve Noord-Europa
<i>Rheotanytarsus rhenanus</i>	+		Zuidwest-Europa

opzichte van de referentie relatief lage waarden voor de BMWP/ASPT wijzen op een lage diversiteit binnen de bemonsterde levensgemeenschappen. Dit is een indicatie voor gebrek aan biotoop in het zomerbed van de rivier.

In natuurontwikkelingsprojecten wordt door de aanleg van nevengeulen gestreefd naar herstel van biotopen die oorspronkelijk in het zomerbed van de rivier voorkwamen zoals ondiep, langzaamstromend water. In de komende jaren moet blijken of deze projecten succesvol zijn. Uit onderzoek in de uiterwaarden blijkt al wel dat de mogelijkheid voor kolonisatie van deze biotopen veelbelovend is (zie kader).

Naarmate zich meer gevoelige macrofauna-soorten gaan vestigen in de benedenloop van de Rijn kan niet meer worden volstaan met een éénmalige bemonstering. Verwacht mag worden dat relevante veranderingen in de samen-

stelling van levensgemeenschappen ook zichtbaar zullen worden in het voorjaar. Resultaten van aanvullende bemonsteringen uitgevoerd in het voorjaar en tegen het einde van de zomer zullen in de toekomst de verschillen tussen afzonderlijke jaren beter zichtbaar kunnen maken.

De rol van oorspronkelijk niet inheemse macrofauna in de Rijn is groot. Ruim vijftien procent van het totaal aantal soorten is momenteel niet inheems. Uitgedrukt in procenten van het aantal organismen komt nog duidelijker de rol van niet inheemse soorten naar voren: 92% van de totale aantallen organismen bestaat uit niet inheemse soorten. Sinds 1907 zorgt het Main-Donaukanaal voor een n-stroom exoten. Echter ook van elder wereld zijn introducties mogelijk, bijvoorbeeld via het ballastwater van zeeschepen.



## Methoden

### Biotoopbemonsteringen

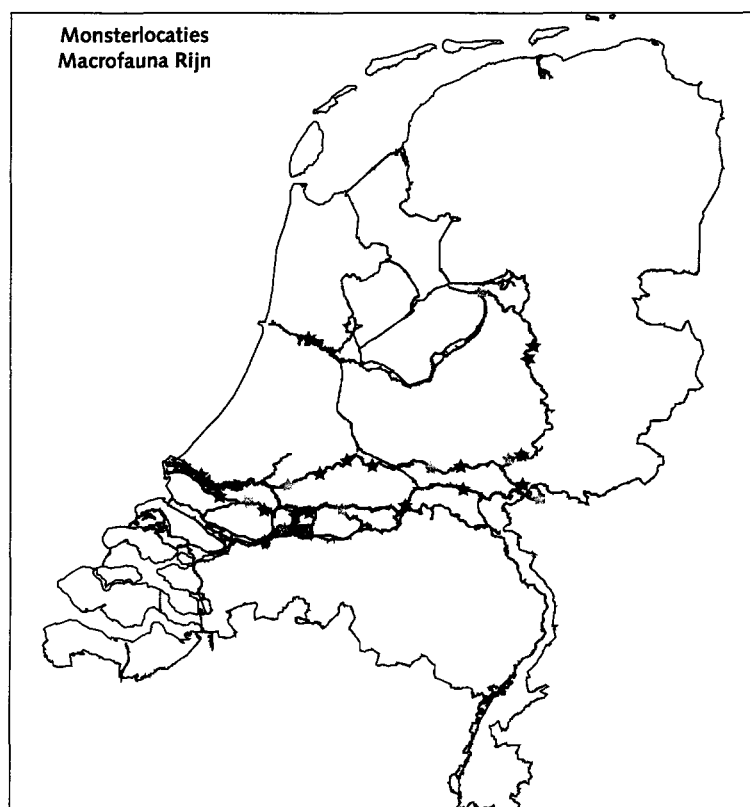
In acht onderscheiden riviertrajecten zijn de belangrijkste biotopen bemonsterd (tabel 7). De bemonsteringen zijn eenmalig in augustus uitgevoerd volgens de standaardvoorschriften voor de MWTL. Uitsluitend de biotoop "stenen in de oeverzone" kon in elk traject worden bemonsterd. De overige biotopen waren niet in elk traject even belangrijk of in sommige gevallen zelfs afwezig. Zo wordt bijvoorbeeld de biotoop "diepe grindbodem" uitsluitend bovenstrooms aangetroffen. Ook water- en/of oeverplanten zijn niet in elk traject in voldoende mate aanwezig.

### Voorjaarsbemonsteringen

Verschillende soorten eendagsvliegen en kokerjuffers zijn vrijwel uitsluitend in het voorjaar waar te nemen (Greijdanus-Klaas, in prep.). Het monitoringsprogramma is daarom uitgebreid met een opname in het voorjaar, speciaal gericht op het voorkomen van gevoelige soorten zoals kriebelmuggen, kokerjuffers en eendagsvliegen. Het onderzoek is in de periode april-juni 1995 uitgevoerd op de zogenaamde IRC-locaties (figuur 5), dit zijn lokaties waarvan de analysesresultaten ook gebruikt worden door de Internationale Rijncommissie (Anon. 1996).

### Kunstmatig substraat

Vanaf juli 1987 wordt in de Rijn bij Lobith een macrofaunabemonstering uitgevoerd met een gestandaardiseerd kunstmatig substraat bestaande uit glazen knikkers (Bij de Vaate & Greijdanus-Klaas 1989). Jaarlijks worden in de periode april-oktober zes bemonsteringen uitgevoerd met een interval van vier weken. Alleen in 1987 zijn slechts vier bemonsteringen uitgevoerd omdat pas in juli van dat jaar is begonnen.



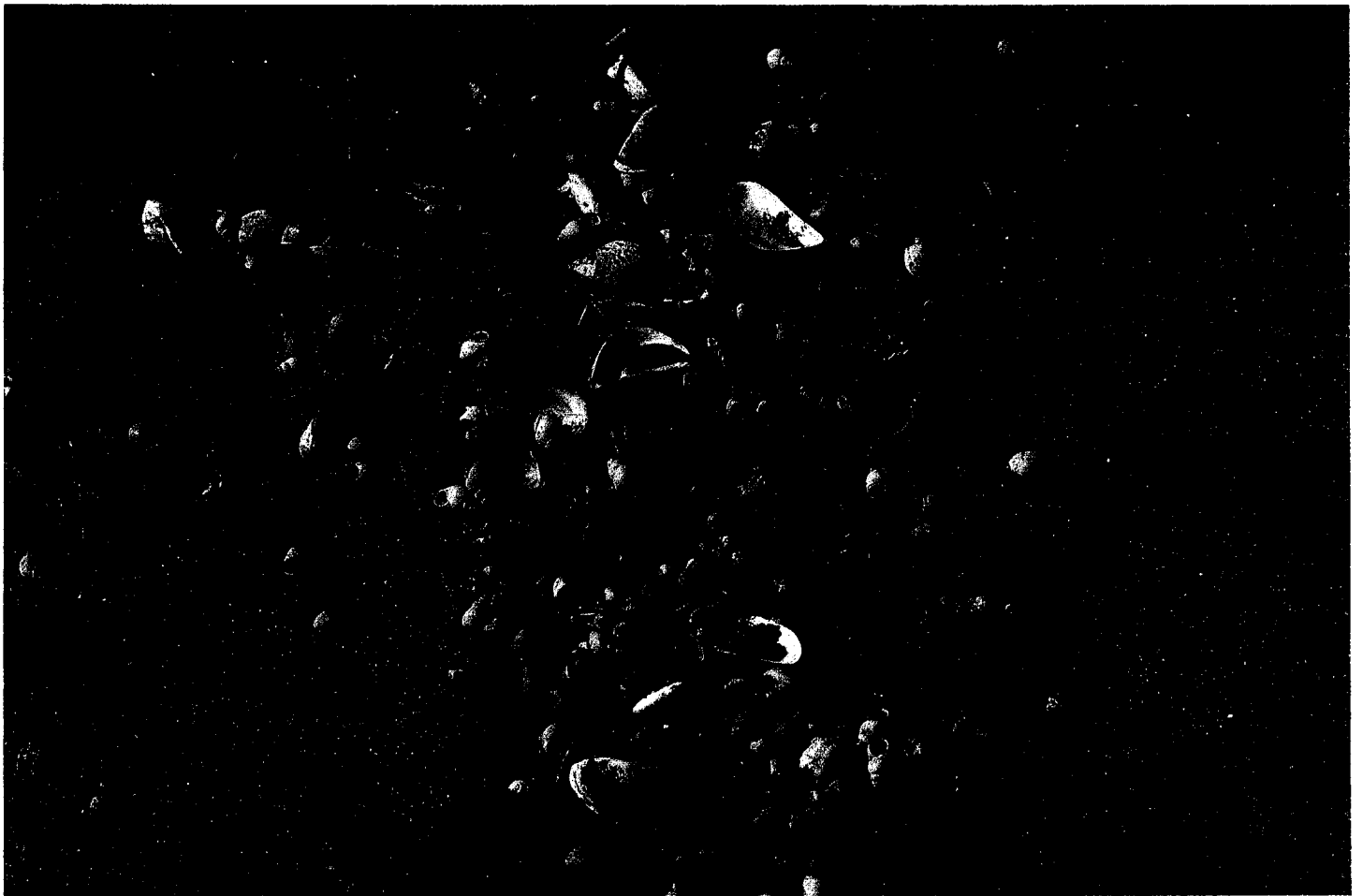
Figuur 6.5

Bemonsteringslocaties, de locaties die ook ten behoeve van de Internationale Rijncommissie worden bemonsterd (IRC-locaties) zijn met een groene ster aangeduid.

Riviertraject	Biotopen					
	diepe grindbodem	diepe zandbodem	zandige oeverzone	kleïge oeverzone	stenen oeverzone	oever-/waterplanten
Rijn (km 858-868)	+				+	
Waal (km 868-961)	+		+		+	
Nieuwe Merwede (km 961-980)		+	+	+		+
Oude Maas (km 981-1003)		+	+	+	+	+
Nieuwe Waterweg (km 1011-1028)				+	+	+
Nederrijn (km 879-947) <sup>1</sup>		+	+		+	+
Lek (km 947-989)		+	+		+	
IJssel (km 879-1005)	+	+	+		+	+

Tabel 6.7. Overzicht van bemonsterde biotopen in de onderscheiden trajecten.

<sup>1</sup> rafhisch gezien verandert de naam Nederrijn in Lek ter hoogte van km. 929 (kruising met het Amsterdamrijnkanaal). Voor de verwerking van de gegevens is de r/Lek echter opgedeeld in een gestuwd gedeelte, de Nederrijn genoemd, en een ongestuwd gedeelte, de Lek. De overgang ligt in dit geval dus beneden de stuwslein ter hoogte van km. 947.



**Foto 6.5**  
Aangespoeld materiaal kan een aardig beeld geven van met name de molluskenfauna in de rivier. Hier een stukje van de waterlijn langs de Waal bij Bemmel, met schelpen van o.a. het Diepslakje *Bithynia tentaculata*, de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* en de twee korfmossels *Corbicula fluminea* en *C. fluminalis*.

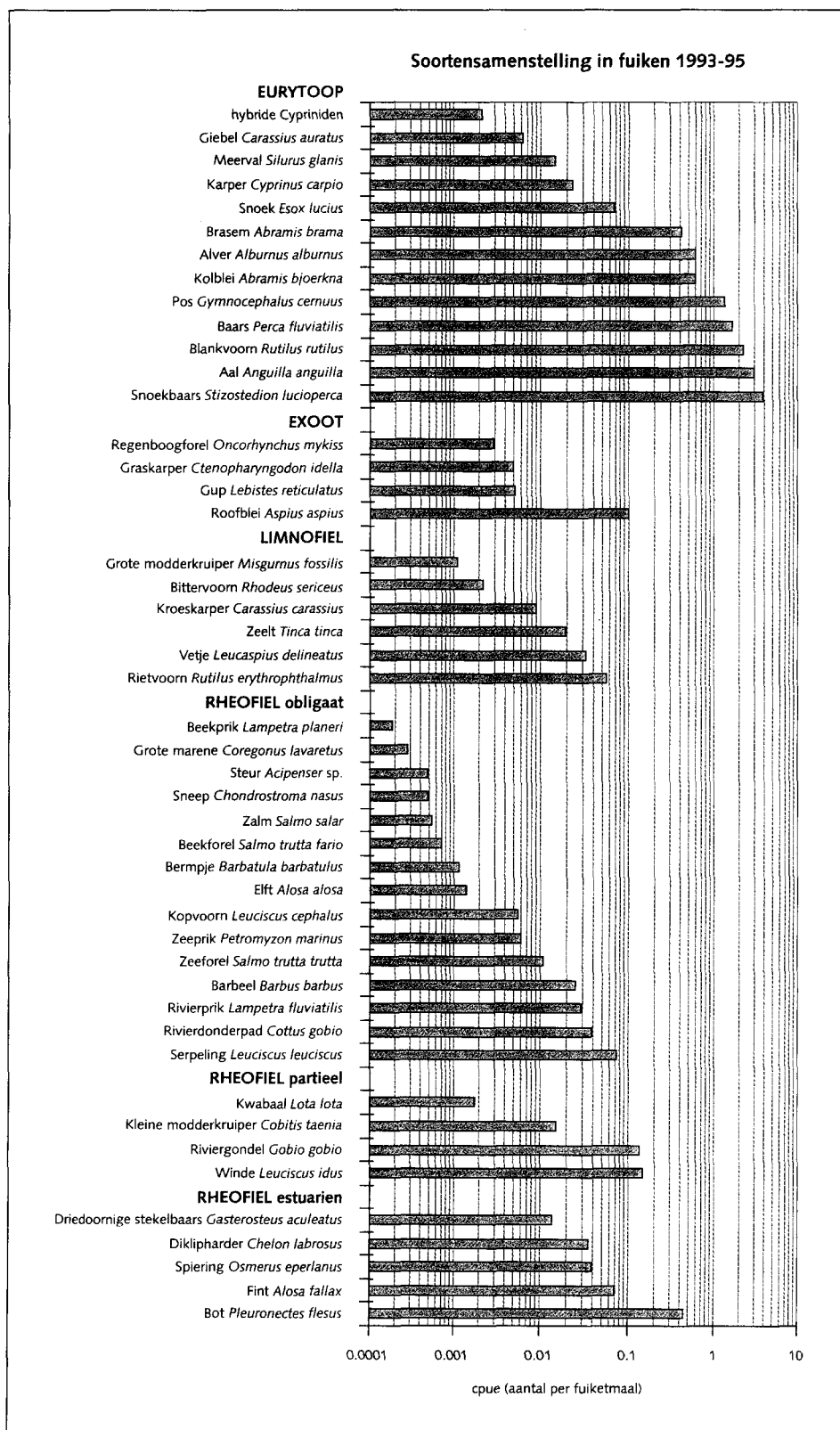
## 7. Vissen

Tom Buijse (RIZA) & Wobbe Cazemier (RIVO-DLO)

### Inleiding

De nu volgende beschrijving schetst de samenstelling van de visgemeenschap en de verschillen daarin tussen de riviertakken van de Rijn. Naast de bemonstering in het kader van het MWTL (zie kader methodiek) wordt recent verzamelde informatie uit natuurontwikkelingsprojecten toegevoegd. Deze bemonsteringen vormen een aanvulling omdat daarbij juist in het winterbed naar de visgemeenschap gekeken wordt

De ontwikkeling van de visgemeenschap wordt besproken aan de hand van gildes. De indeling in gildes is gebaseerd op voorkeur voor paaisubstraat, stroming en migratiegedrag (Quak 1994). De verhouding tussen de gildes karakteriseert het watersysteem. Grote rivieren zijn doorgaans soortenrijke systemen door de grote verscheidenheid in leefomgeving. Enerzijds komen er soorten voor die hun hele leven gebonden zijn aan stromend water. Anderzijds soorten die afhankelijk zijn van de momenten waarop de rivier buiten haar oevers treedt. Ze zijn dan in de gelegenheid om voor de overige tijd geïsoleerde wateren te bevolken om zich daar tussen de waterplanten voort te planten of andersom om geïsoleerde wateren voor korte tijd te verlaten en de hoofdstroom als verspreidingsmedium te gebruiken. Er wordt onderscheid gemaakt tussen eurytope (indifferente), limnofiele (plantenminnende) en rheofiele (stroomminnende) soorten. Eurytope soorten hebben geen uitgesproken voorkeur voor stromend of stilstaand water; limnofiele soorten verkiezen overwegend stilstaand water met waterplanten. De rheofiele soorten vormen een grote groep en zijn nog verder onder te verdelen in drie subgildes ('obligaat', 'partieel' en 'estuariaire'). Bij de obligaat rheofiele soorten zijn alle levensstadia gebonden aan de hoofdstroom en de oeverzone van stromend water; van partieel rheofiele soorten zijn levensstadia gebonden aan wateren, die in permanent open verbinding met stromende wateren; bij estuarien rheofiele soorten zijn levensstadia gebonden aan stromend brak water in permanent contact tussen estuarium en zee. Deze gildes zijn allen diverse



**Figuur 7.1**

De gemiddelde vangst per etmaal in fuiken van beroepsvissers (cpue, vangst per eenheid van inspanning) over periode 1993-95. In de Rijntakken zijn 43 oorspronkelijke vissoorten aangetroffen (Tiendoornige stekelbaars alleen in de kor, zie figuur 3) en vier exoten. Veel bedreigde vissoorten zijn aangetroffen zij het in zeer kleine aantallen.

vertegenwoordigers in grote riviersystemen. Daarnaast komen er exoten voor, die weliswaar ondergebracht zouden kunnen worden bij deze gildes, maar apart besproken worden. Ze behoren immers niet tot de oorspronkelijke inheemse visgemeenschap.

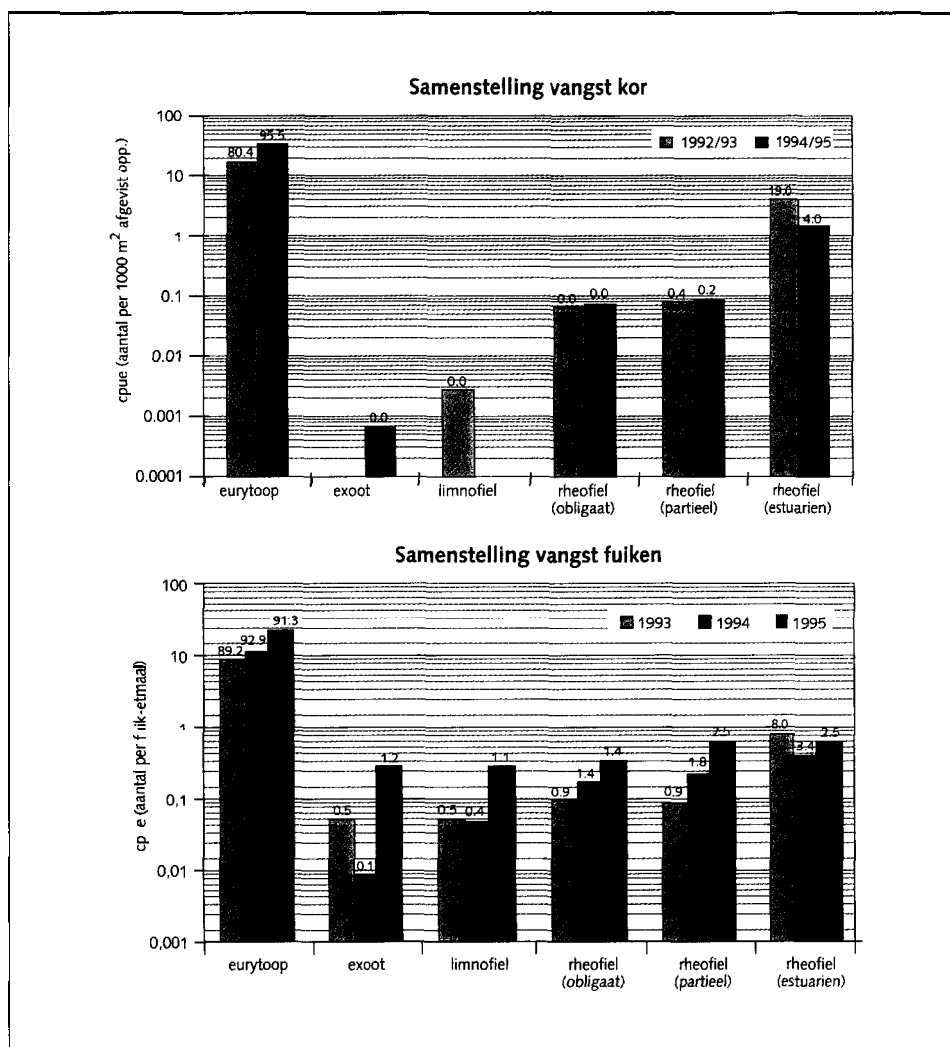
## Resultaten en discussie

### Soortensamenstelling

De Nederlandse zoetwatervisgemeenschap kent oorspronkelijk 46 soorten (de Nie 1996) en daarnaast negen exoten. In de Rijntakken zijn hiervan 43 soorten aangetroffen en vier exoten (figuur 1). Van de oorspronkelijke 46 inheemse vissoorten zijn er thans acht verdwenen, 21 bedreigd en 17 onbedreigd (Natuurbeschermingsraad 1994). Van de soorten, die in de Rijntakken aangetroffen zijn, zijn van de eurytope soorten alleen de Alver en Meerval bedreigd; van de limnofiele soorten het Vetje, de Bittervoorn en de Grote modderkruiper. Van de rheofiele soorten worden alleen de Winde, Driedoornige stekelbaars en de Bot als onbedreigd beschouwd. Alle andere soorten zijn bedreigd of de oorspronkelijke populaties zijn in Nederland uitgestorven. Er worden wel vissen gevangen van in Nederland als uitgestorven beschouwde soorten. Het betreft exemplaren, die afkomstig zijn van uitzettingsprogramma's, uit kweekomstandigheden of van populaties uit andere rivieren, die we dwaalgasten of pioniers kunnen noemen.

De vangsten in de fuiken laten zien dat in de Rijntakken een groot aantal van de in Nederland bedreigde soorten aangetroffen worden, zij het in kleine aantallen. Van deze soorten zijn in afnemende aantallen Alver, Riviergrondel, Serpeling, Fint, Spiering, Rivierdonderpad, Rivierprik, Barbeel en Vetje in redelijke aantallen gevangen.

Van 1993 tot 1995 zijn de vangsten in de fuiken met een factor 3 toegenomen. De visgemeenschap in de Rijntakken bestaat vrijwel volledig uit eurytope soorten, tezamen zo'n 90% van de vangsten (figuur 2). Alhoewel ze de visgemeenschap domineren wordt hier niet verder op de onderlinge verhoudingen ingegaan, omdat ze



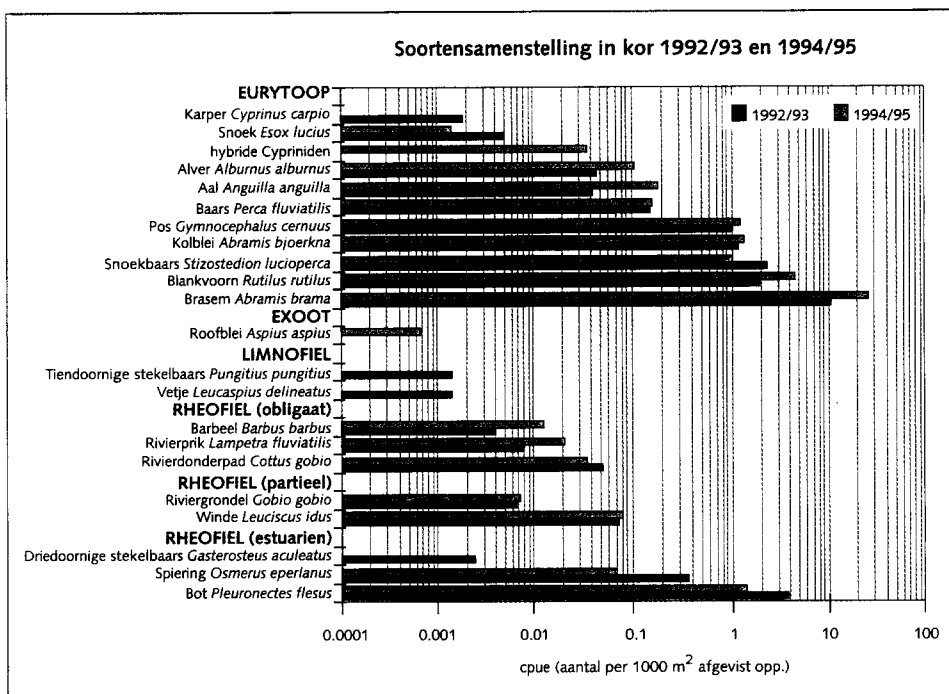
**Figuur 7.2**

De samenstelling van de vangst in fuiken en kor verdeeld naar jaren en gildes. De getallen boven de staven zijn de percentages van de totale vangst. De visgemeenschap van de Rijntakken bestaat nagenoeg uit eurytope vissen tezamen zo'n 90% van de vangsten.

niet typerend zijn voor rivieren. Limnofiele soorten vormen minder dan 1% van de vangsten, maar worden waarschijnlijk onderschat, omdat de bemonstering zich concentreert op het zomerbed en de aangetakte wateren, terwijl deze soorten juist thuishoren in geïsoleerde wateren met waterplanten. De bemonstering van een 14-tal wateren in het winterbed liet zien dat grotere aantallen limnofiele vissoorten aangetroffen worden in dit type water (de Laak et al. 1994). Bij de obligaat en partieel rheofiele soorten is over de periode 1993-95 een toename te zien in zowel het aantal als het aandeel van de vangst. Alhoewel hier geen verstrekkende conclusies aan verbonden kunnen worden, is dit zeker een gunstige ontwikkeling. Het aandeel van de estuariën rheofiele soorten is gedaald,

maar de vangsten zijn gelijk gebleven. Bij de exoten zijn de veranderingen te wijden aan de opkomst van de Roofblei (zie intermezzo).

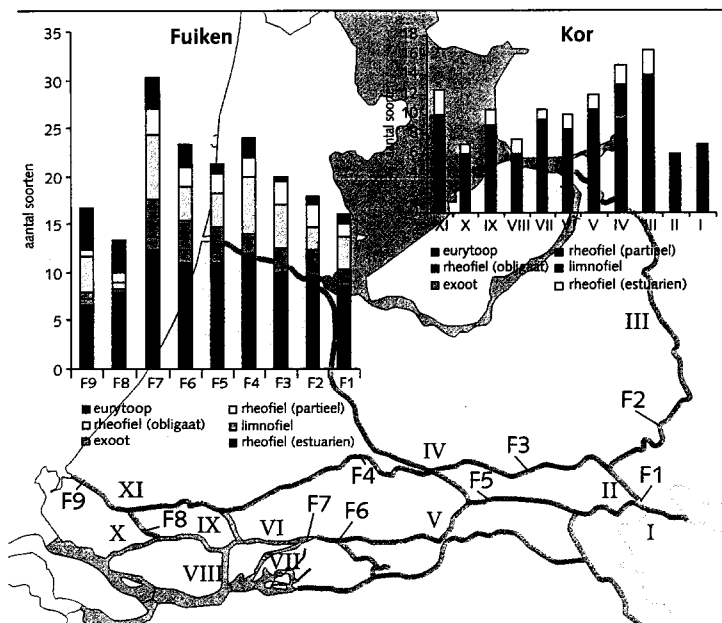
Van 1993 tot 1995 zijn de fuikvangsten van Blankvoorn, Rivierdonderpad, Serpeling, Kopvoorn, Winde en Riviergrondel met meer dan een factor 5 toegenomen, terwijl Fint is afgenomen. Deze veranderingen zouden veroorzaakt kunnen zijn door toevalligheden of bijvoorbeeld door jaarlijkse verschillen in afvoer en temperatuur (warme en koude zomers) en daarmee niet op een ontwikkeling duiden. Toch is het zinvol deze ontwikkelingen te volgen, alhoewel er gezien de korte periode niet van een trend gesproken kan worden. De Rijntakken zijn tot dusver



**Figuur 7.3**  
De gemiddelde vangst per 1000 m<sup>2</sup> afgevist oppervlak met de kor in de winterhalfjaren 1992/93 en 1994/95.

bemonsterd met de kor (sleepnet). Er kan zodoende nog niets over trendmatige ontwikkelingen gezegd worden (figuur 3). De resultaten schetsen een hoopvol beeld dat trends op termijn zichtbaar zullen zijn, de bemonsteringen in de winters van 1992/93 en 1994/95 laten grote overeenkomsten zien in de dichtheden van de veelvoorkomende eurytope soorten. Dit suggereert dat de bemonstering een bruikbare afspiegeling geeft van de visstand. Wanneer de thans minder algemene rheofiele soor-

ten mochten toenemen, mag verwacht worden dat dit zichtbaar wordt in de vangsten. Met de kor zijn echter veel minder soorten gevangen dan in de fuiken. Met de huidige omvang van de bemonsteringen blijkt de kor geschikt om algemene soorten te vangen, maar niet de zeldzame: alle soorten, die met dichtheden minder dan 1 exemplaar per 50 fuiketmalen gevangen zijn (figuur 1), ontbreken in de korvangsten uitgezonderd de Drie- en Tien-doornige stekelbaars (figuur 3).



**Figuur 7.4**  
De ruimtelijke verdeling van het aantal soorten over de jaren gegroepeerd voor gildes op basis van fuik en kor. De verschillen tussen de gebieden kan met name worden verklaard door de diversiteit aan habitats, aanwezigheid van barrières en zoutindringing.

**Ruimtelijke verspreiding**

De Nieuwe Merwede, die gevarieerde oevers heeft vooral in de benedenloop en dicht bij de Biesbosch gelegen is, kent de grootste soortenrijkdom aan zoetwatervissen (figuur 4). Samen met de Biesbosch is hier de grootste diversiteit aan habitats aanwezig. Alhoewel er slechts een enkele open verbinding tussen beide gebieden is is uitwisseling mogelijk. Dit ondersteunt de veronderstelling dat vergroting van de habitatdiversiteit zal leiden tot een grotere soortdiversiteit. Limnofiele en partieel rheofiele soorten worden minder in de Oude Maas en Nieuwe Waterweg dan elders aangetroffen; obligaat rheofiele soorten minder in de Oude Maas dan elders. Estuarien rheofiele soorten worden meer in de benedenstroomse delen dan in de bovenstroomse delen aangetroffen. Op zich logisch want het betreffen enerzijds Bot en Dikliphar-der, soorten die paaien in het mariene milieu en kunnen opgroeien in het zoet-zwak brakke getijdengebied en anderzijds Fint, die weliswaar in het zoete water paait, maar waarvan verondersteld wordt dat hij niet ver de rivieren optrekt (Taverny 1991, de Groot 1992). Onwaarschijnlijk is dat de Fint zich thans in Nederland succesvol voortplant.

De bemonsteringen met de kor bevestigen het beeld van de soortendiversiteit op basis van fuikvangsten niet. In de kor worden in alle riviertakken systematisch minder soorten gevangen dan in de fuik, waardoor korvangsten minder geschikt zijn om een overzicht te krijgen van de verscheidenheid in de visgemeenschap (figuur 4).

Fuik en kor laten een redelijk overeenkomstig beeld zien van de numerieke samenstelling van de visgemeenschap over de riviertakken (tabel 1). De eurytope soorten domineren in alle riviertakken. In de fuiken worden relatief meer exemplaren van exoten en limnofiele vissoorten gevangen, in de kor relatief meer exemplaren van de estuarien rheofiele soorten. In het benedenrivierengebied, ongeveer vanaf de Boven Merwede en de Lek, neemt het aandeel van estuarien rheofiele soorten sterk toe. Limnofiele soorten zijn het meest aangetroffen in de IJssel, Lek en Nieuwe Merwede, exoten vooral in de

Tabel 7.1

De numerieke abundantie van gildes vissoorten in de riviertakken op basis van fuikvangsten per etmaal in de periode 1993-95 en korvangsten per 1000 m<sup>2</sup> afgevist oppervlak in de winterhalfjaren 1992/93 en 1994/95.

'0' < 0.001 < \* < 0.01 < \*\* < 0.1 < \*\*\* < 1 < \*\*\*\* < 10 < \*\*\*\*\* , - = niet bemonsterd

Riviertak	Eurytoop		Exoot		Limnofiel		Obligaat rheofiel		Partieel rheofiel		Estuarien rheofiel	
	fuik	kor	fuik	kor	fuik	kor	fuik	kor	fuik	kor	fuik	kor
Bovenrijn	****	*****	*	0	**	0	**	***	**	**	**	0
Pannerdens kanaal	-	***	-	0	-	0	-	**	-	0	-	0
IJssel	*****	*****	**	0	***	0	***	***	***	***	***	****
Nederrijn	****	*****	*	*	**	0	**	**	**	***	*	***
Lek	*****	*****	0	0	***	0	**	**	***	***	***	***
Waal	****	****	*	0	**	0	**	**	**	**	**	**
Boven & Beneden Merwede	-	*****	-	0	-	0	-	**	-	**	-	****
Nieuwe Merwede	*****	*****	***	0	***	0	**	**	***	**	***	****
Dordtse Kil	-	****	-	0	-	0	-	**	-	0	-	****
Oude Maas	*****	*****	0	0	**	0	**	**	**	**	***	****
Spui	-	****	-	0	-	0	-	0	-	0	-	***
Nieuwe Maas & Nieuwe Waterweg	****	*****	*	0	*	**	***	**	**	**	****	*****

Nieuwe Merwede. Dit betrof een groot aantal Roofbleien (intermezzo). In de IJssel zijn relatief veel exemplaren van rheofiele soorten gevangen, terwijl er weinig onderscheid lijkt te zijn tussen de gestuwde Nederrijn-Lek en Waal. Het grote verschil tussen de Nederrijn en de Lek in de aantallen van estuarien rheofiele vissoorten suggereert een barrièrewerking van de stuwen voor stroomopwaartse migratie.

#### Natuurontwikkeling in de uiterwaarden

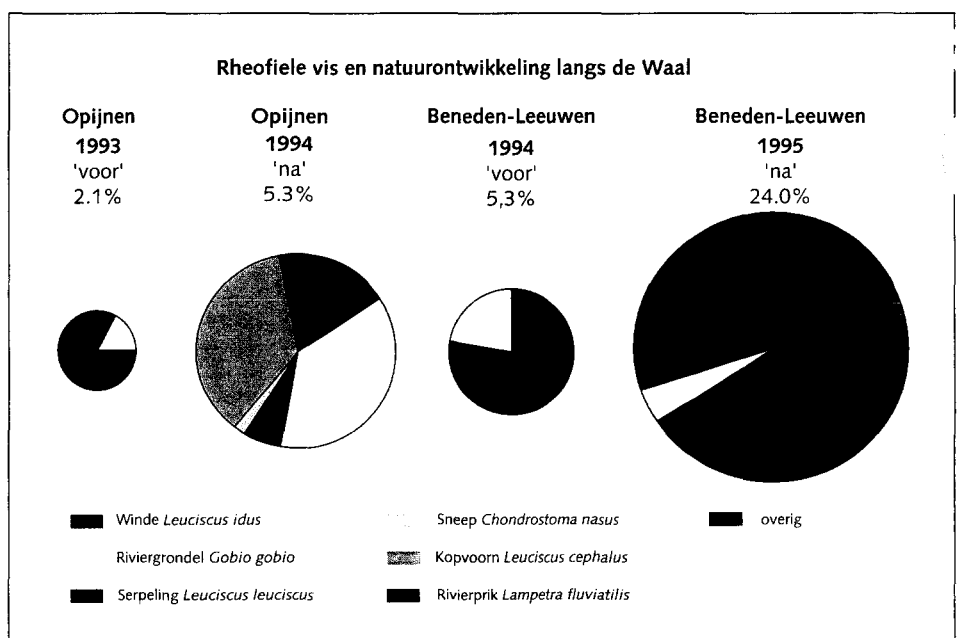
Het grootste deel van het huidige rivierengebied wordt gekenmerkt door harde overgangen tussen land en water. De winterdijken beschermen het achterland tegen overstromingen en de zomerdijken zorgen voor voldoende diepgang van het zomerbed ten behoeve van de scheepvaart. Tegelijkertijd scheiden de zomerdijken het zomerbed en de uiterwaarden waardoor de dynamisch overgangszone tussen land en water ontbreekt. Hierdoor is er een eenvormig zomerbed ontstaan met weinig variatie in habitats en stroomsnelheden. Het winterbed wordt getypeerd door een groot aantal geïsoleerde wateren, die abrupt en minder vaak overstromen dan in een natuurlijke situatie; aangetakte wateren zijn schaars en nevengeulen ontbraken tot voor kort volledig. De natuurontwikkeling, die thans langs de grote rivieren gestalte krijgt, behelst onder meer het aantakken van wateren door het verla-

gen of doorsteken van zomerdijken en het aanleggen van nevengeulen. Verondersteld wordt dat de visgemeenschap hiervan zal profiteren (Schouten & Quak 1994). De eerste resultaten zijn hoopgevend (Krekels & Verbeek 1994, Verbeek et al. 1995). Op twee locaties langs de Waal waar weliswaar kleine, maar wat vooral belangrijk is, meestromende nevengeulen zijn aangelegd nam het aandeel van obligaat en par-

tieel rheofiele vissoorten sterk toe (figuur 5). Bemonsteringen van wateren in het winterbed, die verschillen in diepte, overstromingsfrequentie en vegetatie, hebben laten zien dat limnofiele vissoorten hoofdzakelijk aangetroffen worden in wateren met vegetatie in uiterwaarden met een lage overstromingsfrequentie (de Laak et al. 1994). In het zomerbed komen slechts lage dichtheden van limnofiele soorten voor (figuur 1). Zodoende vervullen vegetatierijke wateren in het winterbed een belangrijke rol. Natuurontwikkeling kan zich het beste richten op uiterwaarden met een hoge overstromingsfrequentie. Daarvan zijn de huidige waarden relatief laag. Het doorsteken van de zomerdijken, waardoor meestromende nevengeulen ontstaan, lijkt reële kansen te bieden voor groei van populaties van rheofiele vissoorten.

#### Zalmachtigen en andere anadrome trekvis

Op drie locaties in de Lek (stuw bij Hagestein), Waal (Woudrichem) en de Maas (stuw bij Lith) wordt sinds 1994 de optrek van zalmachtigen en andere anadrome trekvis in het voor- en najaar gevolgd (Cazemier 1995). Dit zijn soorten die paaien in het zoete water om vervolgens naar zee te trekken waar ze opgroeien. Als ze volwassen zijn keren ze weer terug.



Figuur 7.5

Het aandeel obligaat en partieel rheofiele vissoorten voor en toename kort na de aanleg van meestromende nevengeulen in de natuurontwikkelingsprojecten langs de Waal bij Opijnen en Beneden-Leeuwen. Het percentage geeft het aandeel in de totale vangst.

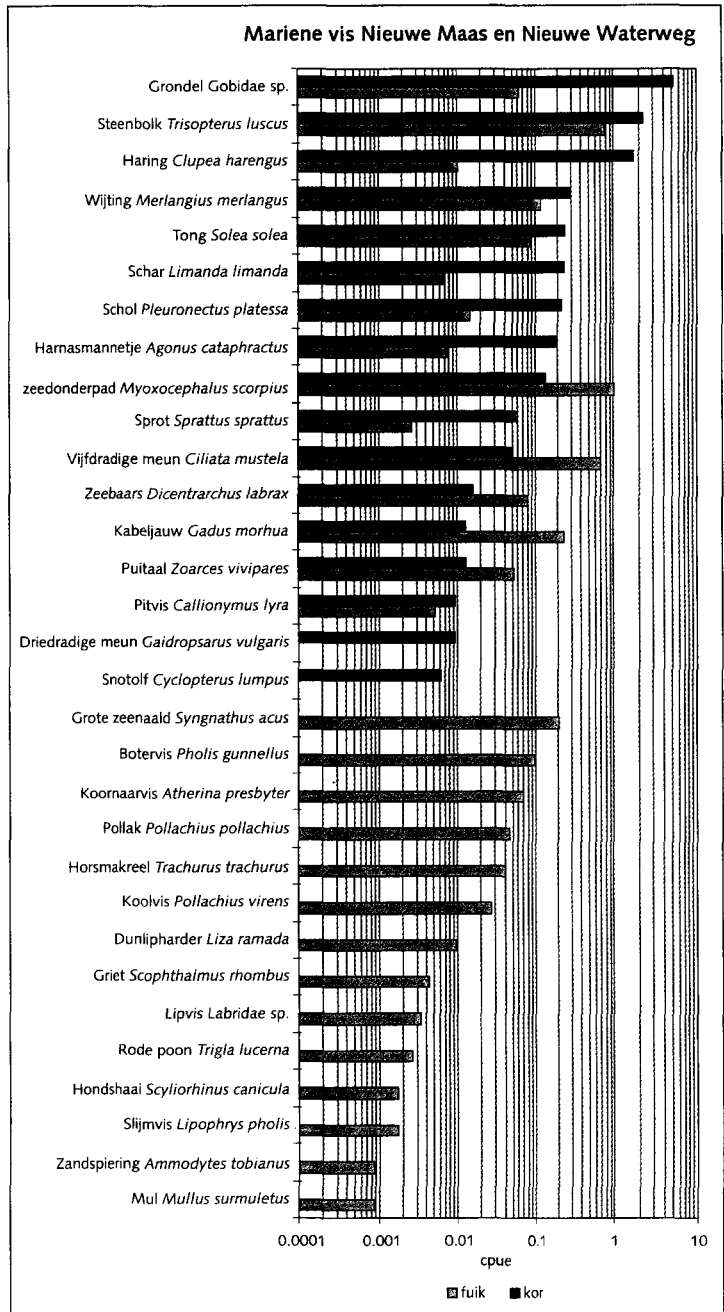
Voorbeelden zijn de Zalm, Steur, Fint en Rivierprik. Bemonstering gebeurt met zalmsteken, grofmazige netten, die dwars op de stroomrichting in de rivier geplaatst worden. Vanaf 1997 wordt deze bemonstering ook een vast onderdeel van het MWTL-programma. In 1994 en 1995 zijn enkele tientallen Zalmen en honderden Zeeforellen gevangen (tabel 2). Na gemeten en vaak ook gemerkt te zijn worden ze weer teruggezet. Het merkprogramma moet inzicht geven in de trekroutes. Er zijn inmiddels enkele terugmeldingen.

**Mariene soorten in de Nieuwe Waterweg**

Naast de zoetwatervissoorten worden in de Nieuwe Waterweg een groot aantal mariene soorten aangetroffen (figuur 6). In totaal 31 soorten. Hierdoor is het tevens het soortenrijkste water van de Rijntakken. In de kor was het aandeel mariene vissen zo'n 30% en bestond vooral uit grondel, Steenbolk en Haring; in de fuik was het aandeel ongeveer 50% met hoofdzakelijk Zeedonderpad, Vijfdradige meun en eveneens Steenbolk. We moeten aan dit grote aantal soorten niet teveel waarde hechten. De Nieuwe Waterweg is een saai kanaal met uitermate weinig variatie in de leefomgeving. Van groot belang is echter dat het momenteel de enige permanent open verbinding tussen de Noordzee en de Rijn en Maas vormt. Hierdoor vervult het een rol voor de migratie van vissen tussen zoet en zout, die op andere plaatsen verloren is gegaan.

**Figuur 7.6**

De gemiddelde vangst van mariene vissoorten in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas in fuiken van beroepsvissers (per etmaal in 1995) en de kor (per 1000 m<sup>2</sup> afgevisst oppervlak in de winterhalfjaren van 1992/93 en 1994/95) (cpue, vangst per eenheid van inspanning). De Nieuwe Waterweg is van groot belang omdat het momenteel de enige permanent open verbinding vormt tussen de Noordzee en de Rijn en de Maas. Hierdoor vervult het kanaal een rol voor de migratie van vissen tussen zoet en zout welke op andere plaatsen verloren is gegaan.



**Tabel 7.2**  
De vangsten van zalmachtigen en andere anadrome vissoorten in zalmsteken op drie locaties in de Rijn en Maas in het voor- en najaar van 1994 en het voorjaar van 1995.

Locatie	Periode	Soort				"Steur"
		Zalm	Zeeforel	Regenboogforel	Fint	
<b>Lek</b> (stuw bij Hagestein)	voorjaar 1994	1	29	1	1	
	najaar 1994	10	24	3		1
	voorjaar 1995	11	78	1	4	
<b>Waal</b> (bij Woudrichem)	voorjaar 1994	14	71	6	2	
	najaar 1994	1	11	4	2	
	voorjaar 1995		20	2		
<b>Maas</b> (stuw bij Lith)	voorjaar 1994		7	1		
	najaar 1994	6	59	2		
	voorjaar 1995	1	53			

**Conclusies**

Bijna de gehele Nederlandse zoetwatervisfauna wordt aangetroffen in de Rijntakken. Indifferentie soorten domineren de visgemeenschap. Van de meeste bedreigde diersoorten worden slechts lage dichtheden aangetroffen.

Verondersteld wordt dat de geringe habitatdiversiteit en in mindere mate de waterkwaliteit de belangrijkste knelpunten vormen voor de ontwikkeling naar een zo oorspronkelijk mogelijke visgemeenschap. Natuurontwikkeling, waarbij de dynamische overgangszone tussen land en water hersteld wordt, kan hiertoe een belangrijke bijdrage leveren.

## Methode

De visgemeenschap wordt routinematig door het RIVO-DLO bemonsterd met een kor en met medewerking van beroepsvissers met fuiken. Langs de Rijntakken wordt op acht lokaties met fuiken de visstand bemonsterd. Deze wateren zijn ook allemaal met de kor bemonsterd. Daarnaast worden nog vier andere riviertakken met de kor bemonsterd. De fuiken staan op vaste plaatsen; met de kor wordt op een groot aantal plaatsen gemonsterd (Wiegerinck et al. 1995, 1996) (zie tabel 3)

Bij de bemonsteringen met de kor wordt onderscheid gemaakt naar drie habitats. Binnen het zomerbed wordt er gemonsterd in het middengedeelte en langs de kant waar het water echter altijd nog ten minste 1 m diep is. Daarnaast worden zijwateren, die in open verbinding staan met de rivier en waar het onderzoeksschip kan varen, bemonsterd. Ondiepe aangetakte wateren en geïsoleerde wateren in het winterbed worden zodoende niet bemonsterd in het kader van het MWTL programma. Dit heeft consequenties voor de gegeven soortsaamenstelling, omdat de laatstgenoemde wateren met name habitats bevatten voor limnofiele soorten. Deze wateren en de daarbij behorende visgemeenschap zijn karakteristiek voor deloedvlakte van een rivier (Schiermer & Waidbacher 1992).

De gebruikte methodiek geeft aan hoe de resultaten te gebruiken zijn. Vangsten afkomstig uit vistuigen geven geen beeld van de totale omvang van de visgemeenschap. Door verschillende methoden in te zetten wordt het beeld vollediger. Net zoals alle vistuigen vangen de fuik en de kor selectief op soort en grootte. De soort- en groottesamenstelling van de vangsten geven zodoende thans het best mogelijke maar tevens een vertekend beeld van de visgemeenschap (Daan 1996). Door het gebruik van hetzelfde vistuig in verschillende wateren is vergelijking tussen die wateren redelijkerwijs mogelijk. Daarnaast kan - wanneer een tijdreeks opgebouwd is - de ontwikkeling van de stand van een vissoort of een gilde van vissoorten beschreven worden. Op dit moment is de tijdreeks nog kort. De fuikenbemonstering is opgezet in 1987 en met de huidige opzet is begonnen in 1993. De korbemonstering vindt plaats sinds 1992.

Tabel 7.3

Overzicht van de bemonsteringen van riviertrajecten met fuiken (aantal locaties) van beroepsvissers en met de kor.

k = kant; m = midden; z = aangetakt zijwater; - = niet bemonsterd

RIVIERTAK	Fuik			Kor	
	1993	1994	1995	1992/93	1994/95
Bovenrijn	1	1	1	k-z	kmz
Pannerdens kanaal	-	-	-	---	km-
IJssel	1	1	1	kmz	kmz
Nederrijn	1	-	-	kmz	kmz
Lek	1	1	-		
Waal	2	2	2	kmz	kmz
Boven & Beneden Merwede	-	-	1	kmz	kmz
Nieuwe Merwede	1	1	1	km-	km-
Dordtse Kil	-	-	-	-mz	-mz
Oude Maas	1	1	1	-mz	kmz
Spui	-	-	-	---	km-
Nieuwe Maas & Nieuwe Waterweg	1	1	1	-mz	kmz



Foto 7.1

Aanvullend op de MWTL-bemonsteringen worden projectmatige visstands-bemonsteringen uitgevoerd, zoals hier in een plas langs de Waal.

## De Roofblei: een nieuwe viseter in het Nederlandse binnenwater

(Tom Buijse)

De Roofblei (*Aspius aspius*) komt van oorsprong in het stroomgebied van de Rijn niet voor. Alhoewel de eerste melding in 1984 in Nederland afkomstig was uit de Roer in Limburg komen er sindsdien nauwelijks meldingen over Roofblei in de Maas. Tot voor kort kwam de Roofblei in Europa alleen voor ten oosten van de Elbe, in rivieren die ondermeer uitmonden in de Oostzee, in de zwarte zee en de Kaspische zee. Er zijn diverse, elkaar niet uitsluitende verklaringen voor het voorkomen in het Rijnstroomgebied. Uitzettingen in Duitsland en de aanleg van het Rijn-Main-Donau kanaal spelen een rol (de Nie 1996). De spectaculaire toename in Nederland verloopt thans via het stroomgebied van de Rijn. Van 1993 tot 1995 nam het aantal gemiddeld met een factor 10 toe. De beroepsvisser, die meewerkt aan het MWTL-programma, ving in 1995 474 exemplaren in de Nieuwe Merwede wat weliswaar nog maar een schijntje is ten opzichte van de overige 60.000 door hem gevangen en geregistreerde vissen. Via de IJssel heeft de Roofblei ook het IJsselmeer bereikt.

Van april tot juni paait de Roofblei op een steenachtige bodem welke onder invloed staat van stroming. In tegenstelling tot de andere karperachtigen ontwikkelt de Roofblei zich, na zich op jonge leeftijd gevoed te hebben met dierlijk plankton en ongewervelden, tot een ware viseter. De volwassen Roofblei leeft solitair en bevindt zich in de bovenste waterlagen en leeft van kleine vissen. Hij kan een meter lang worden. De soort leeft in benedenlopen van rivieren en soms ook in dode zijtakken.

In de Donau komt de Roofblei naast Snoek, Snoekbaars en Meerval voor. Het ligt dus niet in de verwachting, dat de Roofblei een van deze soorten in Nederland zal verdrijven: er is een nieuwe viseter aan de visgemeenschap toegevoegd. Als de Roofblei zich zo spectaculair blijft uitbreiden, mag de sportvisserij zich in de nabije toekomst verheugen op een fantastische vissoort om op te vissen.



Foto 7.2

De van oorsprong voor Nederland onbekende Roofblei blijkt zich in de Rijn goed te kunnen voortplanten.



# . Amfibieën

Raymond Creemers<sup>1</sup>, Ben Crombaghs<sup>2</sup> & René Krekels<sup>3</sup>

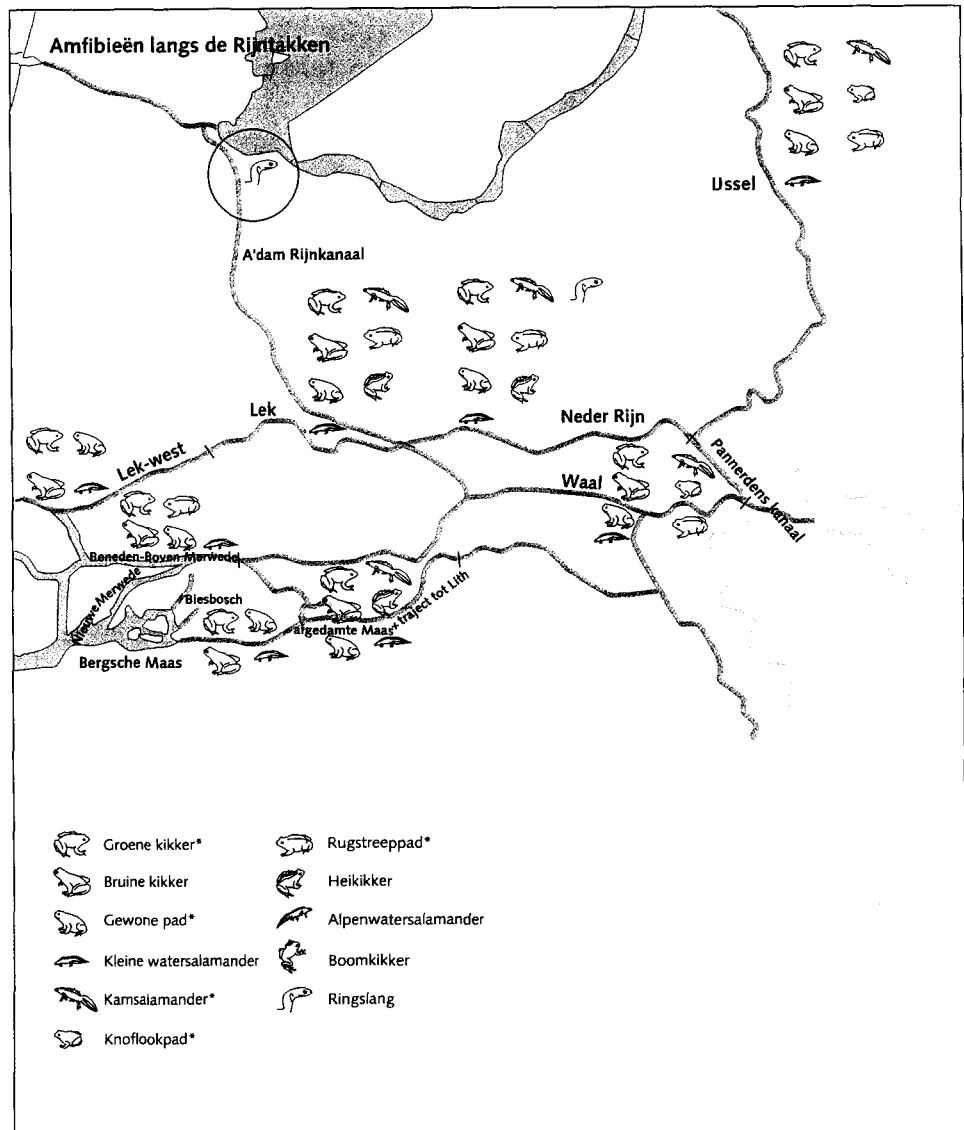
<sup>1</sup> Richting RAVON (Reptielen, Amfibieën en Vissen Onderzoek Nederland), <sup>2</sup> Limes divergens, Adviesbureau voor natuur en landschap, <sup>3</sup> Bureau Natuurbalans, Adviesbureau voor ecologie en voorlichting

## Inleiding

De levenscyclus van amfibieën speelt zich zowel in het water af als op het land. De uiterwaarden van de Rijnakken zijn rijk aan potentiële voortplantingswateren voor amfibieën. De mate waarin deze wateren door de verschillende soorten benut kunnen worden voor succesvolle voortplanting is afhankelijk van zowel de kwaliteit van het aquatische biotoop als van het terrestrische biotoop. De overstromingsfrequentie in wateren bepaalt in rivierecosystemen in hoge mate de geschiktheid van het aquatische biotoop voor voortplanting (Creemers 1994a). Geschikte terrestrische biotopen voor amfibieën worden gekenmerkt door goed ontwikkelde structuurvariatie. Voor enkele soorten zijn bovendien hoogwaterrijke plaatsen van levenslang voor succesvolle overwintering. Natuurontwikkeling in uiterwaarden gaat gepaard met grepen in zowel het aquatische als het terrestrische biotoop. De gevolgen van natuurontwikkeling zullen dan ook tot uiting komen in een veranderend soortenspectrum en de dichtheden waarin soorten voorkomen. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de verspreiding van de soorten in uiterwaarden van de Rijnakken, de ecologische eisen van de soorten en de huidige toestand van enkele natuurontwikkelingsgebieden en natuurgebieden langs de Rijnakken.

## Resultaten

In Nederland komen 16 soorten amfibieën voor, waarvan 10 in de uiterwaarden van de Rijnakken (Creemers et al. 1996). Een overzicht van de verspreiding van deze soorten wordt gepresenteerd in figuur 1. Op basis van de aanwezigheid in de uiterwaarden van de Rijnakken kunnen de soorten opgedeeld worden in vijf algemene soorten (Middelste Groene kikker, Meerkikker, Bruine kikker, Gewone pad, Kleine watersalamander), één minder algemene soort (Rugstreeppad) en vier zeldzame soorten (Poelkikker, Kamsalamander, Knoflookpad en Heikikker).



**Figuur 8.1**  
Overzicht van het voorkomen van amfibieën langs de Nederlandse rijnakken. In totaal komen er 10 van de 16 in Nederland voorkomende soorten voor. Hiervan kunnen vijf soorten als rivierbegeleidend worden beschouwd. (\*) zwart = algemeen, paars = vrij zeldzaam, rood = zeldzaam

### Algemene soorten

Van de vijf algemene soorten komen er vier gelijkmatig langs alle Rijnakken voor, één soort heeft een regionaal zwaartepunt. Algemeen voorkomende soorten in de uiterwaarden van alle Rijnakken zijn Middelste groene kikker, Bruine kikker, Gewone pad en Kleine watersalamander. Deze vier soorten zijn ook landelijk algemeen, hun voorkomen is bekend uit meer dan de helft van alle Nederlandse uurhokken. In de uiterwaarden bezetten ze 30 tot 60% van alle onderzochte wateren. In 25 tot 35% van de wateren vindt ook daadwerkelijk voortplanting

plaats (Creemers 1994a). Met name voor de Gewone pad en de groene kikkers vormen de uiterwaarden en het rivierengebied belangrijke zwaartepunten in de landelijke verspreiding. De Meerkikker komt voornamelijk voor in uiterwaarden in het westen van Nederland, deze soort kent een duidelijk optimum in het waterrijke deel van Nederland onder zeeniveau. De Meerkikker vervangt in uiterwaarden in West-Nederland (Waal en Lek) veelal de Middelste Groene kikker. Op grond van de in de Rode Lijst gehanteerde criteria (Creemers 1996) behoren al de bovengenoemde soorten in

Nederland tot de thans niet bedreigde amfibieën (zie tabel 1).

### Minder algemene en zeldzame soorten

Minder algemene en zeldzame soorten die in de uiterwaarden van alle Rijntakken worden aangetroffen zijn Rugstreepad (minder algemeen) en Kamsalamander en Poelkikker (beide zeldzaam). Zeldzame soorten die zich in hun verspreiding beperken tot de uiterwaarden van één of twee Rijntakken zijn de Heikikker en de Knoflookpad (tabel 1). De Heikikker wordt uitsluitend aangetroffen langs de Nederrijn-Lek (Creemers 1991), terwijl de Knoflookpad zich in hoofdzaak beperkt tot de uiterwaarden en aangrenzende gebieden langs de IJssel, langs de Waal is maar één vindplaats bekend (figuur 1 en 2). Voor laatstgenoemde soorten geldt dat het voorkomen in uiterwaarden in hoge mate bepaald wordt door het uitstralings-effect van belangrijke zwaartepunten in de landelijke verspreiding (zie Bergmans & Zuiderwijk 1986). De landschappelijke opbouw van het achterland

en de aanwezigheid en vitaliteit van populaties in aangrenzend binnendijks gebied is voor het voorkomen van deze soorten meer bepalend dan verschillen tussen de uiterwaarden van de Rijntakken.

Met een huidige presentie van 26% (percentage van de bezette uurhokken in Nederland) behoort de Rugstreepad officieel nog tot de thans niet bedreigde soorten (Creemers 1996). De soort is echter sinds 1950 uit 40% van zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied verdwenen en gaat dan ook hard achteruit. Indien de soort in hetzelfde tempo blijft achteruitgaan zal ze binnen enkele jaren tot de groep van kwetsbare soorten behoren. Kamsalamander, Poelkikker en Heikikker behoren tot de kwetsbare soorten (achteruitgang 25-50%; huidige presentie 5-25%) terwijl de Knoflookpad wordt gerekend tot de bedreigde soorten (achteruitgang 50-75%; huidige presentie 1-5%).

## Discussie

### Het belang van uiterwaarden

Vanwege het voorkomen van grote populaties vormt het rivierengebied en de uiterwaarden een belangrijk landelijk zwaartepunt in de verspreiding van Gewone pad en Groene kikker. Zij worden daarom gerekend tot de rivierbegeleidende soorten (zie tabel 1).

Uit het landelijke verspreidingsbeeld van Rugstreepad, Kamsalamander en Knoflookpad blijkt dat ze relatief vaak in rivier- en beekdalen worden aangetroffen (Lenders 1989, Creemers et al. 1996). Daarom worden ook deze soorten als rivierbegeleidend aangemerkt. De Rugstreepad heeft daarbij duidelijk een optimum in de uiterwaarden zelf. Kamsalamander en Knoflookpad prefereren weinig of niet-oversstromende wateren. Wateren in onbekade delen van uiterwaarden voldoen zelden (Nederrijn-Lek) tot nooit (Waal en IJssel) aan de minimum-eisen voor deze kritische soorten. Het is daarom niet verwonderlijk dat langs de meer

Tabel 8.1

Overzicht van het voorkomen van amfibieën in en rond de uiterwaarden van de Rijntakken en de status en landelijke situatie van deze soorten. Weergegeven is de verspreiding in en rond de uiterwaarden van de drie Rijntakken, het zwaartepunt in de landelijke verspreiding, de Rode Lijst status, de uurhokpresentie in Nederland, de achteruitgang (huidige periode 1985-1994 t.o.v. referentieperiode <1950) en het belang van uiterwaarden voor de soort. Uiterwaarden zijn vooral van specifiek actueel of potentieel belang voor de vijf eerstgenoemde soorten.

Soort	Verspreiding			Zwaartepunt	Rode Lijst status	Presentie	Achteruitgang	Belang van uiterwaarden
	Waal	IJssel	Rijn					
<b>Rivierbegeleidende soorten</b>								
Gewone pad	***	***	***	1	thans niet bedreigd	65%	14%	+
Rugstreepad	***	***	***	1	thans niet bedreigd	64%	15%	+
Middelste Groene kikker <sup>a</sup>	**	**	**	1	thans niet bedreigd	26%	40%	+
Kamsalamander	**	**	**	2	kwetsbaar	17%	35%	(+)
Knoflookpad	*	*		2	bedreigd	2%	62%	(+)
<b>Neutrale soorten</b>								
Bruine kikker	***	***	***	1	thans niet bedreigd	74%	10%	0
Kleine watersalamander	***	***	***	1	thans niet bedreigd	57%	18%	0
Grote Groene kikker <sup>b</sup>	***	*	***	3	thans niet bedreigd	>9%	<25%	?
Kleine Groene kikker <sup>c</sup>	**	**	**	2	kwetsbaar	>11%	>25%	0
Heikikker		**	**	1	kwetsbaar	21%	32%	0
Verspreiding in en rond de uiterwaarden van de verschillende Rijntakken:								
***algemeen, vooral voorkomend in het westen van de betreffende Rijntak								
**niet algemeen, vooral voorkomend in het westen van de betreffende Rijntak								
*zeldzaam								
Zwaartepunt	: 1= geheel Nederland; 2=Pleistocene gronden, 3=Holocene gronden							
Presentie	: percentage bezette uurhokken in Nederland (totaal 1677 uurhokken) in jaren 1985-1994							
Achteruitgang	: afname in aantal bezette uurhokken ten opzichte van de referentieperiode voor 1950							
Belang van uiterwaarden voor de soort:								
+	: uiterwaarden vervullen een duidelijke actuele functie als kerngebied;							
(+)	: niet of zelden overstromende wateren in uiterwaarden en in directe omgeving zijn van groot belang als actueel of als potentieel kerngebied							
?	: niet bekend							
0	: uiterwaarden niet specifiek van belang, de soort heeft geen specifieke voorkeur voor het binnen- of buitendijks gebied							
a,b,c	: één hybride en twee soorten vormen samen het Groene kikker complex							



Foto 8.1  
De Knoflookpad komt vooral voor in de uiterwaarden langs de IJssel.

slechts lokaal algemeen en lijkt niet meer de dichtheden te halen die in de jaren '70 bekend waren. Onduidelijk is of dit samenhangt met het ontbreken van gerichte inventarisaties naar deze soort of met natuurlijke aantalsfluctuaties binnen populaties. Gezien het pionierkarakter van de soort ligt het echter voor de hand dat het afnemende aantal ontkeiingen in uiterwaarden sinds die tijd heeft bijgedragen tot een afname van het aantal geschikte voortplantingsplaatsen en er dus sprake is van een structurele achteruitgang. Verwacht mag worden dat nieuwe kansen voor de soort ontstaan bij natuurontwikkelingsprojecten in het rivierengebied. Ook hier zullen vooral korte tijd na de uitvoering de hoogste populatiedichtheden worden bereikt. Met het afnemen van de dynamiek en pioniersituaties zullen populaties weer in aantal afnemen of zelfs geheel verdwijnen.

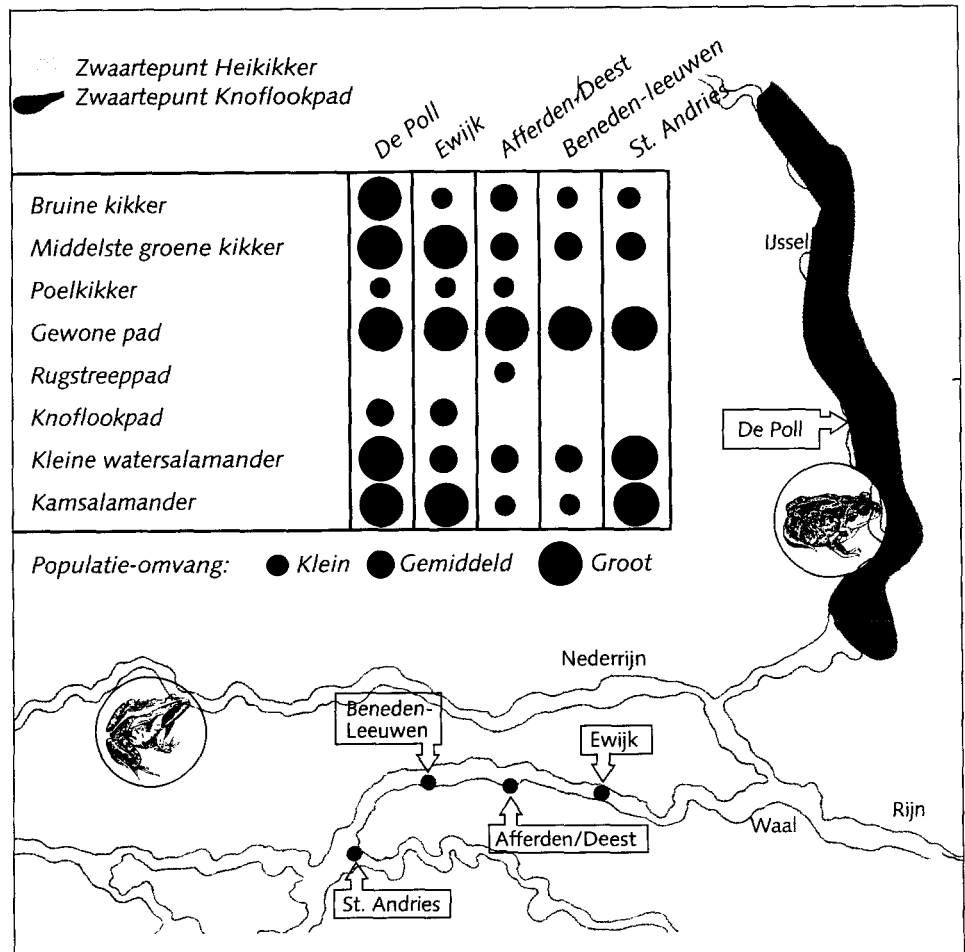
dynamische Rijntakken (Waal en IJssel) de meest vitale populaties van deze soorten voor een groot deel teruggedrongen zijn tot wateren in bekende delen van uiterwaarden en binnenvijvers, tegen de dijkvoet gelegen wateren.

**Historische gegevens over amfibieën in uiterwaarden**

Verspreidingsonderzoek aan amfibieën in uiterwaarden is pas sinds het begin van de jaren '80 goed op gang gekomen (Frigge 1981, PWS Utrecht 1986). De meeste gegevens zijn nog recent van datum (Willink & Cuppen 1993, Creemers 1994a en 1994b, Smit 1994).

Historische gegevens over het voorkomen van Kamsalamander, Kleine watersalamander, Heikikker, Bruine kikker, Meerkikker en Poelkikker in uiterwaarden zijn dermate onvolledig dat hieruit geen conclusies getrokken kunnen worden over de eventuele achteruitgang van deze soorten in uiterwaarden van de Rijntakken.

Voor de Gewone pad (Van den Bergh & Stumpel 1978), Rugstreeppad (Van den Bergh & Stumpel 1975) en voor Groene kikkers (Van den Bergh & Stumpel 1977) zijn in de jaren '70 enkele verspreidingsoverzichten verschenen. Opvallend is dat de Rugstreeppad in het verleden zeer algemeen voorkwam in de uiterwaarden van de Rijntakken. Tegenwoordig is de soort nog



Figuur 8.2  
Populatieomvang van amfibieën in een vijftal voorbeeldgebieden. Van Knoflookpad en Heikikker zijn tevens de regionale zwaartepunten weergegeven. Deze locaties bepalen grotendeels het voorkomen van Knoflookpad en/of Heikikker in en rond uiterwaarden.

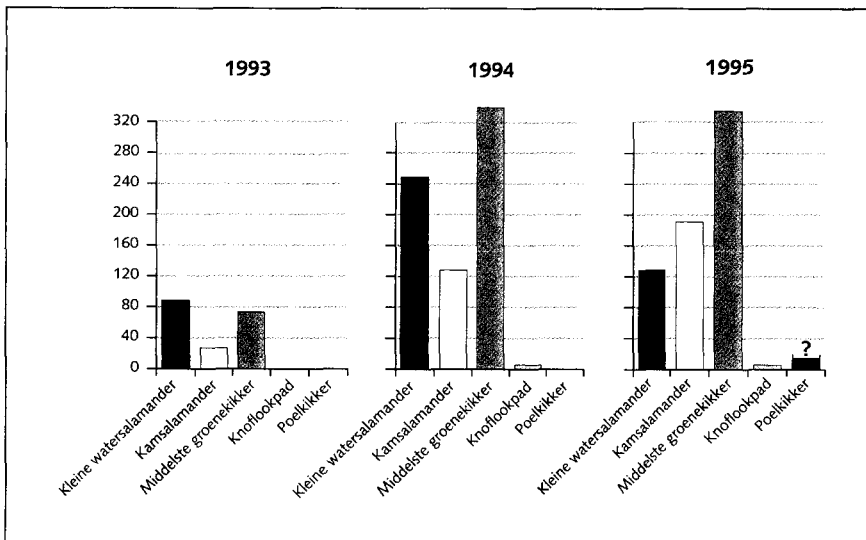
### Het effect van kleinschalige natuurontwikkelingsprojecten Compenserende maatregelen voor amfibieën te Ewijk

Tijdens de dijkverbetering Weurt-Deest in 1993 is een binnendijks voortplantingswater van Kamsalamander en Knoflookpad opgeknapt en zijn in de omgeving ervan twee nieuwe poelen aangelegd.

In de oorspronkelijk voortplantingswater kwamen 6 amfibiesoorten voor, maar de voortplanting was door toenemende verlanding en verdroging niet altijd succesvol. De herstelwerkzaamheden waren op behoud en herstel van de amfibiepopulaties, met bijzondere aandacht voor de zeldzame soorten, gericht.

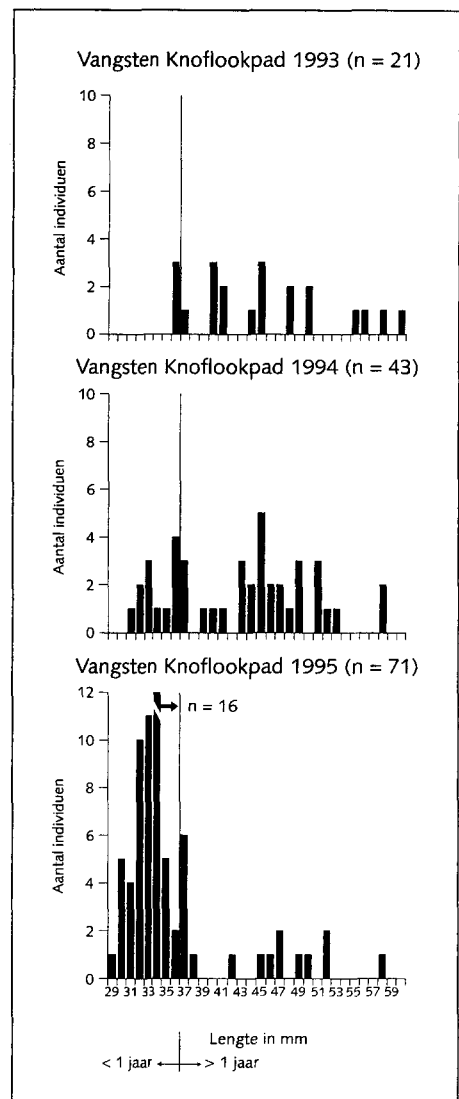
Al kort na de uitvoering werd een duidelijke toename geconstateerd van het reproductiesucces van de Kamsalamander en de Knoflookpad. Het aantal gevangen larven van beide soorten, en de soortdiversiteit in zijn algemeenheid, vertonen vanaf 1993 een duidelijke positieve reactie (grafieken onder). De sterk vergrijsde populatie van de Knoflookpad heeft door succesvolle voortplanting in de jaren 1993 en 1994 weer een gezondere opbouw gekregen (grafieken rechts). Inmiddels is in 1995 ook voor het eerst de Poelkikker gesignaleerd, waarmee de soortdiversiteit is gestegen naar 7 soorten.

In de nieuw aangelegde poelen zijn binnen een jaar na aanleg (1992) reeds 4 amfibiesoorten waargenomen, waaronder de Kamsalamander. Het succes bij Ewijk is een van de vele voorbeelden waarbij met relatief geringe ingrepen in het rivierenlandschap belangrijke resultaten worden behaald in de strijd voor het behoud van bedreigde amfibiesoorten in het rivierenlandschap. De ontwikkeling van de juiste uitgangssituatie is voor het welslagen van (re)kolonisatie van bedreigde soorten echter groot belang zijn. Niet voor niets zijn het bedreigde soorten; de eisen die ze stellen aan water- en landbiotoop zijn hoog. Wordt hieraan niet voldaan dan is kolonisatie uitgesloten! Dat wil zeggen dat bij grote natuurontwikkelingsprojecten in uiterwaarden apart aandacht besteed dient te worden aan de mogelijkheden voor vestiging van amfibieën.



**Figuur 8.3**

In de periode 1993-1995 vond gestandaardiseerd onderzoek plaats naar het reproductiesucces van 5 van de 7 in Ewijk voorkomende amfibiesoorten. De herstelwerkzaamheden bleken voor bedreigde soorten zoals de Knofsalamander en de Knoflookpad te leiden tot een sterke toename van het reproductiesucces.



**Figuur 8.4**

Na de herstelwerkzaamheden van het voortplantingswater namen jonge Knoflookpadden (<37 mm) jaarlijks in de vangsten toe.

In 1995 is uitgebreid onderzoek verricht naar het voorkomen van de Knoflookpad in het IJsseldal (Creemers & Crombaghs 1995). Dit gebied staat van oudsher bekend als een van de kerngebieden van deze soort in Nederland. De Knoflookpad wordt vooral aangetroffen op de overgang van de uiterwaard naar hogere zandgronden, waar poelen, grachten, sloten en kolken gebruikt worden voor de voortplanting. Uit het verleden zijn drie buitendijkse vindplaatsen in uiterwaarden van de IJssel bekend. Van deze soort kon na 1992 echter geen buitendijkse voortplanting meer worden vastgesteld. Waarschijnlijk is de soort buitendijks verdwenen als gevolg van de extreme winterhoogwaters in 1993 en 1995. De geschatte achteruitgang van

de Knoflookpad in het IJsseldal (binnen- en buitendijks) op kilometerhokbasis bedraagt 57 tot 82%. Deze trend ligt in dezelfde orde van grootte als de landelijke trend op uurhokbasis.

### Ecologische eisen aan leefgebieden

Voor vrijwel alle amfibieën vormt de afwezigheid van geschikt landbiotoop een belangrijk knelpunt voor de dichtheden. De meeste soorten komen slechts in lage dichtheden voor indien ruigtes, heggen, houtwallen en oobossen ontbreken. In agrarische uiterwaarden is veelal dermate weinig terrestrisch biotoop aanwezig dat amfibieën uitwijken naar de dijk of het binnendijks gebied voor het doorbrengen van zomer, najaar en winter. Hierdoor vindt er

nogal wat voorjaarsmigratie over de dijken plaats. Door het massale karakter valt de jaarlijkse amfibieëntrek in het voorjaar hierbij het meest op. Ook tijdens zomer en herfst vindt echter migratie plaats, zij het vaak meer gespreid en minder massaal van karakter. Op plaatsen met wateren aan de binnendijkse zijde van de dijk vindt de voorjaarsmigratie vaak plaats vanaf de winterdijk of (soms) vanuit het buitendijkse gebied.

### Eisen aan het terrestrische biotoop

Door de sterke binding aan wateren in alle seizoenen is de Groene kikker een soort die beschouwd kan worden als het minst afhankelijk van het terrestrische biotoop. De vitaliteit

en populaties van deze soort wordt dan ook voor een groot deel bepaald door het oppervlak van het aquatische biotoop. Voor de Knoflookpad is de aanwezigheid van open zand in het landbiotoop een vereiste. De soort hoort thuis op rivierduinen en op open plekken in hardhoutoobos. Beide biotooptypen zijn in de Nederlandse uiterwaarden momenteel erg schaars. De Rugstreeppad brengt het grootste deel van het jaar bij voorkeur door op zandige, droogwaterrijke terreinen. Dit kunnen binnendijkse overslaggronden zijn, maar vaak ook eenfabrieksterreinen in de uiterwaard.

#### Eisen aan het aquatische biotoop

Net als de Kamsalamander en de Knoflookpad zijn kritisch op het aquatische biotoop. Hoewel dit in principe rivierbegeleidende soorten zijn komen zij momenteel niet of slechts in lage dichtheden voor in de buitendijkse, vaak verstromende wateren. Het optimum voor deze soorten ligt duidelijk in visloze, heldere wateren met een goed ontwikkelde, soortenrijke vegetatie. Dergelijke wateren zijn relatief vaker aan de binnendijkse zijde van de dijkvoet aan te vinden. Middelste Groene kikkers en Kleine Watersalamanders komen algemeen voor, maar ook voor deze soorten geldt dat de grotere populaties veelal aangetroffen worden in wateren die weinig frequent in contact staan met de rivier. Ook dichtheden van Poelkikkers zijn hoger in laag-dynamische wateren. De Poelkikker wordt beschouwd als de meest kritische soort onder de Groene kikkers. Hoewel het verspreidingsbeeld van de Poelkikker niet compleet is, wijzen de beschikbare gegevens er op dat de soort vooral wordt aangetroffen in wateren waarin ook Kamsalamanders voorkomen (Creemers 1994b). Het pionierkarakter van de Rugstreeppad komt in het aquatische biotoop tot uiting door een voorkeur voor ondiepe, vaak onbegroeide wateren. Pas gegraven kleiputten, door neerslag gevulde tijdelijke plasjes en geïnundeerde weilanden zijn voor deze soort geschikte voortplantingsplaatsen (Creemers 1994a, Willink & Cuppen 1993). In het rivierengebied komt de soort meer buitendijks dan binnendijks voor. De eisen die ten aanzien van de waterkwaliteit en overstromingsfrequentie

worden gesteld zijn ondergeschikt aan de specifieke voorkeur van deze soort met betrekking tot het aquatische en terrestrische biotoop.

Gewone Pad en Bruine kikker stellen duidelijk minder hoge eisen aan de structuurrijkdom van vegetaties en de kwaliteit van de voortplantingswateren. Het al of niet voorkomen van deze soorten en omvang van de populaties hangt vooral af van de kwaliteit van het landbiotoop, het terrestrische leefgebied waar de opgroeiende en volwassen amfibieën voedsel zoeken en/of overwinteren. Doordat de larven van de Gewone pad niet door vis worden gegeten kan de Gewone pad zich ook massaal voortplanten in visrijke wateren, zoals grote kolken en strangen.

#### Huidige natuurontwikkeling en amfibieën

Uiterwaarden langs de Rijntakken waar natuurontwikkelingsprojecten (zullen) plaatsvinden zijn onder andere de Millingerwaard, Sint-Andries, Ewijk, Afferden-Deest, Beneden-Leeuwen, De Rijswaard, Opijnen, De Wageningse Bovenpolder en de Duurse waarden. Van al deze uiterwaarden is goed bekend welke amfibieën er voorkwamen tijdens of voor de start van de natuurontwikkelingsprojecten.

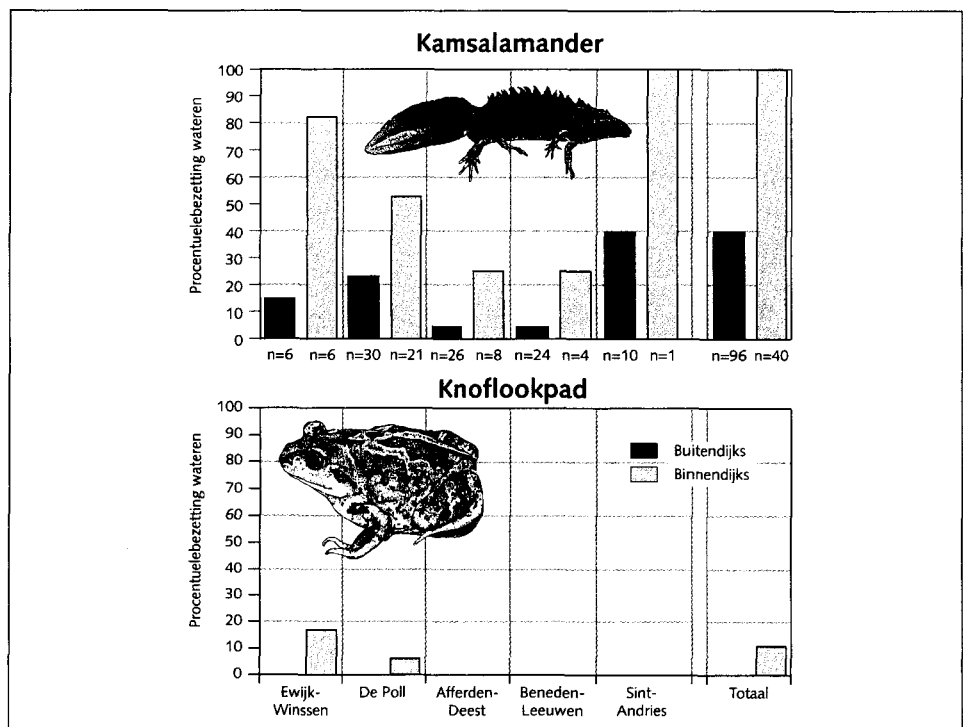
Monitoring van de effecten van natuurontwikkelingsprojecten, zoals de aanleg van nevengeulen, op de amfibieënstand hebben echter nog niet plaats gevonden. Dat neemt niet weg dat er wel reeds, op basis van de huidige kennis, of op basis van eenmalige onderzoeken, een inschatting kan worden gemaakt van zowel de huidige als de toekomstige waarde van deze gebieden als leefgebied voor amfibieën. De huidige ideeën voor natuurontwikkeling in uiterwaarden zijn gebaseerd op een drietal pijlers:

1. Beheer en ontwikkeling van terrestrische biotopen als oobossen en rivierduinen
2. Verhoging van de rivierdynamiek door het slechten van zomerkades en aanleg van nevengeulen
3. Natuurontwikkeling in de lengterichting van de rivier

De verwachte effecten ervan voor amfibieën worden kort besproken.

#### Ontwikkeling terrestrische ecotopen.

Van de drie uitgangspunten biedt natuurontwikkeling gericht op terrestrische biotopen voor amfibieën het meeste perspectief. Omvorming



Figuur 8.5

De procentuele bezetting van Kamsalamander en Knoflookpad in buitendijkse en binnendijkse wateren in een vijftal voorbeeldgebieden. Binnendijkse wateren worden relatief vaker gebruikt als voortplantingsplaats.

van intensief gebruikte weilanden en akkers tot ruigtes, rivierduinen en/of oobossen levert belangrijke en gevarieerde landbiotopen op voor amfibieën. Extensieve begrazing leidt eveneens tot meer gevarieerde landbiotopen. Hoogwatervrije plaatsen zijn van belang voor overwintering van padden (Bosman 1993 en 1995). Extreme overstromingen in de winter hebben dan ook een negatieve invloed op de overlevingskansen van soorten als Gewone pad en (vooral) de Rugstreepad. Laatstgenoemde soort blijkt tijdens de overwintering niet over te kunnen schakelen op huidademhaling indien er een langdurige inundatie van het winterverblijf plaats vindt (Bosman 1995). De Gewone pad reageert op de inundatie door het winterverblijf te verlaten. De overlevingskansen bovengronds zijn in de winter echter gering.

#### *Verhoging van de rivierdynamiek.*

Het doorsteken van zomerkaides en de aanleg van meestromende nevengeulen leidt tot een verhoging van de rivierdynamiek in uiterwaarden. In te kleine gebieden zal de kwaliteit van voortplantingswateren hierdoor eerder afnemen dan toenemen. Alleen in voldoende grote en reliëfrijke uiterwaarden kunnen ook de benodigde laag-dynamische wateren blijven bestaan of ontwikkeld worden (zie intermezzo).

Veel Nederlandse uiterwaarden bieden echter te weinig ruimte om de kansen voor amfibieën door de aanleg van geulen te verbeteren. Nederlandse uiterwaarden zijn op veel plaatsen te smal en te reliëfarm, waardoor nevengeulen niet kunnen bijdragen tot dezelfde positieve effecten als in buitenlandse referentiegebieden. Daarbij moet aangetekend worden dat in uiterwaarden met een geringe actuele herpetologische waarde een plaatselijke verhoging van de dynamiek weinig gevolgen zal hebben voor de vaak toch al marginale populaties van algemene soorten (Creemers 1994a en 1994b).

#### *Natuurontwikkeling in de lengterichting van de rivier.*

Deze gaat veelal voorbij aan bestaande dwarsrelaties tussen binnen- en buitendijks gebied. Natuurontwikkeling voor amfibieën kan niet los gezien worden van deze verbanden. In de huidige natuurontwikkelingsprojecten wordt slechts zelden aandacht besteed aan deze dwarsrelaties, alleen het project "Noordoever Nederrijn" vormt hierop een uitzondering.

#### **Enkele voorbeeldgebieden**

Een aantal gebieden in het Nederlandse rivierenlandschap die voor amfibieën van belang zijn, of natuurontwikkelingsprojecten waarbij

door de verantwoordelijke instanties wordt aangenomen dat er ook voor amfibieën belangrijke nieuwe leefgebieden ontstaan, worden hier besproken:

- Een kleinschalig binnendijks natuurontwikkelingsproject bij Ewijk,
- Enkele buitendijkse natuurontwikkelingsprojecten, te weten Afferden-Deest, Beneden-Leeuwen en St. Andries
- Een bestaand gebied met hoge waarden voor amfibieën, het Landgoed de Poll (figuur 2).

Er komen acht soorten amfibieën voor, het hoogste aantal in één gebied is zeven (figuur 2). De populatieomvang van de soorten verschilt per gebied. Met uitzondering van de Rugstreepad komen de rivierbegeleidende soorten (tabel 1) er in redelijke tot goede populaties voor. De gebieden vormen dan ook een goede afspiegeling van de amfibieënstand in de nederlandse uiterwaarden. Wanneer de voortplantingswateren van de Kamsalamander en de Knoflookpad in de genoemde gebieden worden onderverdeeld in binnen- en buitendijkse wateren blijkt dat beide soorten zich in alle gebieden relatief vaker voortplanten in de binnendijkse wateren (figuur 5). De Knoflookpad komt zelfs alleen binnendijks voor. De ontwikkeling is een gevolg van de ingrijpende veranderingen die ons



#### **Methoden**

In het vroege voorjaar (februari-maart) worden dijken en wegen regelmatig bezocht om trekkende amfibieën te tellen. De inventarisatie vindt voornamelijk plaats door waarnemingen tijdens veldbezoeken overdag en 'snachts aan de voortplantingswateren en langs de trekroutes. Ook wordt naar eieren en larven gezocht in de verschillende wateren in de uiterwaarden in mei-juni.

Foto 8.2

vierenlandschap op veel plaatsen in Nederland heeft ondergaan. Figuur 5 geeft aan dat voor amfibieën de winterdijk niet de begrenzing van een leefgebied vormt. Natuurontwikkelingsprojecten beperken zich echter vaak tot de uiterwaarden, waardoor zeker bij de kritische soorten niet in de ontwikkeling van alle voor amfibieën belangrijke deelleefgebieden wordt voorzien.

Natuurontwikkeling voor amfibieën zou dan ook meer rekening moeten houden met het bestaan van dwarsrelaties tussen binnen- en uiterwaardig gebied. Dit geldt zowel voor de relaties tussen deel-leefgebieden, als voor de functie van binnendijkse wateren als (juvenielen)bron voor aangrenzende buitendijkse leefgebieden.

Bij de invulling hiervan hoeft niet te worden gedacht aan de uitvoering van grootschalige projecten in de binnendijkse delen. Indien buitendijkse natuurontwikkelingsprojecten worden aangevuld met de aanleg van enkele kleine oppervlaktewateren in aangrenzende binnendijkse gebiedsdelen kunnen al zeer goede resultaten worden geboekt. Dergelijke kleinschalige natuurontwikkelingsprojecten hoeven niet méér ruimte in beslag te nemen dan een paar honderd vierkante meter.

Op verschillende plaatsen in Nederland zijn hier al positieve ervaringen mee opgedaan. Een kleinschalig natuurontwikkelingsproject in het dijkvak Weurt-Deest, uitgevoerd door het Polderdistrict Groot Maas & Vaal, wordt hier ter illustratie kort toegelicht (zie intermezzo). In het gebied is vóór de uitvoering van de dijkverbetering onderzoek verricht naar de kansrijke terreindelen voor poelenaanleg. De reactie van de populaties van bedreigde soorten op het herstel van voortplantingswateren is enkele jaren gevolgd. Hierdoor kon tijdig worden ingegrepen als door onverwachte ontwikkelingen de bedreigde populaties alsnog dreigden uit te sterven. Tegenwoordig is er weer sprake van grote vitale populaties van zowel de Kamsalamander als de Knoflookpad. Door een goed vooronderzoek en (zeker bij kleine bedreigde populaties) monitoring van de populatieontwikkeling gedurende de eerste jaren na uitvoering van natuurontwikkelingsprojecten wordt de kans op het welslagen van projecten beduidend groter.

## Conclusies

Van de meeste amfibieën ontbreekt referentiemateriaal over de bezetting in uiterwaarden in het verleden (vóór 1980), waardoor geen uitspraken kunnen worden gedaan over voor- of achteruitgang. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat de achteruitgang in uiterwaarden sterk afwijkt van de landelijke achteruitgang. De achteruitgang van de Rugstreeppad in de uiterwaarden van de Rijntakken is waarschijnlijk een gevolg van een afnemend aantal ontkleiningen terwijl de Knoflookpad buitendijks is verdwenen door winterhoogwaters.

Voor veel soorten amfibieën is de overstromingsfrequentie de bepalende limiterende factor voor succesvolle reproductie. Vaak overstromende wateren zijn voor reproductie weinig geschikt. Daarnaast vormt de huidige kwaliteit van het landbiotop voor veel soorten een beperkende factor. Door natuurontwikkeling kunnen goede leefgebieden gecreëerd worden

en kunnen marginale populaties binnen enkele jaren duidelijk herstel en uitbreiding vertonen. Bij deze natuurontwikkeling dient echter wel rekening gehouden te worden met de ecologische eisen van de soorten.

De huidige natuurontwikkeling in uiterwaarden leidt voor amfibieën vooral tot de ontwikkeling van geschikte buitendijkse terrestrische biotopen. Wat betreft de voortplantingswateren kan zeker niet zonder meer gesteld worden dat natuurontwikkeling in uiterwaarden leidt tot meer voortplantingsmogelijkheden voor amfibieën. De aanwezigheid van kleine wateren op weinig overstromende plaatsen in de uiterwaard, of de aanleg of aanwezigheid van wateren in aangrenzende binnendijkse gebiedsdelen is hiervoor noodzakelijk. Dit geldt vooral voor behoud en ontwikkeling van populaties van de in Nederland bedreigde (van oorsprong) rivierbegeleidende soorten.

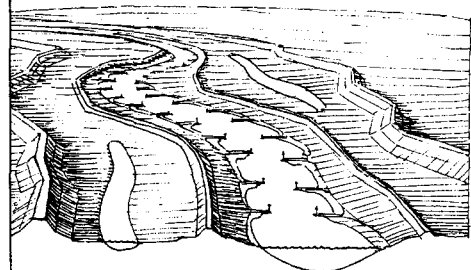
### De Szigetköz, een referentiegebied

De Szigetköz in het noordwesten van Hongarije vormt een voorbeeld van een ooboscomplex langs de Donau. Evenals andere oobossen langs de Donau herbergt het gebied grote populaties amfibieën. De onbekende uiterwaarden zijn breed, reliëfrijk en begroeid met oobossen. In het gebied liggen tientallen nevengeulen, variërend van meestromende nevengeulen tot sterk verlandde resten van geulen. Naast winteroverstromingen kent de Donau ook de zgn. "Green flood", overstromingen die plaats vinden in het voorjaar of de vroege zomer, tijdens het voortplantingsseizoen van amfibieën.

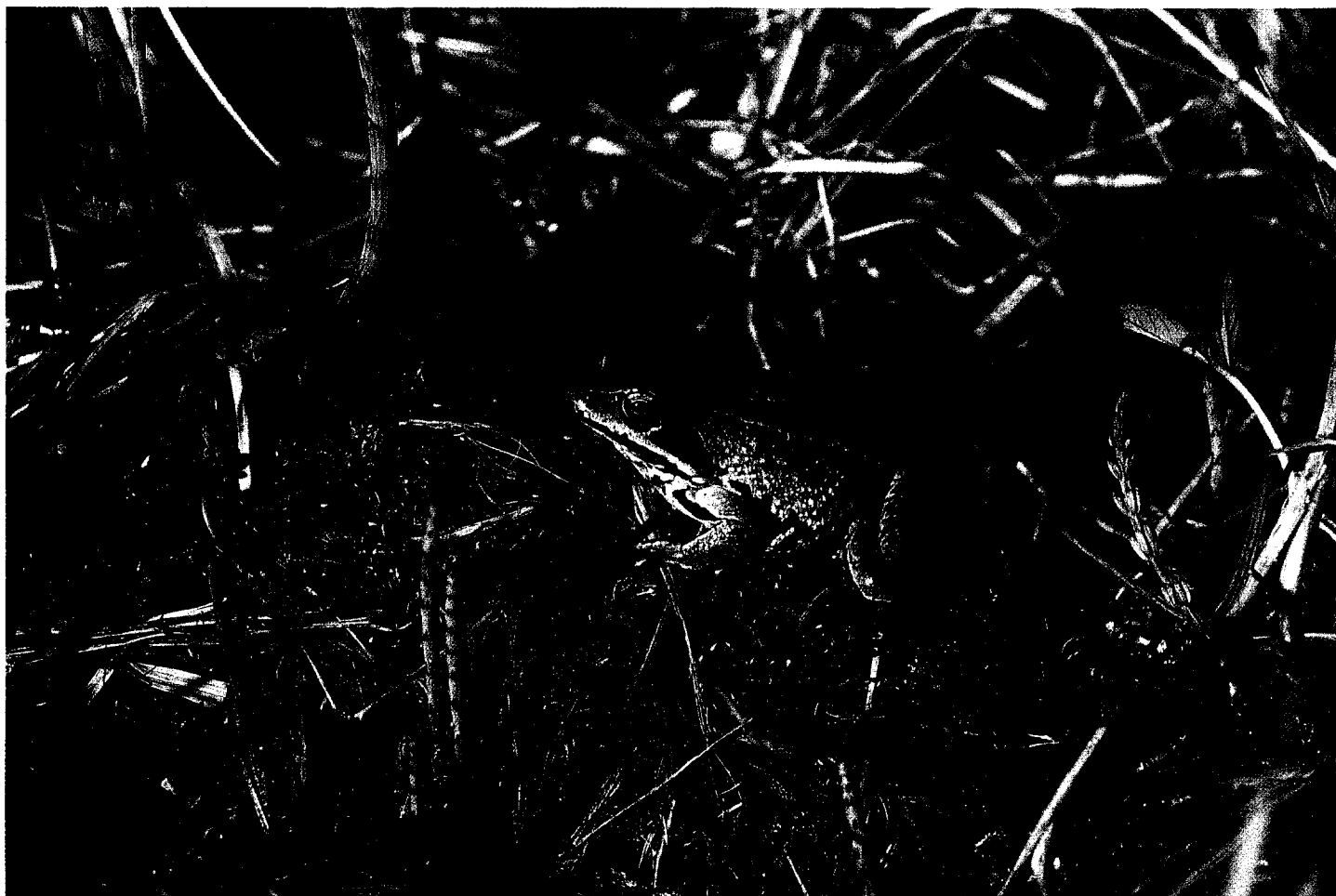
Net als in Nederlandse uiterwaarden zijn de beste en meest soortenrijke voortplantingswateren te vinden in delen die het minst beïnvloed worden door de rivierdynamiek. Nevengeulen vervullen dan ook pas een functie voor amfibieën in het eindstadium van verlanding, waarbij de achterblijvende poelen en strangresten begroeid raken met oever- en waterplanten. Daarnaast zijn de aanwezige kleiputten, kolken en overstromingsvlaktes van belang voor voortplanting van amfibieën. Vanwege de onvoorspelbare condities met betrekking tot de waterstanden zijn met name de amfibieën met een lang en gespreid voortplantingsseizoen goed in staat om flexibel te reageren op de steeds wisselende waterstanden.



Rivierlandschap, ongestoorde situatie



Sterk gereguleerd rivierlandschap in Nederland



**Foto 8.3**  
De Heikikker komt in het Rijnsysteem alleen voor langs de Nederrijn-Lek. In sommige buitenlandse referentie-systemen, zoals hier in de delta van de Pechora in Europees Rusland, is hij een algemene verschijning.



## 9. Vogels

Martin Poot<sup>1</sup> & Leo van den Bergh<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SOVON Vogelonderzoek Nederland <sup>2</sup>Vogelwerkgroep Grote rivieren

### Inleiding

In dit hoofdstuk zullen de watervogels en broedvogels in het stroomgebied van de Rijn aan de orde komen. Gezien de grote betekenis als doortrek en overwinteringsgebied voor watervogels en de goede beschikbaarheid van monitoringgegevens zal aan deze groep de meeste aandacht gegeven worden. Wat betreft broedvogels wordt specifiek ingegaan op die soorten die karakteristiek zijn voor moeras(bos) of uiterwaardgrasland.

### Watervogels

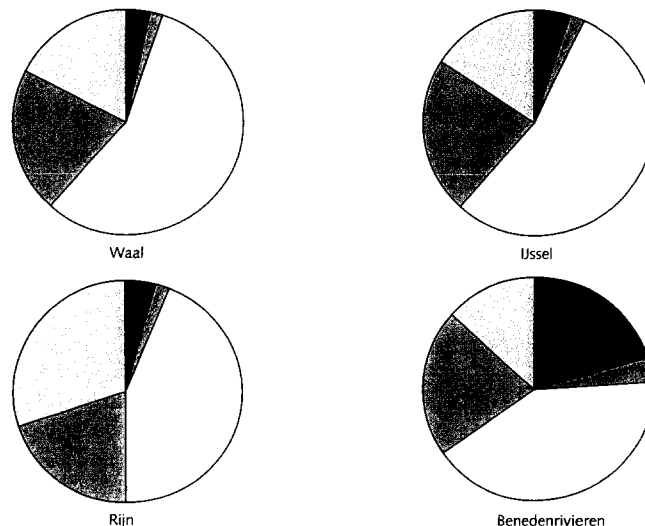
In tabel 1 staan verschillende watervogelsoorten die karakteristiek zijn voor het Rijnsysteem. Verschillende soorten bereiken hier internationaal belangrijke aantallen. Het Rijnsysteem is met name van belang voor herbivoren (figuur 1). Hoewel in het Benedenrivierengebied over het algemeen lagere aantallen voorkomen valt dit deelgebied op door zijn grote aandeel macrofauna-eters. In de deelgebieden Waal en IJssel wordt het grootste aandeel herbivoren bereikt, waarschijnlijk samenhangend met het grotere areaal aan uiterwaarden.

Tabel 9.1

Seizoensmaximum per Rijntak in het seizoen 1994/95 en het seizoensmaximum voor het gehele Rijnsysteem in 1994/95 en in de periode 1989/94. Vetgedrukte aantallen overschrijden de 1%-norm (Meininger et al. 1995)

Soort	Waal	IJssel	Rijn/Lek rivieren	Beneden totaal	Rijn	1989/94
Fuut	552	383	338	250	<b>1.339</b>	1.467
Aalscholver	1.131	816	924	469	<b>3.287</b>	7.008
Blauwe reiger	161	204	182	80	593	684
Knobbelzwaan	262	570	561	240	1.321	<b>1.891</b>
Kleine zwaan	<b>600</b>	<b>1.782</b>	<b>471</b>	3	<b>2.856</b>	3.023
Rietgans	1.559	10	284	12	1.837	<b>4.520</b>
Kolgans	<b>44.470</b>	<b>54.104</b>	<b>18.025</b>	1.559	<b>102.269</b>	<b>111.602</b>
Grauwe gans	<b>2.245</b>	954	616	599	<b>4.173</b>	<b>3.675</b>
Nijlgans	301	440	374	65	1.002	605
Smient	<b>27.586</b>	<b>17.085</b>	<b>14.462</b>	3.365	<b>60.921</b>	<b>55.843</b>
Krakeend	139	76	<b>286</b>	<b>901</b>	<b>1.368</b>	1.260
Wintertaling	907	670	841	798	2.908	3.612
Wilde eend	5.960	7.262	5.834	5.206	<b>24.262</b>	<b>30.110</b>
Pijlstaart	163	283	263	2	<b>709</b>	<b>721</b>
Zomertaling	38	28	23	2	89	108
Slobeend	<b>522</b>	<b>564</b>	325	70	<b>1.308</b>	<b>1.967</b>
Tafeleend	1.879	<b>7.002</b>	1.545	1.370	<b>10.918</b>	<b>16.806</b>
Kuifeend	3.284	4.102	1.904	7.286	<b>12.182</b>	<b>35.529</b>
Brilduiker	23	30	62	84	157	535
Nonnetje	124	85	61	62	<b>286</b>	1.125
Grote zaagbek	78	158	144	39	400	<b>2.248</b>
Meerkoet	9.394	<b>19.236</b>	<b>17.075</b>	3.732	<b>49.437</b>	<b>49.212</b>
Scholekster	476	1.336	1.367	941	4.103	4.573
Goudplevier	69	201	227	27	440	1.705
Kievit	<b>21.796</b>	<b>30.053</b>	<b>36.819</b>	7.809	<b>85.381</b>	<b>192.745</b>
Grutto	1.719	<b>4.245</b>	<b>3.682</b>	513	<b>10.159</b>	<b>12.523</b>
Wulp	1.063	671	1.588	230	2.204	<b>4.214</b>
Kokmeeuw	19.503	<b>40.450</b>	<b>38.830</b>	5.618	<b>100.423</b>	<b>90.340</b>
Stormmeeuw	2.199	6.452	6.431	1.015	15.137	<b>18.049</b>
Zilvermeeuw	185	269	300	7.634	7.910	3.871
Grote mantelmeeuw	53	49	28	600	657	236

Verdeling voedselgroepen 1994/95



Figuur 9.1

Verdeling van het totaal aantal vogeldagen van alle watervogelsoorten in het seizoen 1994/95 per deelgebied, ingedeeld naar soortsgroepen.

viseters  
macrofauna-eters  
steltlopers  
meeuwen  
herbivoren

### Belang in verschillende perioden van het seizoen

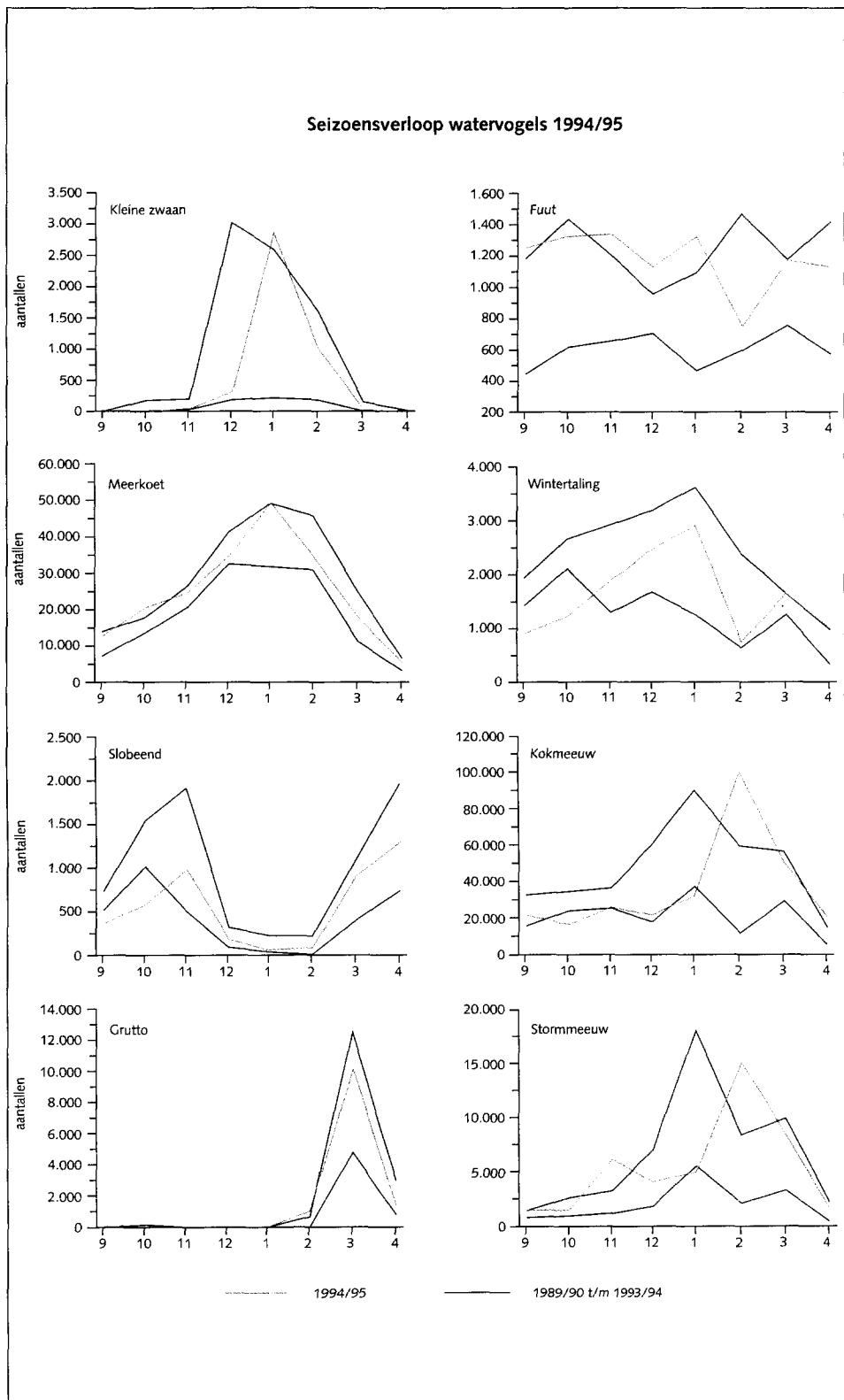
De Kleine zwaan is een voorbeeld van een soort die broedt in arctisch Rusland en pas laat in de herfst aankomt in het rivierengebied (figuur 2). De Meerkoet is een algemene broedvogel van Nederland, die vanaf september in aantal toeneemt. Voor beide soorten is het Rijngebied vooral van belang als overwinteringsgebied, net zoals voor Knobbelzwaan, Wilde eend, Kuifeend, Kogans, Smient, Grote zaagbek en Nonnetje.

Een klein aantal watervogelsoorten gebruikt het stroomgebied van de Rijn als doortrekgebied. De aantallen van de Slobeend bijvoorbeeld laten een duidelijke najaars en voorjaarspiek zien. De Grutto is een soort die vooral in het vroege voorjaar van het stroomgebied van de Rijn gebruik maakt. Het totaal dat op één moment aanwezig was overschreed in 1995 de 10.000. De uiterwaarden langs de Rijn zijn een aantrekkelijk gebied om op krachten te komen na de lange trekvlucht uit Afrika. Grutto's verblijven in het vroege voorjaar bij voorkeur op drassige terreinen en in de buurt van ondiep water, omstandigheden die veelvuldig te vinden zijn in de uiterwaarden van de Rijntakken. Later verspreiden zij zich over het binnenland om te broeden. De grootste aantallen Grutto's verblijven in het Rijn/Lek gebied. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de gunstige ligging ten opzichte van de broedgebieden.

Hoewel de zomermaanden in de gepresenteerde analyse ontbreken, is het bekend dat de uiterwaarden belangrijk zijn voor ruiende Kieviten. Vermoed wordt dat de aantallen minimaal in dezelfde orde van grootte liggen als de aantallen in het najaar. De vogels foerageren in de uiterwaarden en rusten veelal op de stranden en strekdammen direct aan de rivier.

### Effect van hoge waterstanden

Een opvallend fenomeen in het seizoen 1994/95 was de extreme afvoerpiek van Rijnwater in de winter in februari 1995. Door de hoge waterstanden kwamen de uiterwaarden langdurig onder water te staan, waardoor voor enkele soorten veel minder voedsel beschikbaar was. De Wintertaling is een voorbeeld van een soort



**Figuur 9.2**

Seizoensverloop van acht watervogelsoorten in het seizoen 1994/95 en ter vergelijking het minimum en maximum aantal in de vijf voorafgaande seizoenen (1989/90 t/m 1993/94).

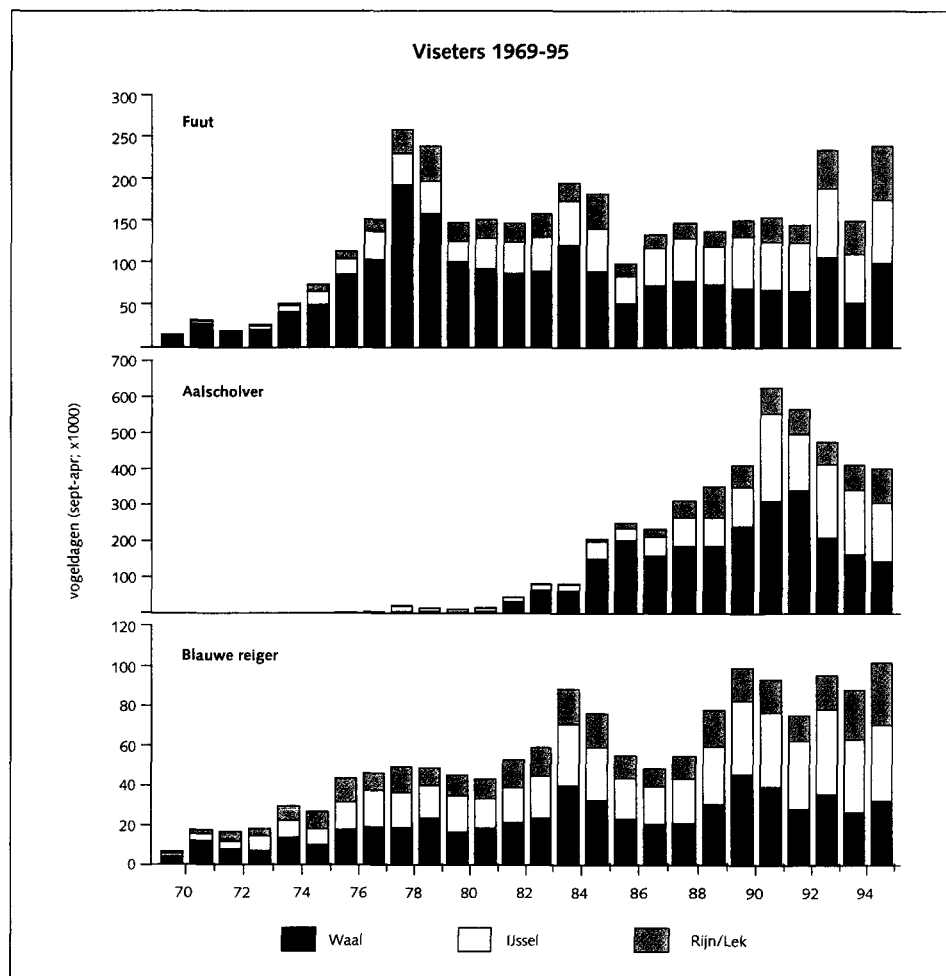
lie moest uitwijken naar andere gebieden (figuur 2). Ook Futen kwamen in februari in opvallend lagere aantallen voor. De sterkere stroming en verhoogde troebelheid van het water moeten nadelig zijn geweest voor Futen, die vissen met het oog opsporen. Vogels die direct hebben geprofiteerd van de grootschalige inundaties waren de meeuwen. Voor deze vogels was de voedselbeschikbaarheid verhoogd in het aangrenzend binnendijks agrarisch gebied als gevolg van kwelwerking. Door kwel wordt de bodem vochtiger, waardoor allerlei bodemorganismen zoals regenwormen beter beschikbaar komen. Verbeterde voedselomstandigheden ontstonden tevens door losgeslagen en drijvende voedselpartikels in het water en aanspoelings langs de dijken

## Ontwikkelingen watervogels

### Viseters

De Fuut en de Aalscholver laten een sterke toename in het aantal vogeldagen zien (zie voor oelichting op het begrip "vogeldag" het kader "methoden"). Het aantal vogeldagen van de Fuut is met name in de jaren zeventig toegenomen en daarna stabiel gebleven, terwijl de Aalscholver met name in de jaren tachtig is toegenomen en vanaf de jaren negentig stabiel is (figuur 3). De Blauwe reiger laat een toename gedurende de gehele periode zien, conform de aantalsontwikkeling van de broedvogels in Nederland. De jaren met relatief lagere aantallen zijn gecorreleerd met het optreden van strenge winters.

Het foerageren van zowel Futen als Aalscholvers in het stroomgebied van de Rijn concentreert zich met name op kleiputten, zandgaten e.d.. De riviertakken zelf zijn minder geschikt voor viseters. Enerzijds door een lager aanbod aan vis, anderzijds door een slechter doorzicht ten gevolge van de stroming van het rivierwater, hetgeen ongunstig is voor op het oog jagende vogels. Juist in de jaren zeventig kwamen door de grondstoffenwinning vele kleiputten en zandgrindgaten beschikbaar. Dit heeft het oppervlak geschikte habitat voor de Fuut verhoogd. Ook buiten het rivierengebied ontstonden



**Figuur 9.3**

Aantal vogeldagen per seizoen (sept.-apr.) voor 3 verschillende visetende vogelsoorten, Fuut, Aalscholver en Blauwe reiger, over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 in de verschillende Rijntakken.

belangrijke nieuwe overwinteringsgebieden met zoet water, zoals door de aanleg van de Haringvlietdam. Er zijn sterke aanwijzingen dat als reactie hierop een grootschalige verandering in trekgedrag heeft plaatsgevonden in de Noordwesteuropese populatie van de Fuut. Op grond van ringmateriaal is gebleken dat halverwege de jaren zeventig een steeds groter aandeel Futen in plaats van op de grote meren in Zwitserland in Nederland is gaan overwinteren (Adriaansen et al. 1993). De Aalscholver was medio jaren '70 nog niet hersteld van de sterke afname door vergiftiging en vervolging in de voorgaande decennia. Pas in de jaren '80, toen de aalscholverpopulaties in Europa weer toenamen, namen ook de aantallen langs de Rijn toe. Het is aannemelijk dat de afvlakking en het terugvallen van het aantal vogeldagen van de Aalscholver in de begin jaren '90 veroorzaakt wordt door het

bereiken van de draagkracht van het gebied. Hetzelfde zou op kunnen gaan voor de Fuut aan het eind van de jaren '70, toen net als bij de Aalscholver het aantal vogeldagen na een sterke piek terugviel en stabiliseerde.

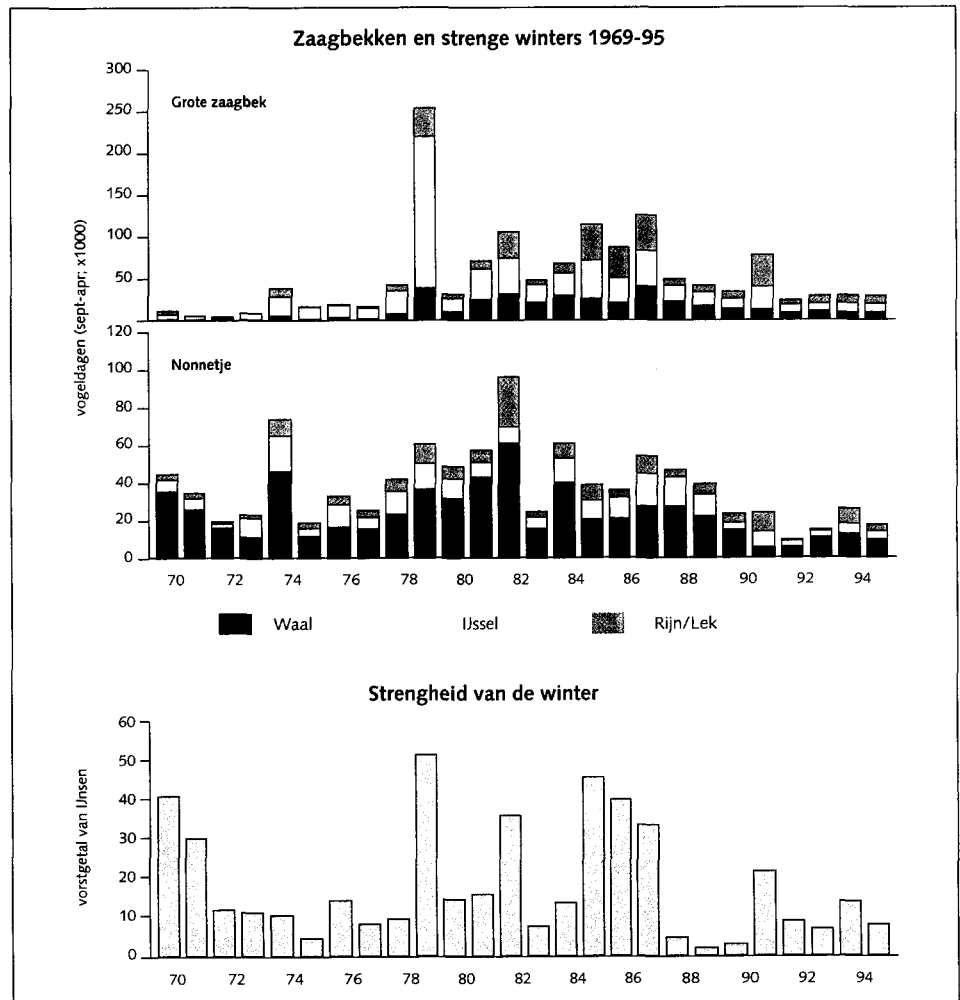
Een relatie tussen de aantalsontwikkelingen en veranderingen in de voedselbeschikbaarheid is onduidelijk. Vooral veranderingen in de bestanden van als prooi geschikte vissoorten zijn van belang, maar hierover is weinig bekend. In hoofdstuk 7 wordt parallel aan de verbeterde waterkwaliteit melding gemaakt van een recente toename van de fuikvangsten van 1993 tot 1995 van verschillende soorten vis, hetgeen een zichtbaar effect op de aantallen vis en daarmee van visetende vogels doet verwachten. Mogelijk dat het grotere aantal vogeldagen van de Fuut in de seizoenen 1992/93 en 1994/95 hiermee samenhangt.

De Grote zaagbek en het Nonnetje zijn soorten die alleen in sommige jaren plotseling in redelijke aantallen in het stroomgebied van de Rijn aanwezig zijn. Grote zaagbekken en Nonnetjes duiken vooral op wanneer de winter streng is (figuur 4). De Rijntakken doen dan dienst als tijdelijke uitwijkplaats voor deze viseters, die vermoedelijk afkomstig zijn uit het IJsselmeer gebied of verder noordelijk en oostelijk gelegen gebieden.

#### Macrofauna-eters

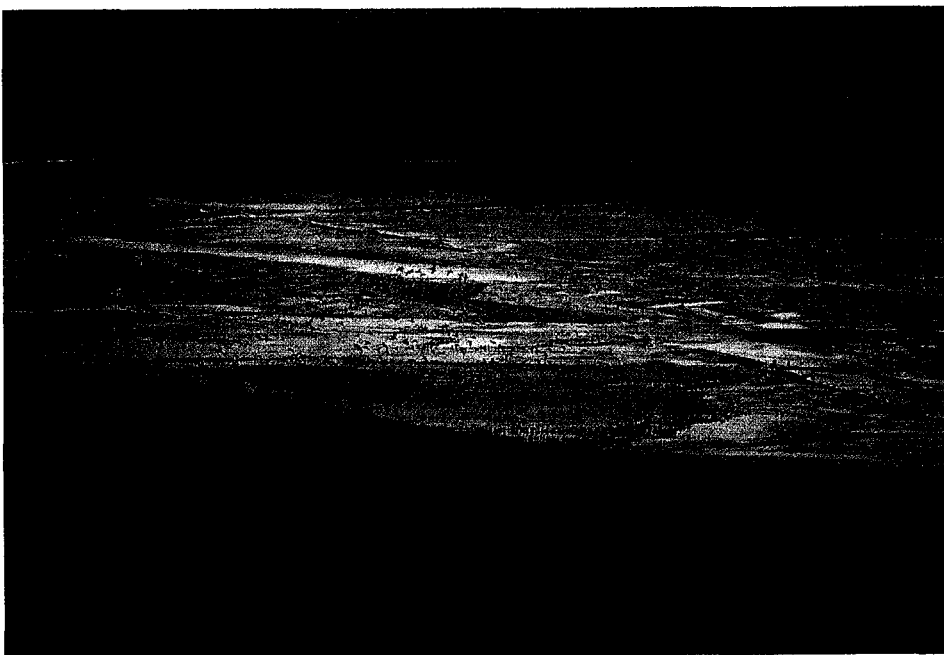
Het aantal vogeldagen van de Tafeleend en Brilduiker fluctueert sterk. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door wintereffecten en door de beschikbaarheid van voedsel. Tafeleenden hebben voorkeur voor zachte prooien als o.a. chironomiden, die jaarlijks in sterk wisselende aantallen kunnen voorkomen. Brilduikers zijn schelpdiereters en foerageren o.a. op de kleinere exemplaren van Driehoeksmosselen. Het grotere aantal vogeldagen bij de Brilduiker medio jaren '80 komt overeen met de ontwikkeling bij de Kuifeend (figuur 5). In de winterperiode is met name de Kuifeend een voedselspecialist van Driehoeksmosselen.

De verbeterde waterkwaliteit, door lagere concentraties zware metalen als o.a. cadmium, begin jaren '80 heeft de Driehoeksmosselen in de



**Figuur 9.4**

Aantal vogeldagen per seizoen (sept.-apr.) van Grote zaagbek en Nonnetje over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 en de strengheid van de winter volgens het IJnsengetal (1988).



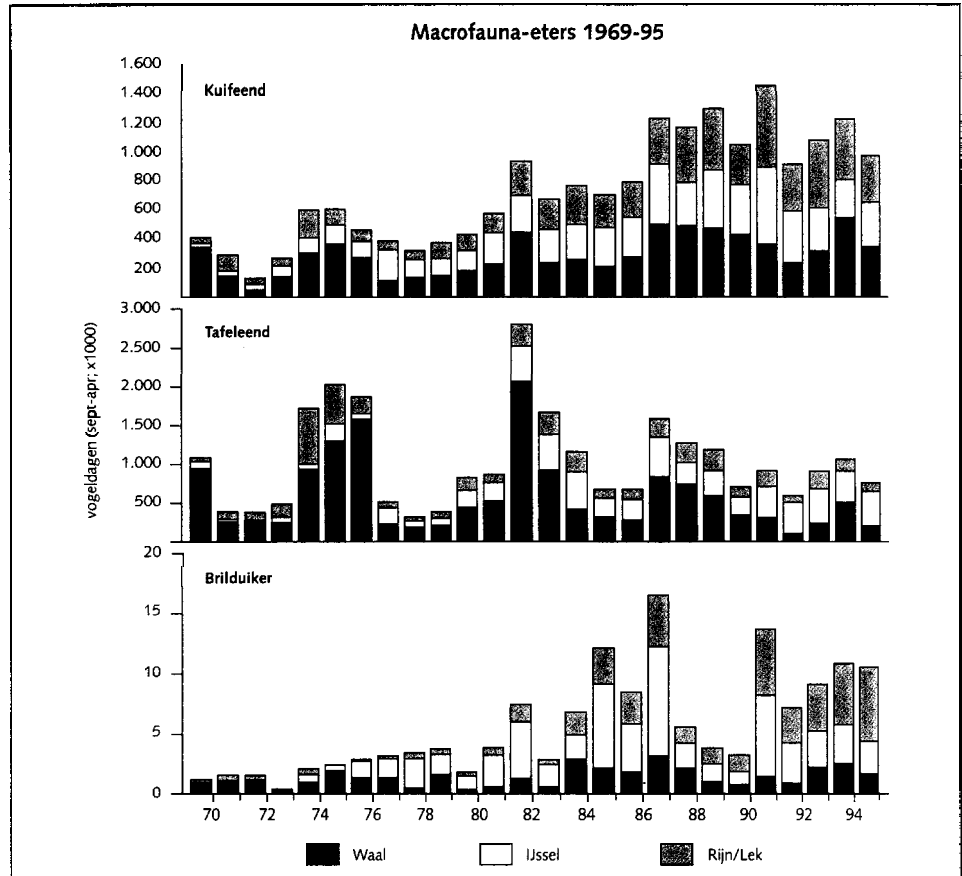
**Foto 9.1**

grote rivieren sterk in aantal doen toenemen. Voor de IJssel zijn hierover kwantitatieve gegevens beschikbaar van veranderingen in de Driehoeksmosselenbestanden. Te zien is dat het grotere aantal vogeldagen van de Kuifeend in de IJssel parallel loopt met de toename van Driehoeksmosselen in de IJssel vanaf de begin jaren '80 (figuur 6). De recente afname van Kuifeenden lijkt ook weer samen te hangen met de vermindering van de aantallen Driehoeksmosselen, mogelijk veroorzaakt door concurrentie met een nieuwkomer in de macrofauna, de Kaspische slijkarnaal. De grootste aantallen vogeldagen van de Kuifeend worden vastgesteld in de Oude Maas. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat dit traject een van de meest bekende delen in het stroomgebied van de Rijn is. Deze bekading biedt over een grote oppervlakte aanhechtingsplaatsen voor Driehoeksmosselen,

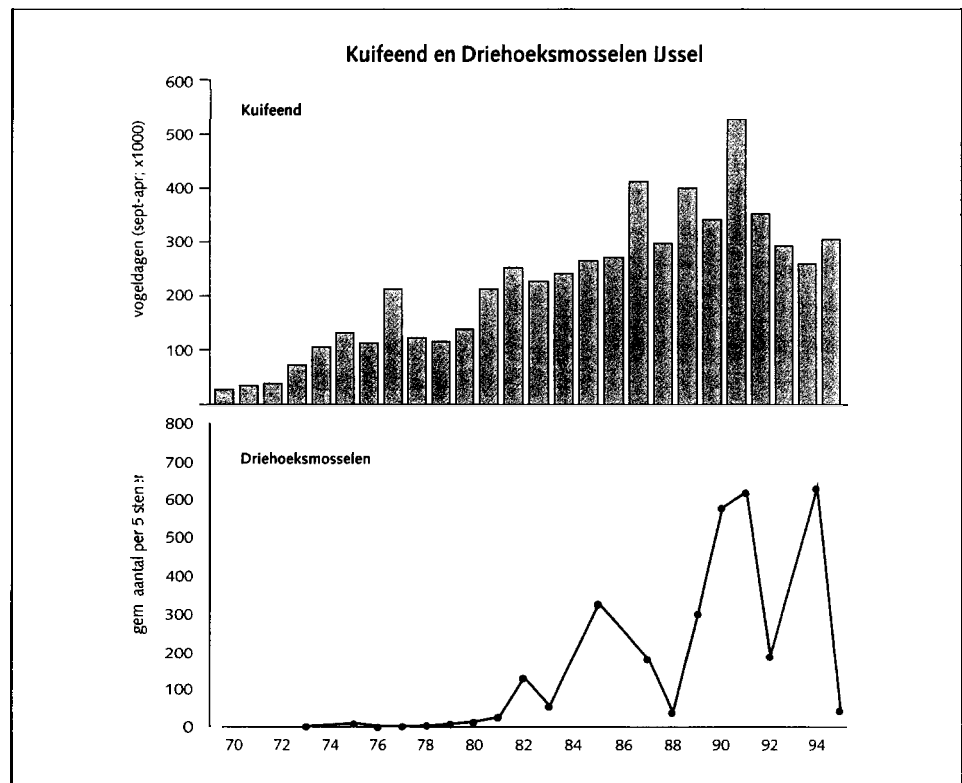
op de rivierbodem van de Rijntakken komt de soort nauwelijks voor. De stroming veroorzaakt een grote dynamiek van het sediment van de bodem, nadelig voor vestiging en handhaving van Driehoeksmosselen. Kuifeenden zijn goed in staat om Driehoeksmosselen te oogsten die vastgehecht zijn aan hard substraat.

Hoewel de Meerkoet in het stroomgebied van de Rijn in het winterhalfjaar een plantaardig dieet heeft en voornamelijk gras eet, kan ook deze soort gespecialiseerd op Driehoeksmosselen foerageren, afhankelijk van de lokale voedselsituatie. In de Oude Maas, waar nauwelijks waterwaarden voorkomen, foerageren de aanwezige Meerkoeten waarschijnlijk voornamelijk op Driehoeksmosselen. Een bevestiging voor deze aanname is het feit dat het aantal doorgebrachte vogeldagen van de Meerkoet op het Oude Maastraject na begin jaren '80 relatief hoog bleef overeenkomstig de aantalsontwikkeling van de Kuifeend terwijl op andere trajecten langs de Rijn een afname plaatsvond (zie grasters).

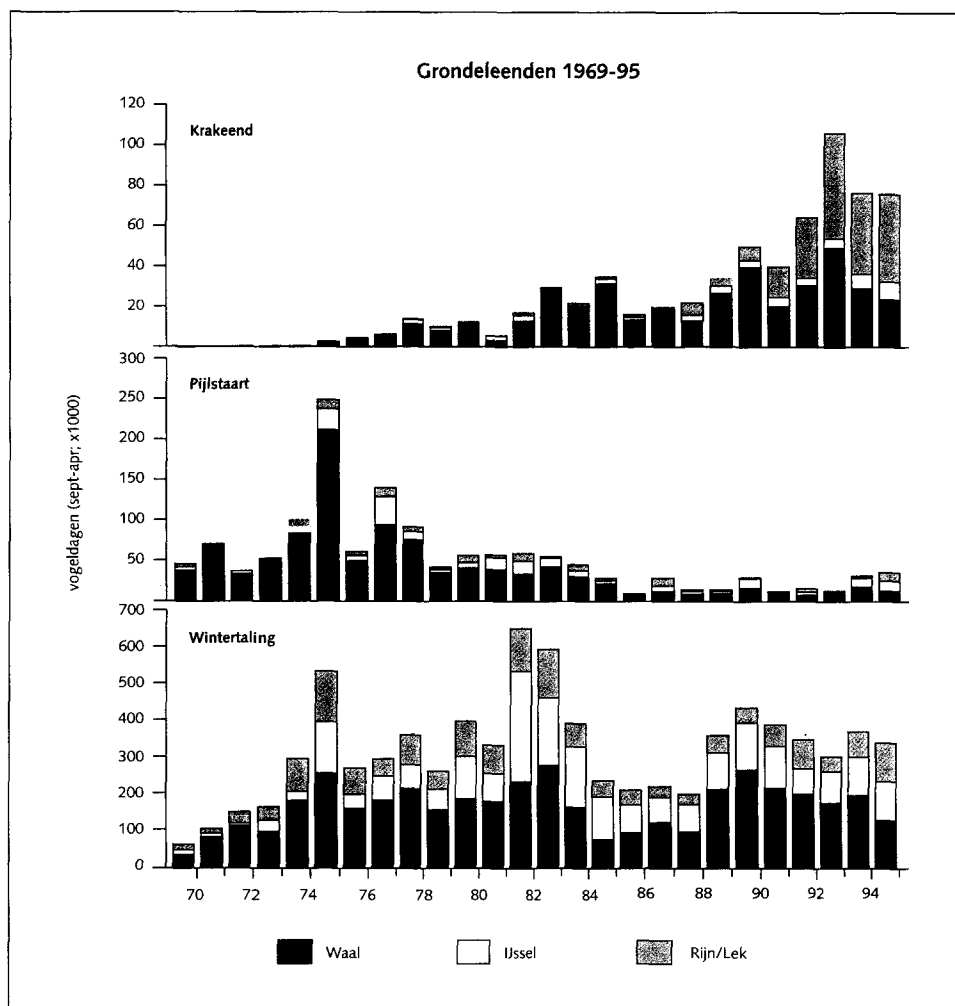
Recentelijk wordt melding gemaakt van een afname van macrofauna etende watervogels in het Beneden Rivieren-gebied. Het vermoelen bestaat dat verslechterde voedselomstandigheden hier debet aan zijn (Van der Winden et al. 1996). Als eerder genoemd kan de kolonisatie van een aantal nieuwe ongewervelde diersoorten in het stroomgebied van de Rijn hier iets mee te maken hebben. Zo heeft een explosieve toename van de Kaspische slijkgarnaal en Fijgervlokreeft plaatsgevonden (zie hoofdstuk 5). Hoewel op dit moment onbekend is wat de invloed is van deze kolonisatie op de aantalsontwikkeling van duikeenden, wordt verwacht dat concurrentie plaatsvindt om vestigingsplaatsen tussen de Kaspische slijkgarnaal en Driehoeksmosselen (Van den Brink et al. 1993). Dit zou met name voor de Kuifeend een verminderde voedselbeschikbaarheid betekenen. Anderzijds moet worden onderzocht of deze kreeftachtigen als voedselbron gaan dienen voor macrofauna-etende watervogels. Ook vindt een toename plaats van de Toegeknepen korfmossel in het Rijnsysteem sinds 1989, eveneens een potentiële prooi voor duikeenden. Deze tweedeppe heeft echter in vergelijking tot Driehoeksmosselen een veel sterkere schelp,



**Figuur 9.5** Het aantal vogeldagen per seizoen (sept.-apr.) van macrofauna-etende watervogels over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 in de verschillende Rijntakken.



**Figuur 9.6** Het aantal vogeldagen van de Kuifeend in de IJssel, de Driehoeksmosselen specialist bij uitstek, over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 (sept.-apr.) en het gemiddeld aantal Driehoeksmosselen op 5 stenen op 8 bemonsteringsplaatsen van de bekading langs de IJssel (gegevens RIZA).



**Figuur 9.7**

Het aantal vogeldagen (sept.-apr.) van Krakeend (een algeneter), Pijlstaart en Wintertaling (zaadeters) over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 in de verschillende Rijntakken

waardoor de vertering moeilijker zal zijn (duik-eenden slikken de prooi heel door en vermalen deze in de sterke spiermaag). Tot nu toe is onbekend of duik-eenden op de Toegeknepen korfmossel foerageren (mond.med. J. de Leeuw).

### Planteneters

Herbivore watervogels kunnen op verschillende delen van planten foerageren; ze kunnen gespecialiseerd zijn in het eten van de groene delen, de worteldelen of de zaden. Hoewel herbivore watervogels nog steeds gebruik maken van natuurlijke voedselbronnen als water- en moerasplanten, zijn zij in West-Europa in toenemende mate afhankelijk geworden van agrarische gebieden. Er bestaan vermoedens dat de recente populatiegroei en/of veranderingen in trekgedrag van een aantal planteneterende watervogels terug te voeren is op de intensivering van de landbouw en de hieruit voortvloeiende hoge-

re voedselbeschikbaarheid in het agrarisch gebied. Dit geldt zowel kwantitatief (door het langere groeiseizoen en grotere groeisnelheid) als kwalitatief (hogere voedingswaarde) (Van Eerden et al. in voorbereiding).

Plantaardig materiaal is een moeilijk verteerbare en daarmee relatief energiearme voedselbron. Waar koeien een gespecialiseerd maag-darmkanaal hebben en plantenmateriaal daardoor goed kunnen verteren, zijn plantene-tende watervogels alleen in staat de gemakkelijk verteerbare stoffen van de plant op te nemen. Door een hoge doorstromingsnelheid van het voedsel door het maag-darmkanaal te genereren (door o.a. veelvuldig te drinken) kunnen watervogels toch rendabel op gras en andere planten foerageren. Op deze manier is een balans aanwezig waarbij de gemakkelijk verteerbare stoffen voldoende vrijkomen en de niet-verteerbare delen snel worden afgevoerd.

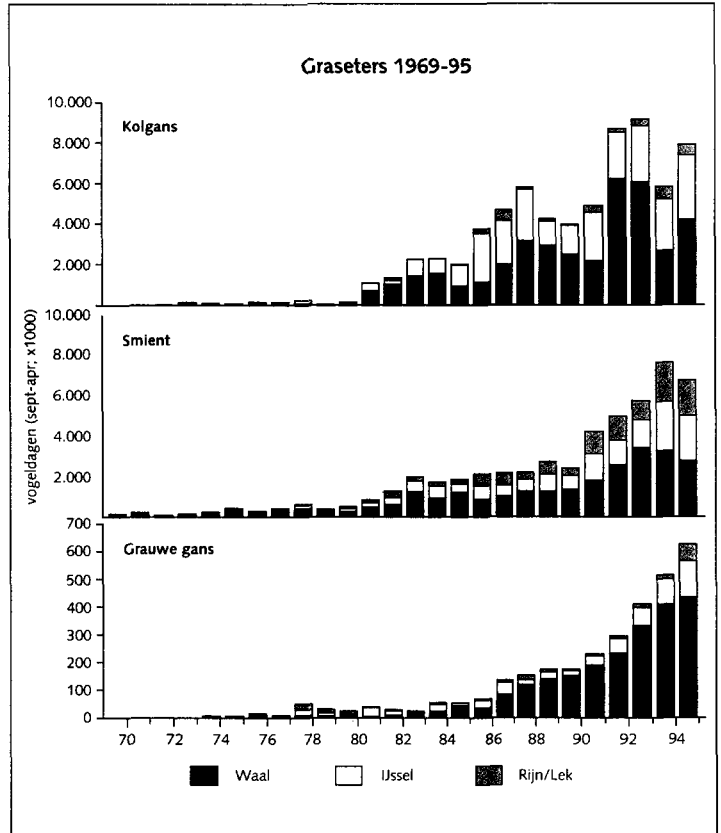
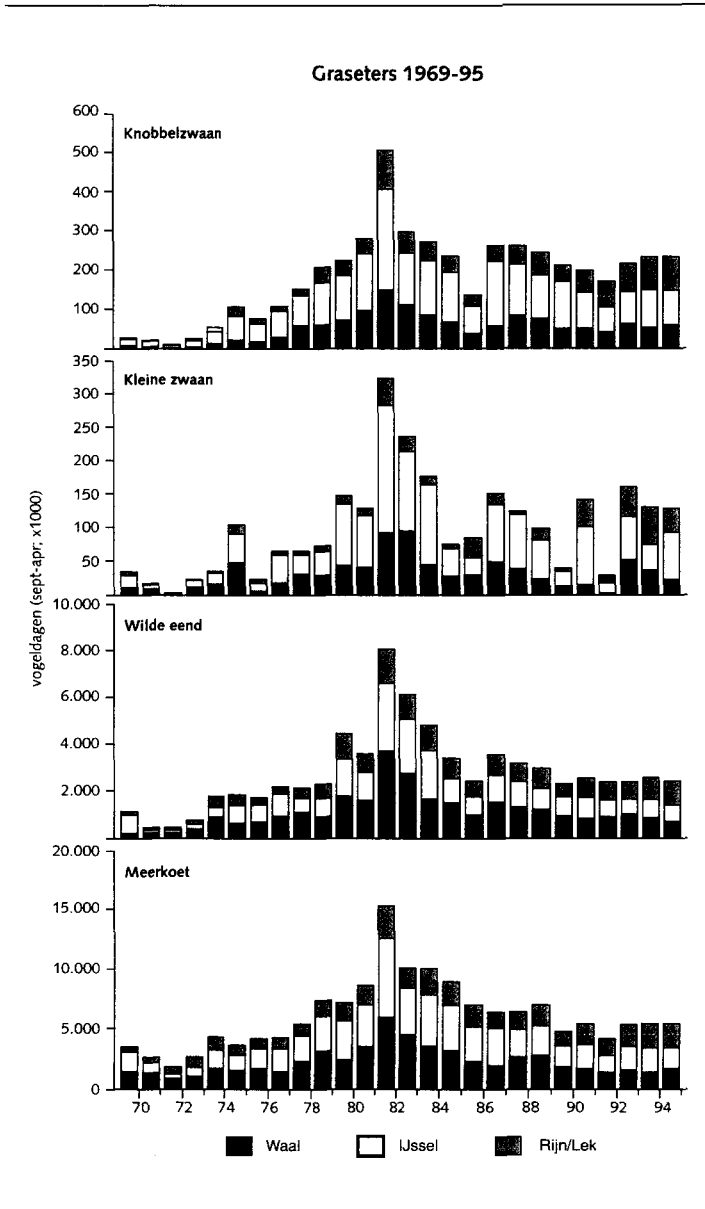
Hoewel onder de herbivoren van het Rijnsysteem enkele soorten voorkomen die hoofdzakelijk van zaden (Pijlstaart en Wintertaling) of algen (Krakeend) leven, zijn de meeste soorten echte grazers van de uiterwaarden. De Pijlstaart is na piekaantallen in het midden van de jaren '70 steeds verder afgenomen terwijl de Wintertaling aanvankelijk in de jaren zeventig toenam en daarna min of meer stabiel is gebleven. De Krakeend was in de jaren '70 een uitgesproken schaarse watervogel die echter sinds de jaren '80 flink in aantal is toegenomen (figuur 7).

### Grasetende watervogels

De verschillende grasetende watervogels langs de Rijn zijn grofweg in twee groepen in te delen. De vogelsoorten van de eerste groep (Knobbelzwaan, Kleine zwaan, Wilde eend en Meerkoet, figuur 8a) laten een geleidelijke toename in de jaren '70 zien en een duidelijke piek in het seizoen 1981/82. Na dit seizoen nemen de aantallen weer af of blijven min of meer stabiel. Uit een vergelijking van de aantalsontwikkeling van genoemde soorten in het Rijnsysteem met andere grote watersystemen in Nederland (Haringvliet/Hollands Diep, Randmeren en Maas) blijkt dat dit patroon specifiek is voor de Rijn, en niet het gevolg van veranderingen van trekgedrag of toe- en afnames op populatieniveau. Bij de andere groep (Kolgans, Smient en Grauwe gans, figuur 8b) is er geen sprake van een aantalstoename in de jaren '80 maar pas in de jaren '90, een toename die nog steeds voortduurt of zich recent lijkt te hebben gestabiliseerd. Ook in andere watersystemen in Nederland is deze aantalstoename zichtbaar. Bij deze soorten lijkt dit patroon dan ook minder specifiek voor de Rijn, maar meer samen te hangen met ontwikkelingen op het gehele populatieniveau. Onbekend is welke factoren de voor de Rijn specifieke aantalsontwikkeling van Wilde eend, Meerkoet, Knobbelzwaan en Kleine zwaan in het Rijnsysteem veroorzaakt hebben.

### Invloed bemesting en agrarisch grondgebruik

In de periode tussen 1970 en 1990 zijn er grote veranderingen opgetreden in het beheer van de



**Figuur 9.8b (boven)**

Het aantal vogeldagen van 3 soorten herbivore watervogels (Kolgans, Smient en Grauwe gans) over periode 1969/70 tot en met 1994/95 in de verschillende Rijntakken. Deze vogelsoorten foerageren eveneens voornamelijk op gras. De toename in vogeldagen van deze soorten speelt op populatieniveau en volgt de ontwikkelingen in andere watersystemen in Nederland.

**Figuur 9.8a (links)**

Het aantal vogeldagen (sept.-apr.) van 4 soorten herbivore watervogels (Knobbelzwaan, Kleine zwaan, Wilde eend en Meerkoet) over de periode 1969/70 tot en met 1994/95 in de verschillende Rijntakken. Opvallend zijn de overeenkomstige ontwikkelingen in het aantal vogeldagen van deze vogels, die voornamelijk gras op het menu hebben staan. Deze ontwikkeling is uniek voor het Rijnsysteem in Nederland. Zie verder figuur 9 voor mogelijke oorzaken van deze ontwikkeling.

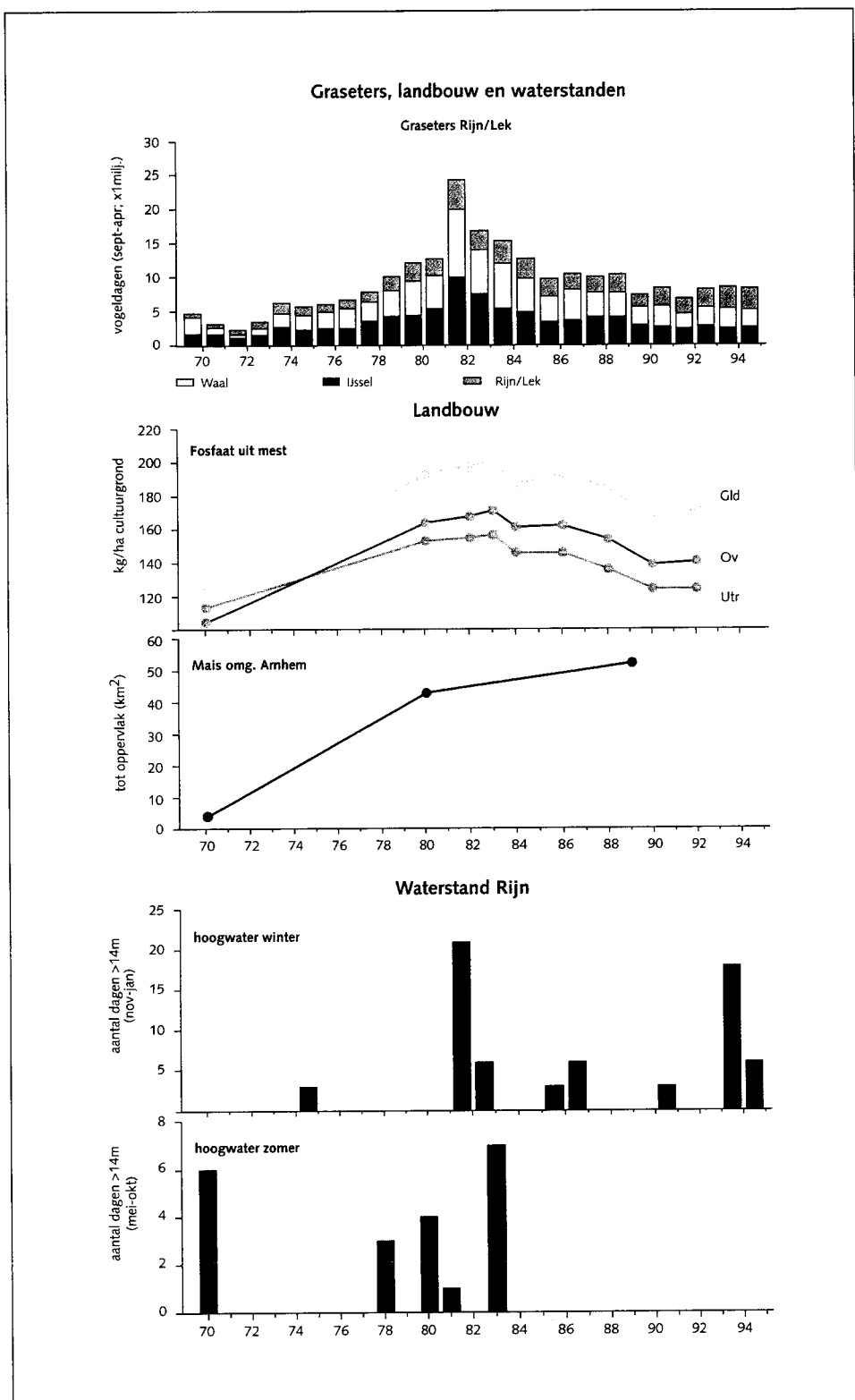
graslanden van de uiterwaarden en het agrarisch grondgebruik aldaar. De bemesting van deze graslanden is waarschijnlijk, conform de situatie in het binnendijkse gebied, in de loop van de jaren '70 voortdurend toegenomen om rond het begin van de jaren '80 een piek te bereiken. Na deze piek is de mestafgifte onder invloed van nieuw landbouwbeleid weer afgenomen (figuur 9). Deze trend in meststoffen vertoont een opvallende gelijkenis met de aantalsontwikkeling van genoemde watervogelsoorten. Het lijkt aannemelijk dat de toename en later weer afname van bemesting van invloed is geweest op de voedselbeschikbaarheid voor grasetende watervogels. Door toenemende mestgiften neemt zowel de totale grasproductie

alsook de lengte van het groeiseizoen toe. Juist jonge scheuten zijn aantrekkelijk voor grasetende watervogels. Deze zijn beter verteerbaar (weinig vezels) en hebben een relatief hogere concentratie aan voedselrijke stoffen dan oudere vegetatie.

Een neveneffect van de toegenomen bemesting zijn de veranderingen in soortensamenstelling van plantengemeenschappen in graslanden. Soorten als Kamgras en Reukgras zijn zeldzaam geworden als gevolg van de sterk toegenomen concurrentiedruk van grassoorten die snel kunnen groeien. Ruw beemdgras bijvoorbeeld is een soort die juist sterk is toegenomen door de extra beschikbaarheid van voedingsstoffen (De Graaf et al. 1990). Deze soort is een zeer

geschikte voedselbron voor vele grasetende watervogels. In zijn algemeenheid is de grasmat uniform (minder soortenrijk) geworden. Het is niet ondenkbaar dat zo'n grasmat met name goed benut kan worden door in grote groepen opererende herbivoren als Smient en Kolgans.

De recente afname van herbivore soorten zou mede het gevolg kunnen zijn van het vermindere areaal aan grasland in de uiterwaarden. In de jaren '80 en '90 is vooral het areaal aan snijmais in de uiterwaarden flink toegenomen (figuur 9). Hoewel maiskolven die als oogstresten op akkers aanwezig zijn een aantrekkelijke voedselbron vormen, wordt deze door een groep watervogels doorgaans binnen enkele dagen uitgeput. De verslechterde



**Figuur 9.9**

Het gesommeerde aantal vogeldagen van Knobbelzwaan, Kleine zwaan, Wilde eend en Meerkoet vergeleken met de ontwikkelingen in de landbouw (bemesting en landgebruik) en het voorkomen van inundaties (in winter en de zomer). Een verdeling is gemaakt naar Rijntak (Zwart: Waal, wit: IJssel en gestreept: Rijn/Lek). De bemesting is weergegeven als de fosfaatgift door middel van dierlijke mest in Kg/ha cultuurland in de provincies waar de Rijn doorheen stroomt. Dierlijke mest wordt het meest gebruikt als bemester in de uiterwaarden. Als parameter voor veranderingen in landgebruik is de toename gepresenteerd van het areaal mais in de omgeving van Arnhem (bron CBS, afdeling bodemstatistiek). Waterstanden boven de 14 meter te Lobith zijn weergegeven als indicatie voor het optreden van inundaties. Zomerrijken overstromen op grote schaal in het gebied stroomafwaarts wanneer dit peil wordt bereikt (bron RIZA). De winterperiode omvat de maanden november tot en met januari en de zomerperiode beslaat de botanische groeiperiode, de maanden mei tot en met oktober.

voedselomstandigheden door afgenomen mestgift kunnen ook hebben bijgedragen aan de afname van herbivore watervogels.

### Invloed inundaties en verbeterde afwatering

Naast bemestingsgraad en andere veranderingen in het agrarisch grondgebruik kunnen nog andere factoren van invloed zijn op het aantalsverloop van herbivoren. De hoge piek in 1981/82 in de aantallen Knobbelzwanen, Kleine zwanen, Wilde eenden en Meerkoeten valt samen met grootschalige winterinundaties in dat jaar. Winterinundaties hebben doorgaans een positief effect op het voorkomen van herbivoren. Door de beschikbaarheid van veel water kunnen graslandgebieden aantrekkelijk worden voor plantenetende watervogelsoorten, doordat veel drinkwater voorhanden is (belangrijk voor het verteringsproces van gras, zie boven), terwijl anderzijds voedselrijke worteldelen van plantensoorten makkelijker beschikbaar komen door een grotere vochtigheid van de bodem. De eiwitrijke wortels van bijvoorbeeld klavers zijn een belangrijke voedselbron voor vele grasetende soorten. Van Kleine zwanen is bekend dat in vochtige graslanden de penwortels van Paardebloemen een belangrijk deel van het dieet kunnen uitmaken. De zwanen kunnen deze in droge bodem niet uit de grond krijgen (Nienhuis & Epe 1995). De relatie tussen grote aantallen herbivoren en hoge waterstanden is echter verre van eenduidig (figuur 9). Er zijn verschillende hoge waterstanden na de winter 1981/82 geweest waarvan geen effect op de graseters zichtbaar was. Mogelijk is de piek in 1981/82 extra geprononceerd doordat het een koude en sneeuwrijke winter was (uitgedrukt in het getal van IJnsen, figuur 4). Uiterwaarden zijn, vanwege de nabijheid van rivierwater, sneller ijs- en sneeuwvrij dan bijvoorbeeld binnendijkse gebieden.

Ook recente veranderingen in het grondgebruik kunnen hebben bijgedragen tot minder hoge aantallen herbivoren. Doordat de uiterwaarden tegenwoordig beter afgewaterd (kunnen) worden, is het waarschijnlijk dat de effecten van inundaties zijn afgenomen. Het overtollige water wordt snel weer afgevoerd, waardoor echt drassige omstandigheden tegen-



oordig maar gedurende een relatief korte periode bestaan. Zomerinundaties kunnen net als de bemesting een grote invloed hebben op de soortensamenstelling van de grasmat. De zomerinundaties in het eind van de jaren '70 en het begin van de jaren '80 hebben ervoor gezorgd dat met name voor herbivoren geschikte plantengemeenschappen als de Kamgrasgemeenschap (waartoe ook Ruw Beemdgras behoort) in overvloedige toegenomen zijn in tegenstelling tot de graslandgemeenschap met Glanshaver, die slechter bestand is tegen overstroming in de groeiseizoenen (De Graaf et al. 1990). Deze plantengemeenschap is soortenrijker met oogopgaande kruiden, maar het aanbod van voor herbivore watervogels aantrekkelijke plantensoorten is in deze plantengemeenschap relatief kleiner (lagere verteerbaarheid). Het overblijven van zomerinundaties sinds 1983 zal mogelijk verschuivingen van plantengemeenschappen ten gevolg hebben gehad. Door de overkolonisatie van de uiterwaarden door overstromingsgevoelige en tevens slecht verteerbare plantensoorten kan de voedselbeschikbaarheid voor herbivoren vergeleken met de begin jaren tachtig langs de Rijn weer achteruit zijn gegaan. Het is duidelijk dat er aan de relatie tussen het voorkomen van herbivoren en omgevingsfactoren in de toekomst meer aandacht moet worden geschonken. Ook de concurrentie tussen de verschillende soorten herbivoren is hierbij een belangrijk onderwerp.

## Broedvogels

Van de 56 soorten broedvogels die voorkomen op de Nederlandse Rode Lijst van bedreigde en kwetsbare soorten (Osieck & Hustings 1994) roedden er in 1995 tenminste 28 in het Nederlandse stroomgebied van de Rijn. Van 16 Rode Lijst-soorten is tenminste vijf procent van de Nederlandse broedpopulatie langs de Rijn- en Rijnstakken gehuisvest (tabel 2). Vooral aan de Rijndalpopulatie van de Kwartelkoning kan een grote landelijke betekenis worden toegekend. Het aantal paren is sinds de jaren '70 sterk afgenomen maar niettemin behoort het stroomgebied van de Rijn tot een

van de laatste jaarlijks bezette Nederlandse broedgebieden. In 1995 was er vooral langs de Nederrijn een kleine opleving, met tien paren in de uiterwaarden nabij Wageningen. Sedimentatie van rivierslib tijdens de voorafgaande winterinundaties resulteerde hier in periodiek drassige en kruidenrijke uiterwaardgraslanden, het favoriete broedbiotoop van de Kwartelkoning in het rivierengebied.

Tot de zeldzame of kwetsbare broedvogels waarvoor het Rijnsysteem een belangrijke rol vervult, behoren met name karakteristieke soorten van moeras(bos) of uiterwaardgraslanden. De aan rietmoeras gebonden soorten Woud-aapje, Porseleinhoen, Zwarte stern en Grote karekiet zijn langs de Rijnstakken alle afgenomen. Van de Zwarte stern en Grote karekiet is de teruggang langs de Rijn echter wat minder dramatisch dan landelijk het geval is (Van Dijk et al. 1996). Vooral verdroging, en daardoor verruiging van moerassen, lijken moerasvogels in het stroomgebied van de Rijn parten te spelen (Erhart & Bekhuis 1996). De weilanden in de Rijndal-uiterswaarden maken een zeer klein deel uit van het Nederlandse graslandareaal maar huisvesten niettemin een groot deel van de landelijke populatie van Zomertaling en Grauwe gors. De Ooievaar kan hieraan worden toegevoegd, al speelt menselijk ingrijpen hierbij een grote rol. De soort was in Nederland vrijwel verdwenen maar een pro-

gramma van herintroductie begon in de jaren '80 vruchten af te werpen (van der Have & Jonkers 1996). In de ruime omgeving van "buitenstations" langs de IJssel (1 station) en Waal (3 stations) broedden in 1994 ca. veertig vrijvliegende paren, die grotendeels in de uiterwaarden bleken te foerageren.

Langs de Waal bevindt zich een kleine populatie Grauwe gorzen, die echter zelden jaren achtereen in dezelfde uiterwaarden is gevestigd. Door de iets ruigere uiterwaarden ten gevolge van de winterinundaties kreeg de populatie in 1994 een kleine impuls, echter geringer van omvang dan datzelfde jaar in het Maasdal. Het relatieve belang van de kleine Rijndalpopulatie groeit omdat de soort op akkerland bijna is verdwenen (Hustings et al. 1995). Hoewel het Rijndal voor de Zomertaling met ca. 200 broedparen een belangrijk bolwerk is, nemen de aantallen snel af. Ook landelijk is er sprake van een scherpe terugval sinds de jaren zeventig (van Dijk et al. 1996). In de uiterwaarden van de Ooijpolder (Nijmegen) heeft de soort zich na een afname in deze periode op een lager niveau gestabiliseerd. De aantallen fluctueren ten gevolge van de waterstand in het voorjaar (figuur 11). In de nabijgelegen Rijnstrangen (rietmoeras) neemt de soort nog steeds verder af. Deze ontwikkelingen staan niet op zichzelf want elders in Nederland wijzen langjarige inventarisaties in een groot aantal steekproefgebieden (BMP-plots) op een geleidelijke

Tabel 9.2

Overzicht van zeldzame en Rode Lijst-soorten waarvan tenminste 5% broedt langs de Rijnstakken, weergegeven in afnemende volgorde (afname: -- 25-50%, - 10-25%; toename: + 1-33%, ++ 33-100%. 0 <10% toe/afname)

Soort	Populatie Nederland	%	Habitat	Trend Rijn	Trend NL
Kwartelkoning	50-60	33	grasland	--	--
Buidelmees	200-225	31	moerasbos	++	+
Ooievaar	200	25	grasland	++	++
Kleine Plevier	650-1000	21	rivieroevers	0	-
Zwarte Stern	1100-1300	16	moeras	-	--
IJsvogel	170-200	15	moerasbos	0	0
Zomertaling	1000-1900	12	grasland	-	--
Porseleinhoen	150-400	12	moeras	-	-
Oeverzwaluw	10.500	11	rivieroevers	0	-
Grauwe Gors	80-100	10	grasland	+	--
Woudaapje	8-12	10	moeras	--	--
Grote Karekiet	380-420	9	moeras	-	--
Steenuil	9000-12.000	8	erven	0	-
Kerkuil	1000-1100	8	erven	+	+
Dodaars	1000-1300	7	kleiputten	-	-

## Het internationale belang van het Rijnsysteem voor watervogels

Martin Poot

In tabel 3 worden de aantallen watervogels in januari 1995 binnen het Nederlands deel van het Rijnstroomgebied in Nederland vergeleken met de totale Noordwest-Europese populatie (Meininger et al. 1995) en de aantallen aanwezig langs de gehele Internationale Rijn in januari 1995 (Koffijberg et al. 1996). Langs de Rijntakken van Nederland overwinteren internationaal belangrijke aantallen watervogels. Van 12 soorten was meer dan 1% van de totale Noordwest-Europese populatie aanwezig; van Kleine zwaan, Kolgans, Smient en Krakeend bedroeg dit aandeel zelfs meer dan 5 procent.

Wanneer een vergelijking wordt gemaakt tussen de aantallen aanwezig langs de Nederlandse Rijntakken en het totaal aantal watervogels langs de gehele Rijn, van de oorsprong in de Alpen tot aan de monding in de Noordzee, blijkt dat maar liefst 32% van alle watervogels wordt aangetroffen langs de Rijntakken in Nederland. Dit terwijl het oppervlak van het systeemgebied ten opzichte van het totale stroomgebied van de Rijn kleiner is dan 13 procent. Herbivore watervogelsoorten maken zowel proportioneel als getalsmatig een groot deel uit van het totaal aantal vogels (figuur 10). Het grote areaal aan uitgestrekte grazige uiterwaarden maakt het Rijnsysteem in Nederland een aantrekkelijk overwinteringsgebied voor deze soorten. Ook de gunstige geografische ligging ten opzichte van andere belangrijke doortrek- en overwinteringsgebieden in het laagland van Noord-west-Europa met zijn doorgaans milde winters speelt hierbij een rol. In Duitsland en Frankrijk wordt het Rijndal in zuidelijke richting al snel smaller en is het rivierenlandschap veel minder weids. De uiterwaarden zijn hier ook minder breed en het achterland wordt gevormd door een meer en meer heuvelachtig terrein met veel bos. Herbivoren domineren nog steeds de watervogelpopulatie, maar in veel kleinere aantallen dan stroomafwaarts in Nederland. Opvallend zijn hier met name de grotere aantallen visetende watervogels zoals Fuut, Aalscholver en Grote zaagbek (zie tabel 3). Het Duits/Franse gedeelte is aantrekkelijk voor deze soorten omdat er grote waterpartijen voorkomen in de vorm van stuwmeren, grindgaten e.d., die rijk zijn aan vis. Door hun grote diepte vriezen deze wateren niet snel dicht en vormen zij tevens een geschikte overwinteringsplaats voor vis. Ook het betere doorzicht van deze wateren in vergelijking met de stromende en daardoor relatief troebele rivier, vormen een gunstige factor voor op het oog jagende visetende watervogels. Nog verder naar het zuiden, langs de Rijn in Zuid-Duitsland en Zwitserland, zijn het vooral grote aantallen macrofauna-etende watervogels die het beeld bepalen (figuur 10).

Voor de Bodensee is sinds de kolonisatie van de Driehoeksmossel vanuit het zuidoosten in de jaren zestig (door de aanleg van het Donaukanaal) een belangrijk overwinteringsgebied geworden voor deze soorten. Het aandeel macrofauna-eters in dit gedeelte van de Rijn is eigenlijk hoger dan in figuur 1 is aangegeven (maar liefst 83%), omdat de grote aantallen Meerkoeten hier voornamelijk Driehoeksmosselen op het menu hebben staan, terwijl zij in de figuur aangemerkt staan als herbivoren (wat zij in andere gebieden ook zijn). De vele duikeenden en Meerkoeten kunnen van de aanwezige biomassa profiteren door de geringe waterdiepte en lage stroomsnelheid. Stroming hindert de vogels bij het duiken, doordat ze snel van geschikte foerageerplekken afdrijven. Enigszins vergelijkbare omstandigheden doen zich in Nederland voor in het Hollands Diep en het Ketelmeer. Voor Nederlandse begrippen treffen we hier ook relatief grote aantallen duikeenden aan. Het beste gebied in Nederland voor macrofauna-eters is evenwel het IJsselmeer en Markermeer.

Soort	Rijnsysteem in Nederland	% van tot. pop.	Internationale Rijn	% in Ned Rijnsysteem
Dodaars	44	<1	1 706	3
Fuut	1 327	>1	12 584	11
Aalscholver	1 971	<1	12 377	16
Knobbelzwaan	1 321	<1	4 648	28
Kleine zwaan	2 856	17	2 879	99
Wilde zwaan	293	>1	600	49
Rietgans	846	<1	9 986	8
Kolgans	102 269	23	222 364	46
Grauwe gans	3 742	3	10 603	35
Brandgans	640	<1	21 773	3
Nijlgans	648	-	702	92
Bergeend	70	<1	191	37
Smient	60 921	8	95 594	64
Krakeend	1 368	5	9 814	14
Wintertaling	2 908	<1	10 084	29
Wilde eend	24 262	>1	105 372	23
Pijlstaart	76	<1	532	14
Slobeend	63	<1	464	14
Tafeleend	8 640	2	60 317	14
Kuifeend	12 182	2	132 688	9
Brilduiker	124	<1	8 267	1
Nonnetje	286	2	524	55
Mid. zaagbek	48	<1	140	34
Grote zaagbek	400	<1	1 834	22
Meerkoet	49 437	3	134 544	37

Tabel 9.3

Aantallen watervogels in januari 1995 in het Rijnsysteemgebied in Nederland (met het percentage van de totale populatie) en het totaal aantal watervogels langs de gehele internationale Rijn (met het percentage dat aanwezig is binnen het Rijnsysteemgebied in Nederland).

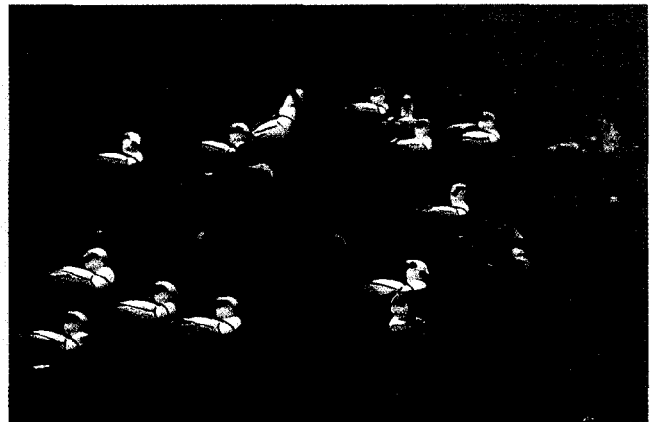
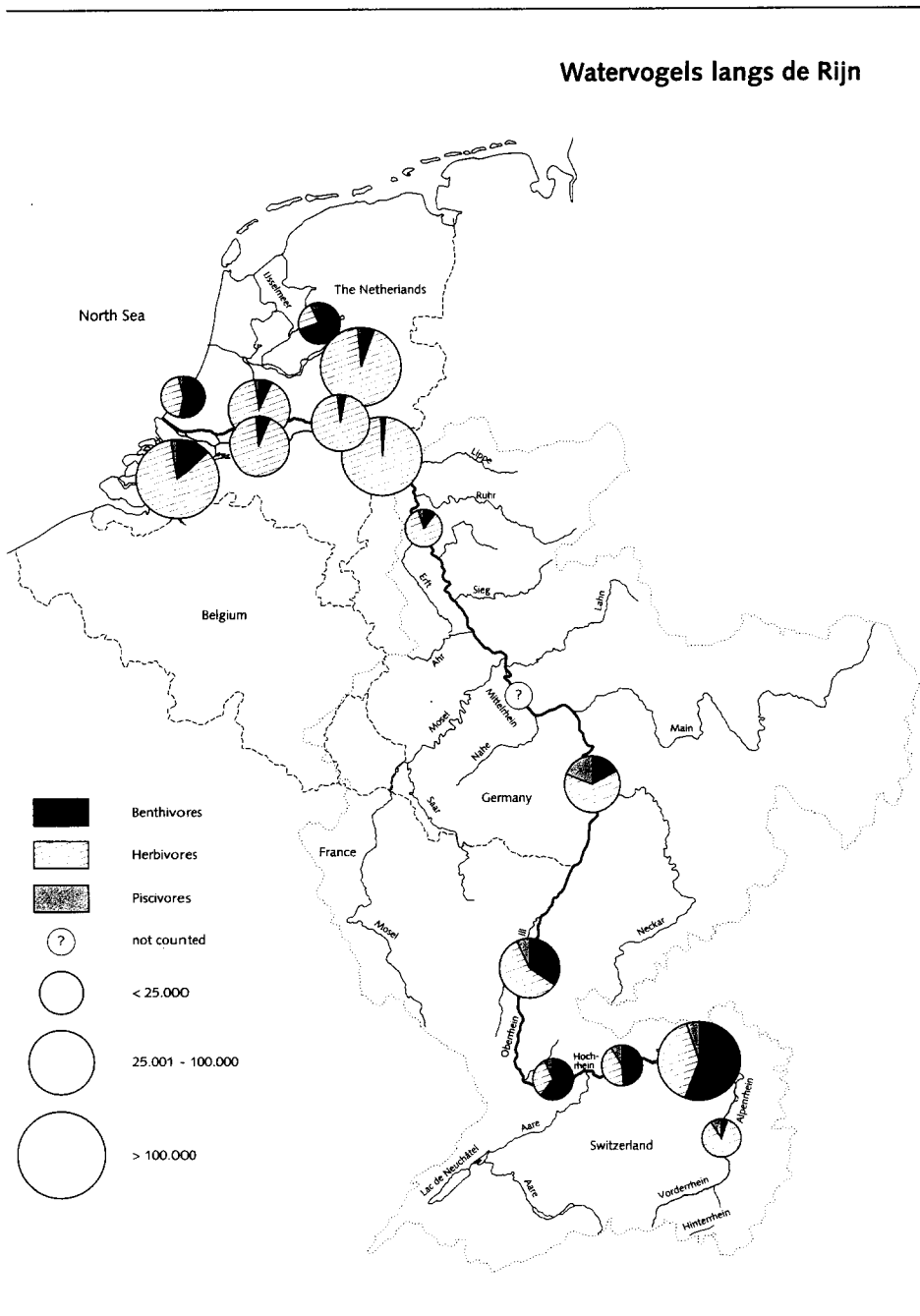


Foto 9.2  
Grote Zaagbekken en Nonnetjes



**figuur 9.10**  
 Verspreiding van watervogels langs de Internationale Rijn in januari 1995 ingedeeld naar voedselkeuze. De grootte van de cirkels is indicatief voor het totaal aantal vogels (uit Koffijberg et al. 1996).

afname in graslandgebieden en een snelle  
 ruggang in moerasgebieden. De redenen  
 oor de scherpe afname in moerassen zijn niet  
 bekend maar verdroging (verruiging) zullen de  
 soort zeker parten spelen. De Zomertaling weet  
 n uiterwaarden dus relatief goed stand te hou-  
 len maar deelt in moerasgebieden in de malaise  
 die veel moerasvogels op dit moment door-  
 maken, zowel in het stroomgebied van de Rijn  
 als elders in Nederland.

## Conclusies

Het stroomgebied van de Rijn is belangrijk  
 voor een groot aantal vogelsoorten in verschil-  
 lende perioden van het jaar. De grootste aantal-  
 len vogels zijn in de winterperiode aanwezig,  
 wanneer het Rijnsysteem zeer belangrijk is voor  
 met name herbivoren. In strenge winters die-  
 nen de Rijntakken tevens als belangrijk refugium  
 voor vis- en macrofauna-etende watervo-

## Methoden

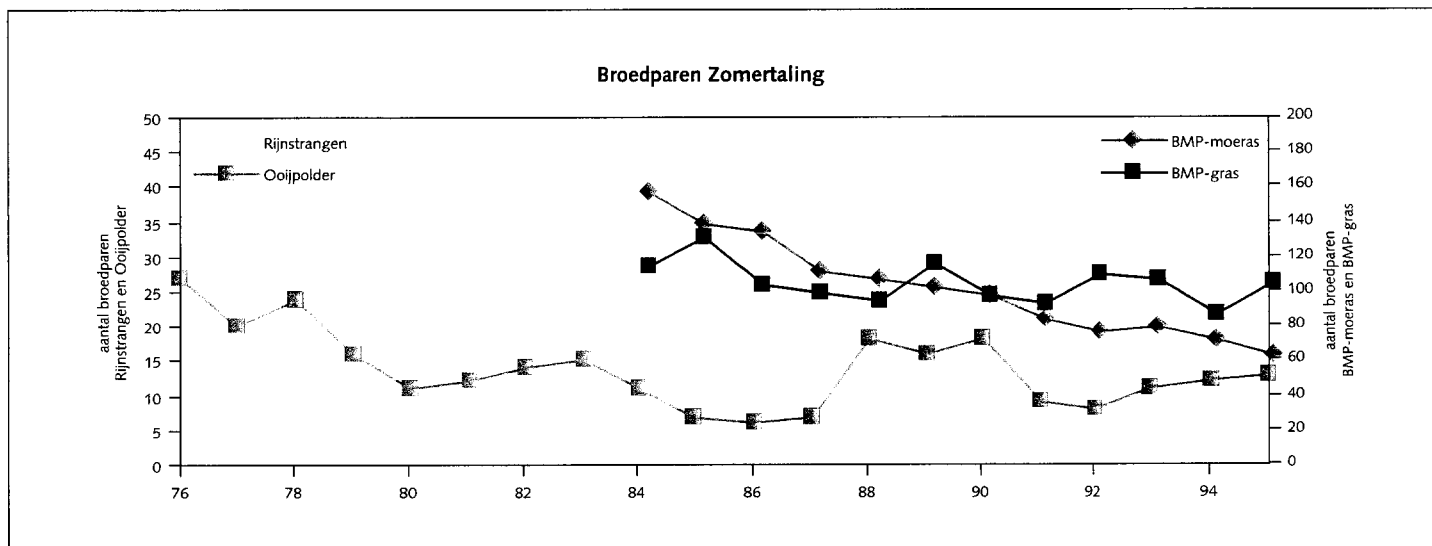
**Watervogels:** Een groot deel van de lange reeks  
 van tellingen van de IJssel, Waal, Rijn en Lek sinds  
 het seizoen 1969/70 is uitgevoerd door vrijwilli-  
 gers onder coördinatie van de Vogelwerkgroep  
 Grote Rivieren (Van den Bergh et al. 1979). Voor  
 het Beneden-rivierengebied is gebruik gemaakt  
 van telgegevens van de provincie Zuid-Holland en  
 van boottellingen die door Rijkswaterstaat directie  
 Zuid-Holland worden uitgevoerd. De monitoring  
 van watervogels van de Zoete Rijkswateren wordt  
 sinds 1992/93 gecoördineerd door SOVON  
 Vogelonderzoek Nederland in opdracht van RIZA  
 en het Informatie Kennis Centrum-Natuurbeheer  
 van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Vis-  
 serij. Voor de bespreking van het voorkomen van  
 watervogels is gekozen voor het winterhalfjaar,  
 omdat dat beter aansluit bij de jaarcyclus van de  
 te bespreken soorten. Daarbij zijn vooral tellingen  
 beschikbaar uit de periode september tot en met  
 april. Bij de bespreking is het Rijnsysteem  
 onderverdeeld in 4 deelgebieden; Waal, IJssel, Rijn  
 en Beneden-Rivieren (Beneden-Merwede en  
 Oude Maas, de Lek vanaf Schoonhoven, Nieuwe  
 Maas en de Nieuwe Waterweg).

De resultaten van het seizoen 1994/95 worden  
 vergeleken met het gemiddelde van de vooraf-  
 gaande 5 seizoenen. De aantalsontwikkelingen  
 over langere termijn (teruggaande tot het seizoen  
 1969/70) worden gepresenteerd aan de hand van  
 het aantal vogeldagen per seizoen (sept.-apr.). Dit  
 aantal is voor elke vogelsoort berekend door de  
 seizoenssom van de maandelijkse tellingen te ver-  
 menigvuldigen met het gemiddeld aantal dagen  
 per maand van de periode september tot en met  
 april. Van het deelgebied Beneden-Rivieren zijn de  
 telgegevens van voor 1986 minder compleet.  
 Deze worden niet gebruikt bij de weergave van de  
 ontwikkeling in vogeldagen. Bij de andere Rijntak-  
 ken waren de tellingen vrijwel volledig. Voor het  
 berekenen van het aantal vogeldagen werden  
 ontbrekende tellingen gecompenseerd door het  
 gemiddelde van voorgaande en de volgende tel-  
 ling in te vullen. Dit was slechts op beperkte  
 schaal noodzakelijk.

**Broedvogels:** In het stroomgebied van de Rijn  
 worden de meeste kolonievogels en zeldzame  
 soorten jaarlijks geïnventariseerd in het kader van  
 het Landelijk Soortonderzoek Broedvogels (LSB)  
 van SOVON. Daarnaast vinden jaarlijks inventari-  
 saties plaats in steekproefgebieden, in het kader  
 van het Broedvogelmonitoringproject (BMP) van  
 SOVON in samenwerking met het Centraal  
 Bureau voor de Statistiek (CBS). Het broedvogel-  
 meetnet wordt financieel ondersteund door het  
 IKC.

gels uit andere wateren. Het water van de Rijn-takken is doorgaans nog ijsvrij, wanneer andere grote wateren elders in Nederland al dichtgevroren zijn. In het zomerhalfjaar biedt de diverse schakering aan biotopen broedgelegenheid aan enkele kenmerkende vogelsoorten van waterrijke en vochtige terreinen. In het vroege voorjaar is het gebied belangrijk voor Grutto's, die hier op krachten komen na de lange trekvlucht uit Afrika, voordat zij zich verspreiden over de binnendijkse broedgebieden. Een andere belangrijke functie vervult het gebied in de nazomer, wanneer grote aantallen Kieviten zich in de uiterwaarden verzamelen om er te ruien. Voor Nederlandse begrippen hebben natuurlijke processen nog steeds een grote invloed in het stroomgebied van de Rijn. Deze natuurlijke dynamiek, de uitgestrektheid en de aanwezigheid van grazige uiterwaarden maken het gebied voor vogels aantrekkelijk. Echter, ook het Rijnstelsel staat in toenemende mate onder menselijke invloed. Belangrijke ingrepen die verregaande ecologische veranderingen betekenden, betreffen enerzijds de toegenomen waterbeheersing van de riviertakken door de aanleg van stuwen, het aanleggen van meer strekdammen en kanalisatie. Anderzijds zijn grote veranderingen opgetreden in de uiterwaarden in landgebruik

en intensivering van de landbouw. Er zijn aanwijzingen dat sommige plantenetende vogelsoorten tijdelijk geprofiteerd hebben van de toegenomen bemesting. Een verbeterde afwatering van de uiterwaarden, waardoor het effect van inundaties nog maar zeer beperkt is, het veranderende landgebruik en de lagere mestgift is de vermoedelijke oorzaak van o.a. een uniformere grasmat waar met name in grote groepen opererende grazers van kunnen profiteren.



**Figuur 9.11**

Ontwikkeling van de Zomertaling in de Ooijpolder (uiterwaardgrasland) en de Rijnstrangen (binnendijks moeras), vergeleken met de landelijke trends in grasland en moeras. Gepresenteerd zijn indexen berekend op grond van broedvogeltellingen van proefvlakken die jaar op jaar geïnventariseerd worden in het kader van het Broedvogel Monitoring Project (BMP) van SOVON.

# 10. Zoogdieren

Dennis Wansink<sup>1</sup> & Floor van der Vliet<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Vereeniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, <sup>2</sup>Stichting Vleermuisbureau

## inleiding

Over de verspreiding van zoogdieren in Nederland is relatief weinig bekend. Toch kan het vlietgebied voor verschillende groepen zoogdieren een belangrijk leefgebied zijn. De rivier en haar uiterwaarden kunnen voor zoogdieren verschillende functies vervullen. Zoogdiersoorten kunnen er tijdelijk of permanent verblijven, en de rivier als trekroute gebruiken. Voor sommige soorten kan de rivier een barrière vormen bij het uitbreiden van het areaal. Op het belang van de rivier en de uiterwaarden voor enkele specifieke soorten wordt in dit hoofdstuk uitgebreid ingegaan.

## Resultaten

Sinds 1970 zijn van de 65 soorten zoogdieren die nu nog in Nederland leven er 37 in de uiterwaarden van de Rijn en zijn zijrivieren aangevonden (tabel 1), een aantal van deze soorten is specifiek aan water gebonden (figuur 1). Bij de interpretatie van de tabel is het belangrijk te beseffen dat er vrijwel geen gerichte inventarisatie of monitoring van zoogdieren in de uiterwaarden plaats vindt (een uitzondering hierop is de jaarlijkse inventarisatie van Stichting ARK in de Gelderse Poort, schrift. med. W. Bosman). Het merendeel van de gegevens betreft dan ook toevallige zichtwaarnemingen of doodvondsten. Soorten waarvan de aanwezigheid opvallend is, zoals Mol, Konijn, Haas en Egel, worden bijvoorbeeld vaak vermeld in tegenstelling tot andere algemene soorten die meer verborgen leven zoals Bosspitsmuis, Dwergvleermuis of Otter. Het ontbreken van een soort langs een bepaalde riviertak volgens de tabel, wil dus niet zeggen dat de soort daar niet voorkomt. De tabel zegt vooral iets over de inventarisatie-intensiteit langs de verschillende riviertakken. Zo zijn inventarisaties van muizen en vleermuis vooral uitgevoerd langs rivierdelen met oude strangen, kleiputten en besloten landchappen, plaatsen waar men de meeste soorten verwachtte.

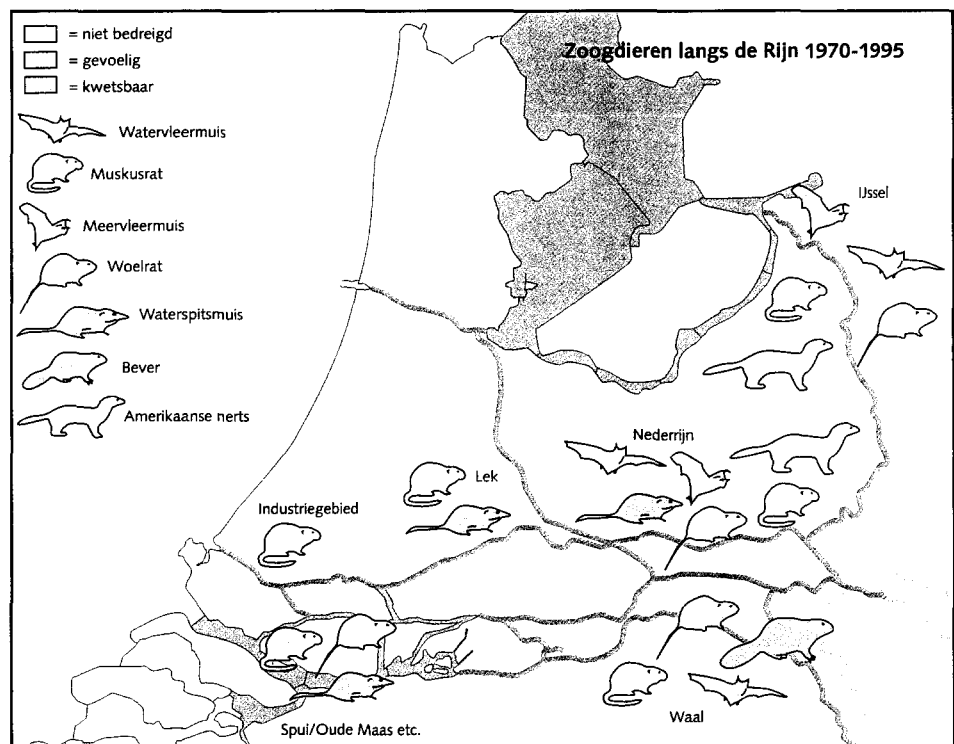
Onderzocht zijn twee soorten in de tabel opgenomen, waarvan maar één waarneming bekend is:

Eekhoorn en Boommarter. Hoewel dit niet bewezen kan worden gaat het waarschijnlijk om toevallige waarnemingen van zwerfende exemplaren.

### Insekteneters

Met uitzondering van de Veldspitsmuis zijn alle in Nederland inheemse insekteneters buitendijks waargenomen. En van alle soorten kan gezegd worden dat de uiterwaarden als permanente verblijfplaats worden gebruikt. Zelfs een droogteminnende soort als de Huisspitsmuis leeft hier. Alleen in de uiterwaarden van de Lek en langs Spui/Dordtse Kil/Merwede/Oude Maas is de Huisspitsmuis niet waargenomen, waarschijnlijk omdat er in dit gebied weinig inventarisaties zijn uitgevoerd. Het ontbreken van de Huisspitsmuis langs de Lek heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat deze soort hier ook binnendijks - in de Krimpener- en Alblasserwaard - niet voorkomt (Hoekstra 1992, Mostert

1995b). De Waterspitsmuis lijkt te ontbreken langs de IJssel en de Waal. In de periode 1930-1970 is de soort hier wel aangetroffen (Van Laar 1992). Volgens Hollander & Van der Reest (1994) is de Waterspitsmuis in Nederland sinds 1960 sterk in aantal achteruitgegaan, zowel vanwege het slechter worden van de waterkwaliteit als vanwege het verdwijnen van natuurlijke oevertaluds door kanalisatie en oeverbeschermende maatregelen. Nu de waterkwaliteit van de Rijn weer verbeterd is en er meer natuurlijke oevers worden gecreëerd, zou het met de Waterspitsmuis beter moeten gaan. Het vaststellen van de aanwezigheid van de Waterspitsmuis is niet gemakkelijk en lukt het beste door het plaatsen van inlooppalen op speciale plaatsen, vooral in drassige oevers. Zulk onderzoek met vallen is tijdrovend en wordt maar weinig uitgevoerd. Dit betekent dat de verspreidingsgegevens van deze soort erg fragmentarisch zijn.



Figuur 10.1

Aan water gebonden zoogdiersoorten die langs de Rijn en zijn zijtakken zijn waargenomen in de periode 1970-1995. Het ontbreken van waarnemingen is geen bewijs dat de soort hier niet voorkomt, maar kan ook een aanwijzing zijn dat er weinig geïnventariseerd is in het gebied! Aanvullende waarnemingen kunnen gestuurd worden naar de VZZ in Utrecht. De kleur van de symbolen geeft de status van de soort weer volgens de Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland (Lina & Van Ommering 1994). De Otter is al sinds 25 jaar niet meer met zekerheid waargenomen langs deze rivieren.

Tabel 10.1

Waargenomen soorten buitendijks van de Rijntakken 1970 t/m 1995. Het betreft incidentele waarnemingen. Langs de Rijntakken vindt geen monitoring van zoogdieren plaats. **vet** = kenmerkend voor zoet water milieu. Riviertrajecten: IJssel; Westervoort-Kampen; Waal; Tolkamer Gorichem Nederrijn; Pannerden-Rijswijk; Lek: Rijswijk-Krimpen aan de Lek; Merwede/Oude Maas/Dordtse Kil/Spui; Gorichem-Hoogvliet/Hollands Diep/Goudswaard; Noord/Nieuwe Maas/Industriegebied: Krimpen aan de Lek-Maasvlakte.

Soort	IJssel	Waal	Nederrijn	Lek	Merw/O Maas D.Kil/Spui	Nrd/N.Maas Ind.gebied
1. Egel <i>Erinaceus europaeus</i>	x	x	x	x	x	x
2. Mol <i>Talpa europaea</i>	x	x	x	x	x	x
3. Bosspitsmuis spec. <i>Sorex araneus/coronatus</i>	x	x	x	x	x	x
4. Dwergspitsmuis <i>Sorex minutus</i>		x	x	x	x	x
5. Waterspitsmuis <i>Neomys fodiens</i>			x	x	x	
6. Huispitsmuis <i>Crocidura russula</i>	x	x	x			x
7. Baardvleermuis <i>Myotis mystacinus</i>			x	x		
8. Watervleermuis <i>Myotis daubentonii</i>	x	x	x			
9. Meervleermuis <i>Myotis dasycneme</i>	x		x			
10. Gewone dwergvleermuis <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	x	x	x	x	x	x
11. Ruige dwergvleermuis <i>Pipistrellus nathusii</i>	x	x	x	x	x	x
12. Gewone grootoorvleermuis <i>Plecotus auritus</i>	x	x	x	x		
13. Laatvlieger <i>Eptesicus serotinus</i>	x	x	x	x	x	
14. Rosse vleermuis <i>Nyctalus noctula</i>	x	x	x	x		
15. Haas <i>Lepus europaeus</i>	x	x	x	x	x	
16. Konijn <i>Oryctolagus cuniculus</i>	x	x	x	x	x	x
17. Eekhoorn <i>Sciurus vulgaris</i>	x					
18. Rosse woelmuis <i>Clethrionomys glareolus</i>	x	x	x	x	x	
19. Veldmuis <i>Microtus arvalis</i>	x	x	x	x	x	
20. Aardmuis <i>Microtus agrestis</i>		x	x	x		
21. Woelrat <i>Arvicola terrestris</i>	x	x	x		x	
22. Muskratt <i>Ondatra zibethicus</i>	x	x	x	x	x	x
23. Bever <i>Castor fiber</i>		x				
24. Dwergmuis <i>Micromys minutus</i>	x	x	x	x	x	x
25. Bosmuis <i>Apodemus sylvaticus</i>	x	x	x	x	x	
26. Huismuis <i>Mus domesticus</i>		x	x			x
27. Bruine rat <i>Rattus norvegicus</i>	x	x	x		x	x
28. Zwarte rat <i>Rattus rattus</i>	x		x		x	
29. Wezel <i>Mustela nivalis</i>	x	x	x	x	x	x
30. Hermelijn <i>Mustela erminea</i>	x	x	x		x	x
31. Buning <i>Mustela putorius</i>	x	x	x	x	x	x
32. Amerikaanse nerts <i>Mustela vison</i>	x		x			
33. Boommarter <i>Martes martes</i>			x			
34. Steenmarter <i>Martes foina</i>	x	x				
35. Das <i>Meles meles</i>	x	x				
36. Vos <i>Vulpes vulpes</i>	x	x	x	x		x
37. Ree <i>Capreolus capreolus</i>	x	x	x			
Totaal aantal geregistreerde soorten	29	30	32	22	20	16

Tabel 10.2

In het onderstaande overzicht wordt de status (verspreiding) en het belang van water voor de verschillende Nederlandse vleermuissoorten aangegeven (+ = zeer belangrijk, " = min of meer belangrijk, - = weinig belangrijk, ? = onbekend). Niet van alle soorten is hierover met zekerheid iets te zeggen. Het onderzoek naar vleermuizen met behulp van bat-detectors (waarmee de voor de mens onhoorbare geluiden die vleermuizen voor hun oriëntatie gebruiken hoorbaar gemaakt kunnen worden) vindt pas sinds een jaar of vijftien plaats. Tevens wordt aangegeven waar de soorten hun kraamkolonies hebben: in gebouwen of in bomen.

Soort	Verspreiding	Boom/gebouw bewoner	Binding met water
Baard- en Brandts vleermuis <i>Myotis mystacinus/brandtii</i>	wenig talrijk, in het gehele land	gebouw & boom	-
Watervleermuis <i>Myotis daubentonii</i>	in waterrijk gebied vrij algemeen	boom	+
Franjestaartvleermuis <i>Myotis nattereri</i>	onvoldoende bekend	boom	?
Ingekorven vleermuis <i>Myotis emarginatus</i>		gebouw	?
Meervleermuis <i>Myotis dasycneme</i>	wenig algemeen in waterrijk gebied	gebouw	+
Vale vleermuis <i>Myotis myotis</i>	in Zuid-Nederland, maar zeer zeldzaam	gebouw	"
Dwergvleermuis <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	algemeen vooral in nazomer	gebouw	"
Ruige dwergvleermuis <i>Pipistrellus nathusii</i>	vrij algemeen	gebouw	"
Laatvlieger <i>Eptesicus serotinus</i>	vrij algemeen	gebouw	"
Rosse vleermuis <i>Nyctalus noctula</i>	plaatselijk in bosrijk gebied	boom	"
Grootoorvleermuis <i>Plecotus auritus</i>	vooral in besloten landschap, maar weinig algemeen	gebouw & boom	"
Bosvleermuis <i>Nyctalus leiseri</i>	zeer zeldzaam in bodrijk gebied	boom	?

### Vleermuizen

Iet verspreidingsbeeld van vleermuizen langs de rivieren is gebaseerd op detectorwaarnemingen en tellingen in winterverblijven (tabel 2). De Dwergvleermuis en de Ruige dwergvleermuis zijn langs bijna alle delen van de Rijn en zijn zijtakken waargenomen. Alleen langs het Calandkanaal zijn ze (nog) niet waargenomen. In het westelijke deel van de Rijntakken (Nieuwe Maas en Merwede tot aan de Noordzeekust) naast deze twee soorten alleen een waarneming bekend van een Laatvlieger langs de Noordse Kil. Hier tegenover staan de IJssel en de Nederrijn, waar respectievelijk zeven en mogelijk acht soorten zijn aangetroffen. Voor over bekend gebruiken de vleermuizen de uiterwaarden vooral als foeragegebied; over de aanwezigheid van zomerkolonies is niets bekend. De kans op foeragerende vleermuizen wordt dan ook voor een belangrijk deel bepaald door de aanwezigheid van kolonies binnendijks. Wel worden enkele steenfabrieken in de uiterwaarden gebruikt voor de winterslaap (zie kader). Vleermuizen zijn, naast Otters en bevers, waarschijnlijk de enige zoogdiersoorten die de rivier zelf als trekroute gebruiken. Zowel als trekroute tussen verblijfplaatsen en jachtgebieden en jachtgebieden onderling, als tussen zomerverblijfplaatsen en overwinteringsplaatsen. Er zijn hierover echter weinig gegevens. Uit onderzoek in de jaren vijftig is wel komen vast te staan dat de Meervleermuis de IJssel als trekroute gebruikte tussen zomerverblijfplaatsen in Friesland en Groningen, en mergelgroeven in Zuid-Limburg waar de soort overwintert. Of dit nog steeds gebeurt is onbekend (schrift. med. G. Glas). Langs de kust vindt in de nazomer en herfst trek van vleermuizen plaats. Op de Maasvlakte is in het najaar enige migratie van de Ruige dwergvleermuis opgemerkt. Bovendien zijn hier bij de vuurtoren twee bijzondere soorten waargenomen, namelijk de Tweekleurige vleermuis en de Bosvleermuis (Mostert & Wondergem 1993). Deze waarnemingen houden vermoedelijk verband met trek van vleermuizen langs de kust.

### Haasachtigen

Konijnen en Hazen zijn bijna overal waargenomen. Konijnen zijn zelfs in de weinige groene plekken in het industriegebied langs het Calandkanaal en de Nieuwe Waterweg als vaste bewoners gesignaleerd. Voor de Haas is het in dit gebied waarschijnlijk toch iets te kaal.

### Woelmuizen

Onder de woelmuizen bevinden zich enkele soorten die kenmerkend zijn voor de oeverzone. Dit zijn de Muskusrat, de Woelrat en de Noordse woelmuis. Het zijn soorten die ook voor hun migratie en dispersie in sterke mate aan water gebonden zijn.

De Noordse woelmuis is tot 1995 nergens waargenomen. Ook uit het verleden zijn geen waarnemingen bekend uit de uiterwaarden van de Rijn en zijn zijrivieren. In 1995 zijn bij braakbalonderzoek langs de Oude Maas wel schedelresten van Noordse woelmuizen aangetroffen, of de soort ook buitendijks leeft is echter onzeker. Het ontbreken van deze woelmuis hangt mogelijk samen met de aanwezigheid van de Aard- en de Veldmuis in de uiterwaarden. In

niet al te natte terreinen wordt de Noordse woelmuis waarschijnlijk door de Aard- en de Veldmuis verdriven (Van Apeldoorn et al. 1992). Zo is de Noordse woelmuis wel binnendijks aangetroffen rond de Nieuwe Waterweg, waar Aardmuizen zowel binnen- als buitendijks ontbraken. Veldmuizen zijn hier overigens wel binnendijks aangetroffen. De Woelrat ontbreekt langs de Lek en in het geïndustrialiseerde en verstedelijkte gebied van Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg. Waarschijnlijk is dit een artefact, want binnendijks komt de soort wel in deze omgeving voor. Daar staat tegenover dat de Woelrat volgens (Niewold 1993) in aantal achteruit zou gaan. Als mogelijke oorzaken noemt hij biotoopveranderingen zoals intensief oeverbeheer, verdroging, omploegen van weilanden en de intensieve jacht op Muskusratten, waarbij ook Woelratten worden gevangen. De Muskusrat bezet, ondanks de intensieve jacht, wel het hele stroomdal van de Rijn en zijn zijrivieren.

Van de andere woelmuizen is vooral de Veldmuis in de uiterwaarden algemeen. Niet zo verwonderlijk, want zij behoort tot de soorten die



Foto 10.1

Waterveermuizen *Myotis daubentoni* (foto) en Meervleermuizen *M. dasycneme* zijn de enige vleermuissoorten die direkt afhankelijk zijn van water. Zij 'harken' hun prooi van het wateroppervlak. Dit gaat het best als het wateroppervlak vlak is, zoals bij windstille of op beschutte plaatsen. Opgaande begroeiing op de oever zorgt voor beschutting. Begroeiing in of op het water (bijv. kroos) werkt juist weer in het nadeel van deze twee soorten. De andere vleermuissoorten zijn indirect ook afhankelijk van water, omdat daar meestal veel insecten vertoeven.

kenmerkend zijn voor pioniervegetaties en die komen veelvuldig voor in uiterwaarden die regelmatig overstromen. Aardmuizen en Rosse woelmuizen worden juist meer in latere vegetatiestadia aangetroffen, waarbij de Rosse woelmuizen dicht in de buurt van bosschages op de hogere gronden blijven.

### Bever

In het najaar van 1994 zijn 15 Bevers uitgezet in de Ooijpolder bij Nijmegen, met het doel een tweede populatie Bevers in Nederland te creëren. Dit project had een weinig gelukkig begin: zes dieren stierven binnen enkele weken na het uitzetten (Nolet 1995). Vijf anderen verdwenen en zijn mogelijk ook gestorven. In april 1995 werd er nog één gezien in de buurt van Ewijk. De overige drie verbleven rond die tijd nog in de Ooijpolder. Over de doodsoorzaken is weinig bekend: liggen die in de Ooijpolder of in het gebied van oorsprong (Duitsland)?

De populatie in de Biesbosch doet het daarentegen goed. Deze populatie is groeiende en zo af en toe maken dieren van hier uitstapjes langs de Merwede richting de Afdamde Maas (Dijkstra 1996).

### Ware muizen

De meest waargenomen ware muis is de Bosmuis. In Nederland bereikt de Bosmuis de hoogste dichtheden in droge, min of meer gestoorde milieu's op voedselrijke bodem (Wammes 1992). De uiterwaarden zijn goede voorbeelden van dergelijke milieu's. Bosmuizen hebben een grote actieradius en behoren tot de soorten die snel nieuwe gebieden koloniseren. Na een overstroming is de Bosmuis de eerste soort die in de uiterwaard aangetroffen wordt (schrift. med. W. Bosman).

Andere algemene ware muizen in de uiterwaarden zijn de Dwergmuis en de Bruine rat. Soorten, die weliswaar vaak in vochtige terreinen worden aangetroffen, maar daar niet van afhankelijk zijn. In het winterhalfjaar trekken ze veelal naar drogere terreinen. Beide hebben behoefte aan een dichte oever-vegetatie.

De Huismuis en de Zwarte rat worden alleen aangetroffen in of in de buurt van menselijke bewoning, zoals in de havens.

### Roofdieren

De kleine marterachtigen Wezel, Hermelijn en Bunzing zijn overal waargenomen. Waarschijnlijk vormen de uiterwaarden goede leefgebieden voor deze marters, omdat ze rijk zijn aan prooidieren en er weinig menselijke verstoring is. In tijden van hoog water is het voor deze soorten een waar paradijs als de (spits)muizen uit hun schuilplaatsen gedreven worden en de schaarse hogere delen moeten opzoeken. Op enkele plaatsen, met name langs de IJssel, zijn Amerikaanse nertsen waargenomen. Het gaat waarschijnlijk altijd om exemplaren die uit nertsenfarms zijn ontsnapt. Langs de Rijn en zijn zijtakken zijn tot nu toe nog geen in het wild geboren jonge nertsen aangetroffen.

Van de grotere marterachtigen worden de Das en de Steenmarter regelmatig in de uiterwaarden waargenomen. Of ze hier ook permanent verblijven is niet duidelijk. Beide bezetten grote territoria. In de Havikswaard langs de IJssel bezetten Dassen wel regelmatig bijburchten, maar deze worden tijdens hoog water verlaten. In de Millingerwaard heeft ook een tijdje een Das in een burcht geleefd. In de uiterwaarden van de Maas verblijven wel enkele Dassen permanent op de hogergelegen terreinen (waarvan sommige speciaal voor Dassen gecreëerd zijn). Behalve het gevaar van overstroming lopen de Dassen ook gevaar vergiftigd te worden. Althans, in dassen die vermoedelijk in de Maas-uitwaarden foerageerden werden hogere gehalten cadmium, kwik, koper en zink aangetroffen dan in dassen die niet in rivieruiterwaarden foerageerden (Ma & Broekhuizen 1989). Bij een derde van de dieren werd de grenswaarde van cadmium, waarop schade aan nieren te verwachten is (200 mg/g drooggewicht), overschreden. Ma & Broekhuizen wijten de hoge gehalten aan metalen aan het dieet van de Dassen, dat voornamelijk uit regenwormen bestaat. Regenwormen kunnen relatief veel zware metalen uit de bodem opnemen (Kerkhofs 1993). Dit betekent dat andere soorten met een vergelijkbaar dieet (bijv. de Mol en de spitsmuizen) hetzelfde gevaar lopen. Overigens waren bijna alle in dit onderzoek betrokken Dassen van de Maas-uitwaarden

gestorven als verkeersslachtoffer.

Voor Dassen en Steenmarters geldt dus dat ze alleen in de uiterwaarden van de Rijn (takken) worden aangetroffen als zich binnendijks populaties bevinden. Hetzelfde geldt voor de Boom-marter die in de uiterwaarden van de Nederrijn is waargenomen. Of de uiterwaarden voor deze Boom-marter een onderdeel van zijn leefgebied vormde is niet duidelijk. Het betrof een verkeersslachtoffer en zou dus een dispergerend exemplaar kunnen zijn geweest.

Vossen zijn overal waargenomen, behalve langs Merwede/Oude Maas/Dordtse Kil/Spui. In deze omgeving komt de Vos ook binnendijks niet voor. In de loop van deze eeuw heeft de Vos zijn areaal van oost naar west uitgebreid. Daarnaast heeft een uitbreiding vanuit de duinen plaatsgevonden met waarschijnlijk van oorsprong uit vangenschap ontsnapte dieren. De beide uitbreidingen naderen elkaar bij Rotterdam. Ook in de Dordtse Biesbosch zijn al Vossen waargenomen, maar in het tussenliggende gebied nog niet. Voor een opportunist als de Vos leveren de uiterwaarden veel mogelijkheden, maar op de meeste plaatsen vormen de uiterwaarden waarschijnlijk slechts een deel van zijn leefgebied.

### Evenhoevigen

Voor Reeën geldt hetzelfde als voor Vossen. Ook zij hebben in de loop van deze eeuw hun areaal van oost naar west uitgebreid, maar zijn nog niet in staat gebleken de omgeving van de Oude Maas te koloniseren. Het Ree is een dier van de overgang tussen loofbos en open terrein en wordt alleen in meer open terreinen aangetroffen als de bossen overbevolkt zijn. In uiterwaarden met weinig beschutting zullen reeën dan ook niet zo gauw hun leefgebied kiezen.

Hier staat tegenover dat de uiterwaarden een ideaal biotoop zijn voor Edelherten. Dat zij hier nog niet zijn waargenomen heeft te maken met het feit dat Edelherten binnen afgesloten reservaten worden gehouden. In principe zouden ze ter hoogte van Rheden makkelijk de uiterwaarden van de IJssel kunnen bereiken.



## Discussie

In en langs de Rijn en zijn zijtakken worden allerlei maatregelen genomen om de rivier een natuurlijker uiterlijk te geven. De rivier mag op enkele plaatsen buiten haar oevers treden, de ontwikkeling van (ooi)bos wordt gestimuleerd en de watervervuiling wordt beperkt. Voor sommige zoogdiersoorten heeft dit waarschijnlijk positieve gevolgen. Zo zal de Waterspitsmuis waarschijnlijk profiteren van het schoner worden van het water. Met het ouder worden van de (ooi)bossen zullen er waarschijnlijk meer bomen geschikt worden voor vleermuizen om er kolonies te stichten. Door het aanpassen van de verlaten steenfabrieken en bunkers (vergelijk het voorbeeld van de Blauwe Kamer) ontstaan in de uiterwaarden geschikte winterverblijven. Om deze gebouwen ook geschikt te maken voor kraamkolonies moet er meer gedaan worden. Daarvoor zijn ze nu te koud en te vochtig. De toenemende diversiteit aan vegetatietypen zal waarschijnlijk het voedselaanbod voor zoogdieren vergroten, waardoor meer uiterwaarden geschikt worden als leefgebied voor zoogdieren. Het overstroomd van de uiterwaarden heeft echter ook nadelige gevolgen voor de niet-vliegende zoogdiersoorten. Zij moeten zich tijdig kunnen terugtrekken naar hogergelegen droge delen en vandaaruit de uiterwaarden opnieuw kunnen koloniseren. Voor Dassen zijn in de uiterwaarden van de Maas daarom speciale terpen aangelegd. Er is zelfs gesuggereerd dat dit ook voor Bevers gedaan moet worden. Nu moeten Dassen, Bevers en andere zoogdiersoorten hun heil binnendijks zoeken als de rivier ver buiten haar oevers treedt. Hierdoor komen zij in onbekend terrein, waar bovendien meer menselijke activiteit heerst (bijvoorbeeld verkeerswegen). Op plaatsen waar in de uiterwaarden geen hoogwatervluchtplaatsen zijn, kunnen de uiterwaarden alleen opnieuw gekoloniseerd worden als zich binnendijks populaties van de zoogdiersoorten bevinden. In dat geval is het goed te bedenken dat de snelheid waarmee populaties zich uitbreiden niet voor alle soorten gelijk is (zie figuur 2). De Bosmuis zal zich sneller hervestigen dan de Rosse woelmuis.

## Conclusies

De rivier zelf vervult waarschijnlijk alleen voor een aantal vleermuissoorten, Bevers, Beverrat-ten en Otters een functie, namelijk als migratie- en dispersieroute, en voor vleermuizen bovendien als jachtgebied. Voor kleinere zoogdieren is de stroming in de rivier te sterk.

Voor kleine niet-vliegende zoogdiersoorten, tot de grootte van een Haas, kunnen de uiterwaarden een belangrijk leefgebied zijn. Zij het met enige onzekerheden, waarvan de grote kans op overstroming de belangrijkste is.

Vleermuizen en de grotere niet-vliegende zoogdiersoorten gebruiken de uiterwaarden waarschijnlijk alleen als tijdelijke verblijfplaats en als foerageergebied. Zij worden alleen in de uiterwaarden aangetroffen als zich binnendijks, vlakbij de rivier, populaties bevinden. Uitzondering hierop zijn de Bever en, als ze in dit gebied zouden voorkomen, de Otter en de Beverrat.

De grote rivieren vormen voor de niet-vliegende zoogdiersoorten een barrière. Als (zeldzame) soorten aan één kant van de rivier uitsterven, dan is het waarschijnlijk moeilijk om dit gebied op eigen houtje te herkoloniseren (bijv. Steenmarter).

## Methode

De belangrijkste bron voor de hier gebruikte gegevens was het databestand van de Contactgroep Zoogdier Inventarisatie (CZI). Dit bestand is inderijd samengesteld voor de productie van de Atlas van de Nederlandse zoogdieren (Broekhuizen et al. 1992). Dit bestand bevat waarnemingen van zoogdieren tot en met 1988.

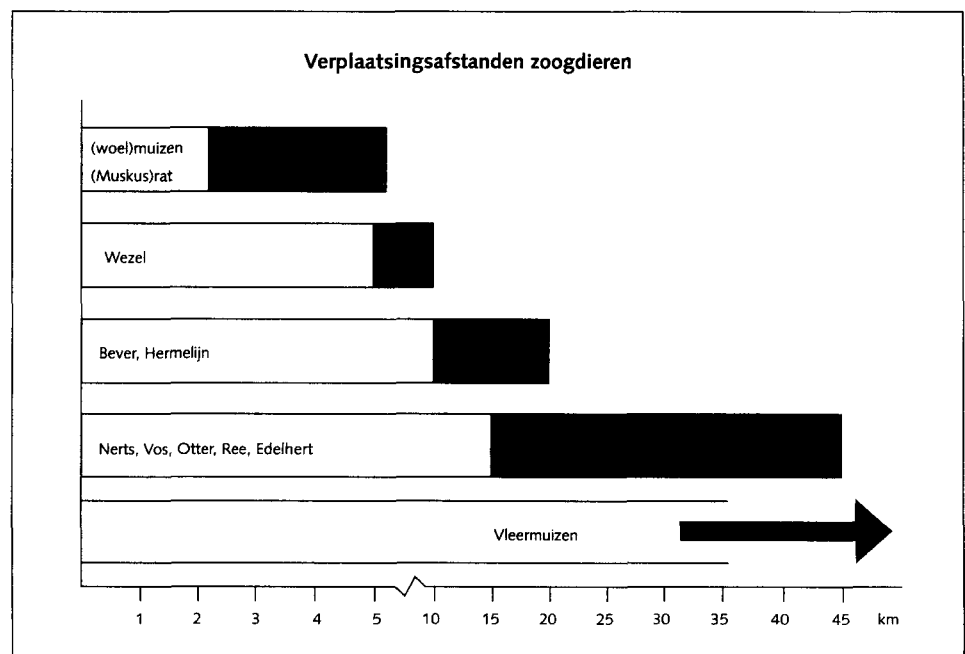
De waarnemingen in dit bestand worden weergegeven in atlasblokken (5 x 5 kilometer), soms in kilometerblok en een enkele keer in een hectometerblok. Om er zeker van te zijn dat een soort buitendijks is waargenomen, zijn alleen de waarnemingen op hectometerniveau bruikbaar en soms die op kilometerblokniveau als het kilometerblok geheel in buitendijks gebied gesitueerd is.

Voor dit rapport zijn CZI-gegevens van de periode 1970 tot en met 1988 gebruikt. Voor meer recente waarnemingen zijn regionale zoogdier- en vleermuiswerkgroepen benaderd en zijn inventarisatie rapporten van Staatsbosbeheer, SOVON, Stichting ARK, de Veldwerkgroep van de VZZ en de Zoogdierenwerkgroepen van de Jeugdbonden geraadpleegd.

Voor de vleermuizen is vooral gebruik gemaakt van gegevens die ten behoeve van het vleermuis-atlasproject van de Stichting Vleermuisonderzoek (SVO)/Vleermuiswerk-groep Nederland(VLEN) zijn verzameld tussen 1987 en 1993. Alle rivierdelen zijn steekproefsgewijs op vleermuizen geïnventariseerd. Daardoor is het beeld van de talrijkheid van de soorten niet volledig, maar is wel het overzicht van de aanwezigheid van soorten langs de verschillende rivierdelen redelijk compleet.

**Figuur 10.2**

Afstanden die enkele zoogdiersoorten afleggen tijdens dagelijkse (binnen hun home range; geel) en lange afstand verplaatsingen (dispersie; groen). Herkolonisatie van een overstromde uiterwaard zal voor een Wezel makkelijker zijn dan voor een muis. Echter, zonder de aanwezigheid van muizen zullen wezels niet zo snel in een uiterwaard gaan wonen. Naar Van Apeldoorn (1994).



## Vleermuisoverwinteringsplaatsen Floor van Vliet

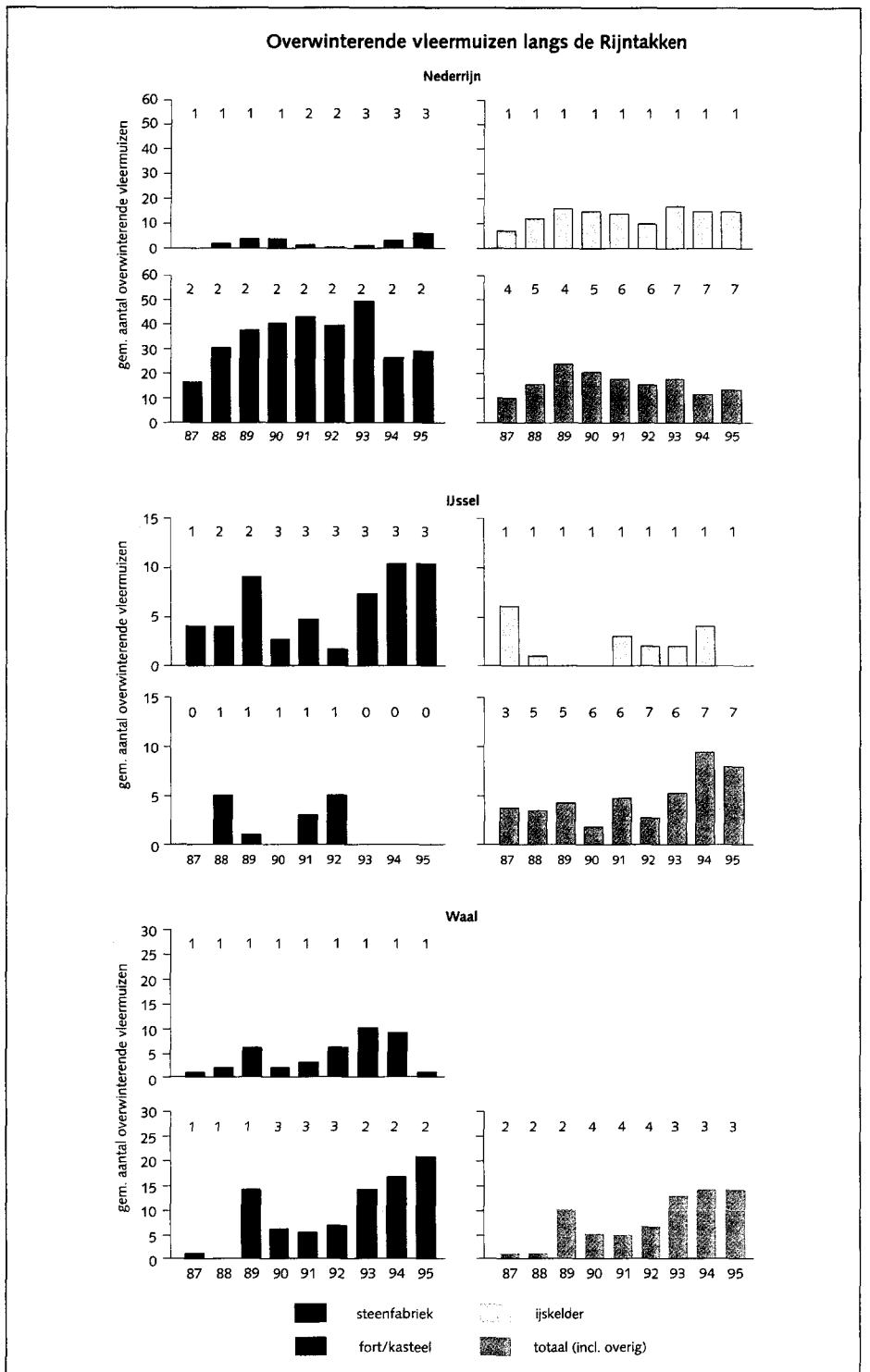
In Nederland houden vleermuizen van oktober tot april een winterslaap. Voor de overwintering wordt een plaats gekozen die vorstvrij is, donker, rustig, en waar een hoge luchtvochtigheid heerst. De meeste vleermuissoorten maken gebruik van ondergrondse ruimtes, maar sommige soorten maken ook of vrijwel uitsluitend gebruik van holle bomen. De mergelgroeven in Zuid-Limburg zijn bekende overwinteringsplaatsen van vleermuizen. Ook in forten, bunkers en kelders overwinteren vleermuizen (figuur 3).

In het rivierengebied overwinteren vleermuizen in enkele bunkers die hier en daar dicht bij de rivier aanwezig zijn. Waar zij worden aangetroffen is het aantal laag. Forten van de Hollandse Waterlinie, waarvan er enkele dicht bij de rivier zijn gelegen, herbergen grotere aantallen overwinterende vleermuizen.

Buiten gebruik geraakte ovens van steenfabrieken in de uiterwaarden voldoen met hun dikke gemetselde gewelven redelijk als overwinteringsplaats, al zijn de meeste door de talrijke openingen (schoorstenen en toegangen tot de ovens) niet vorstvrij. Meestal kruipen de vleermuizen er in spleten tussen de stenen. De soorten die overwinterend in steenfabrieken zijn aangetroffen zijn Baardvleermuis, Watervleermuis, Franjestaart en Grootoorvleermuis.

Verschillende steenovens zijn speciaal ingericht voor overwinterende vleermuizen. De oven van de voormalige steenfabriek De Blauwe Kamer bij Rhenen, in beheer bij Stichting Het Utrechts Landschap, is in 1991 voor een deel aangepast ten behoeve van overwinterende vleermuizen. De toegangen zijn op één na afgesloten en buitenop is grond aangebracht. Na de aanpassing zijn er overwinterende vleermuizen waargenomen. Onbekend is hoe snel vleermuizen op een verbetering van een winterverblijf reageren. De komende jaren zal moeten blijken of het aantal vleermuizen in De Blauwe Kamer verder stijgt. In de meeste steenfabrieken worden jaarlijks slechts enkele overwinterende vleermuizen aangetroffen. Alleen in de steenfabrieken bij Olst en Windesheim komt het aantal boven de tien (schrift. med. G. Glas). Hierbij moet wel worden bedacht dat vleermuizen in de steenovens makkelijk over het hoofd kunnen worden gezien vanwege de zeer talrijke spleten waarin zij zich kunnen verschuilen. De getelde aantallen vleermuizen in deze objecten moeten dus als een minimum worden gezien.

Slechts op enkele plaatsen in de uiterwaarden bestaat de overwinteringsmogelijkheid voor vleermuizen uit holle bomen, en zullen hier en daar vleermuizen de winter doorbrengen in huizen en gebouwen. Zo zijn in de kelder van een Gelderse boerderij in een uiterwaard s' winters vleermuizen aangetroffen. Veel boerderijen bezitten kelders, maar deze worden vaak te intensief gebruikt om als overwinteringsplaats voor vleermuizen dienst te kunnen doen. Een toenemend aantal kelders wordt bovendien verwarmd, waardoor het klimaat voor overwinterende vleermuizen ongeschikt wordt (schrift. med. G. Glas).



**Figuur 10.3**

Gemiddeld aantal overwinterende vleermuizen in objecten langs de Waal, de Nederrijn en de IJssel in de winters van 1986/87 tot en met 1994/95. De gemiddelde aantallen zijn gegeven voor steenfabrieken, ijskelders en forten. De categorie 'totaal' omvat deze drie objecten, plus enkele minder algemene objecten, zoals een bunker, een duiker en een spoorbrug. De getallen boven de kolommen geven het aantal objecten aan waar is geteld. Globaal lijkt er langs de IJssel en de Waal een toename en langs de Nederrijn een lichte afname van het aantal overwinterende vleermuizen te zijn. In hoeverre deze wintertellingen een indicatie zijn voor de aantalsontwikkeling van vleermuizen is nog een punt van discussie. Duidelijk is in ieder geval dat steenfabrieken langs de IJssel een belangrijker functie vervullen (t.o.v. forten en ijskelders) dan langs de andere twee riviertakken.

# 11. Ecotoxicologie

Hannie Maas (RIZA), Dick de Zwart (RIVM) & Henk Pieters (RIVO-DLO)

## Inleiding

De Rijn en de Rijntakken vormen een belangrijke bron van watervoorziening voor Nederland. Een groot deel van het drinkwater in Nederland wordt bereid uit het oppervlaktewater van de Rijn. Ook voor de industrie, landbouw, scheepvaart, visserij, recreatie en voor het tegengaan van verdroging in (natuur)gebieden is de Rijn een voorname bron. Dankzij internationale samenwerking en wetgeving (o.a. Internationale Rijn Commissie, Noordzeeconferentie) en nationaal milieubeleid (o.a. Nota Waterhuishouding, Rijn Actie Plan, Nationaal Milieubeleidsplan) is de waterkwaliteit van de Rijn in de tachtiger jaren aanzienlijk verbeterd. Ook de toxiciteit in het oppervlaktewater is sterk afgenomen. Met uitzondering van plaatsen in de directe omgeving van puntlozingen zijn de concentraties van aanwezige schadelijke verbindingen in de Rijn te laag om nog acute effecten waar te kunnen nemen. Ook de meer subtiele effecten van chronische blootstelling zijn moeilijk eenduidig vast te stellen.

Reductie van 50% of meer van de emissies van prioritaire microverontreinigingen (IRC 1987) is echter nog geen garantie voor het bereiken van een "gezond" ecosysteem, waarin inheemse soorten kunnen terugkeren. Hoewel de prioritair aangewezen stoffen de waterkwaliteit ernstig zullen beïnvloeden, dragen andere stoffen mogelijk ook bij aan de kwaliteit van het ecosysteem. (Hendriks et al. 1994) hebben aangetoond, dat slechts 11% van de in het oppervlaktewater van de Rijn gedetecteerde organische verbindingen de toxiciteit kan verklaren. Ook nalevering vanuit de waterbodem en toepassing van vervangende verbindingen van prioritaire stoffen kunnen er de oorzaak van zijn, dat de waterkwaliteit na reductie nog niet voldoende is verbeterd voor de terugkeer van inheemse soorten.

De actuele milieukwaliteit in verschillende compartimenten van een watersysteem wordt veelal vastgesteld aan de hand van het meten van concentraties van een relatief beperkt aantal chemische verbindingen. In een watersysteem, zoals de Rijn en de Rijntakken, is echter een enorme verscheidenheid aan potentiële toxicanten

aanwezig, waarvoor het onmogelijk is alle effecten en relaties met planten- en diersoorten vast te leggen. De ecotoxicologie benadert dit probleem door metingen te verrichten aan een beperkt aantal organismen en deze te extrapoleren naar de gevolgen of risico's voor het gehele aquatische ecosysteem. In gestandaardiseerde testen (bioassays) wordt de biologische beschikbaarheid en de gecombineerde werking van stoffen direct gemeten, waardoor informatie over effecten van de in de compartimenten aanwezige bekende en onbekende stoffen verschaft wordt.

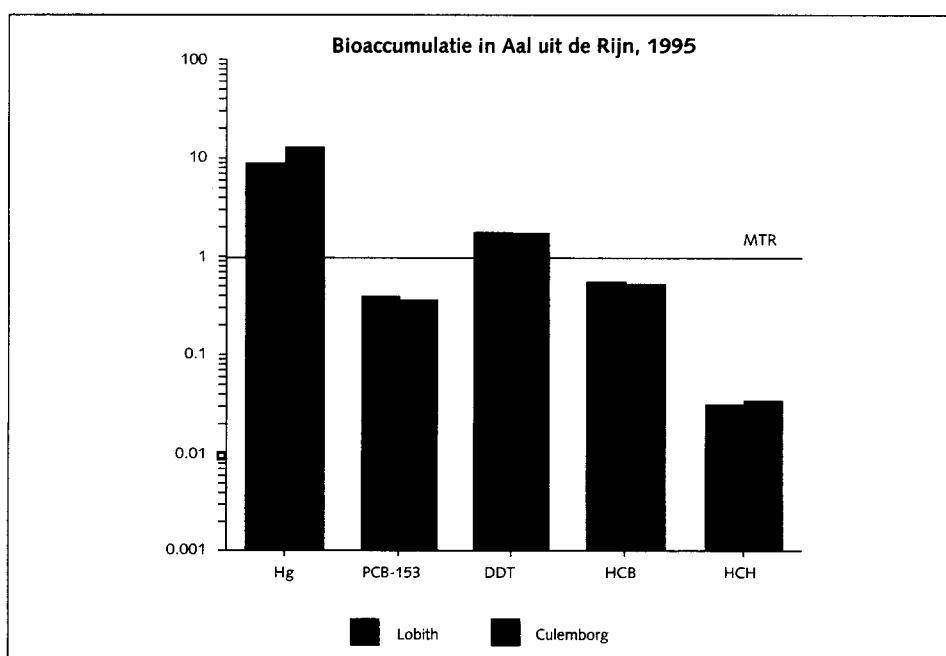
Veel stoffen hopen zich op in organismen en kunnen via doorgifte als voedsel risico's vormen voor hogere soorten. Inzicht in de biologische beschikbaarheid en de verspreiding van stoffen in de voedselketen wordt verkregen door de opname van deze stoffen in een aantal organismen te meten. Resultaten van de studies worden gerelateerd aan de chemische kwaliteit van water en sediment en aan effecten, die voorkomen op bepaalde soorten in het veld. In het biologisch meetprogramma zijn actuele risico's van de verontreiniging voor het watersysteem van de Rijn en Rijntakken vastgelegd op een enkele lokatie van het systeem. Aan de hand van gegevens uit onderzoek van voor-

gaande jaren, meetnetgegevens van RIVO en RIVM en onderzoeksgegevens van het Rijn Actie Programma is gekeken hoe de kwaliteit zich in de loop van de tijd heeft ontwikkeld. Het meetprogramma bestaat uit drie onderdelen: bioaccumulatie in Aal en Driehoeksmosselen, toxiciteitsmetingen in oppervlaktewater en het bestuderen van effecten van waterbodems in laboratorium en veld.

## Resultaten

### Accumulatie in Aal

Met uitzondering van kwik, bestaat er geen verschil in accumulatie-niveau's in Aal gevangen in Lobith of in Culemborg (figuur 1). Het kwikgehalte in Aal uit de Lek in Culemborg ligt een factor 1.5 hoger dan het gehalte in de Rijn bij Lobith. In 1995 liggen de gehalten voor kwik en  $\Sigma$ DDT nog ruim boven het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) (figuur 1). De gehalten aan kwik overschrijden het MTR met een factor van ca. 3. Hoewel de overschrijdingen niet ernstig zijn, zijn risico's van deze stoffen op het aquatisch ecosysteem niet geheel uitgesloten. Ook de gehalten aan PCB153 en HCB liggen nog relatief hoog. Het gehalte aan Lindaan benadert het Verwaarloosbaar Risico



figuur 11.1

De overschrijdingsfactor van het Maximaal Toelaatbaar Risico voor stoffen gemeten in Aal in de Rijn bij Lobith en Culemborg. Een overschrijding van het MTR (> 1) betekent een risico voor het aquatisch ecosysteem.

( $VR=MTR/100$ ). Accumulatie-niveau's in Aal in Lobith liggen t.o.v. het Hollandsch Diep en het Haringvliet op een vergelijkbaar niveau. Hexachloorbenzeen vormt hierop een uitzondering. De gehalten van deze verbinding in zwevend stof nemen als gevolg van verdamping en afbraak in stroomafwaartse richting van de Rijn sterk af, wat zich aftekent in het accumulatie-niveau in Aal. In het Ketelmeer liggen de gehalten van stoffen in Aal over het algemeen een factor 2-3 lager dan de gehalten in Lobith. In schone gebieden, zoals het Wolderwijd worden concentraties van PCB153 en HCB in Aal gemeten, die een factor 30 lager liggen. In vergelijking met de Maas bij Borgharen worden in 1995 in de Rijn hogere gehalten in Aal gemeten. Alleen lindaan ligt in de Maas op een drie maal zo hoog accumulatie-niveau als dat van de Rijn.

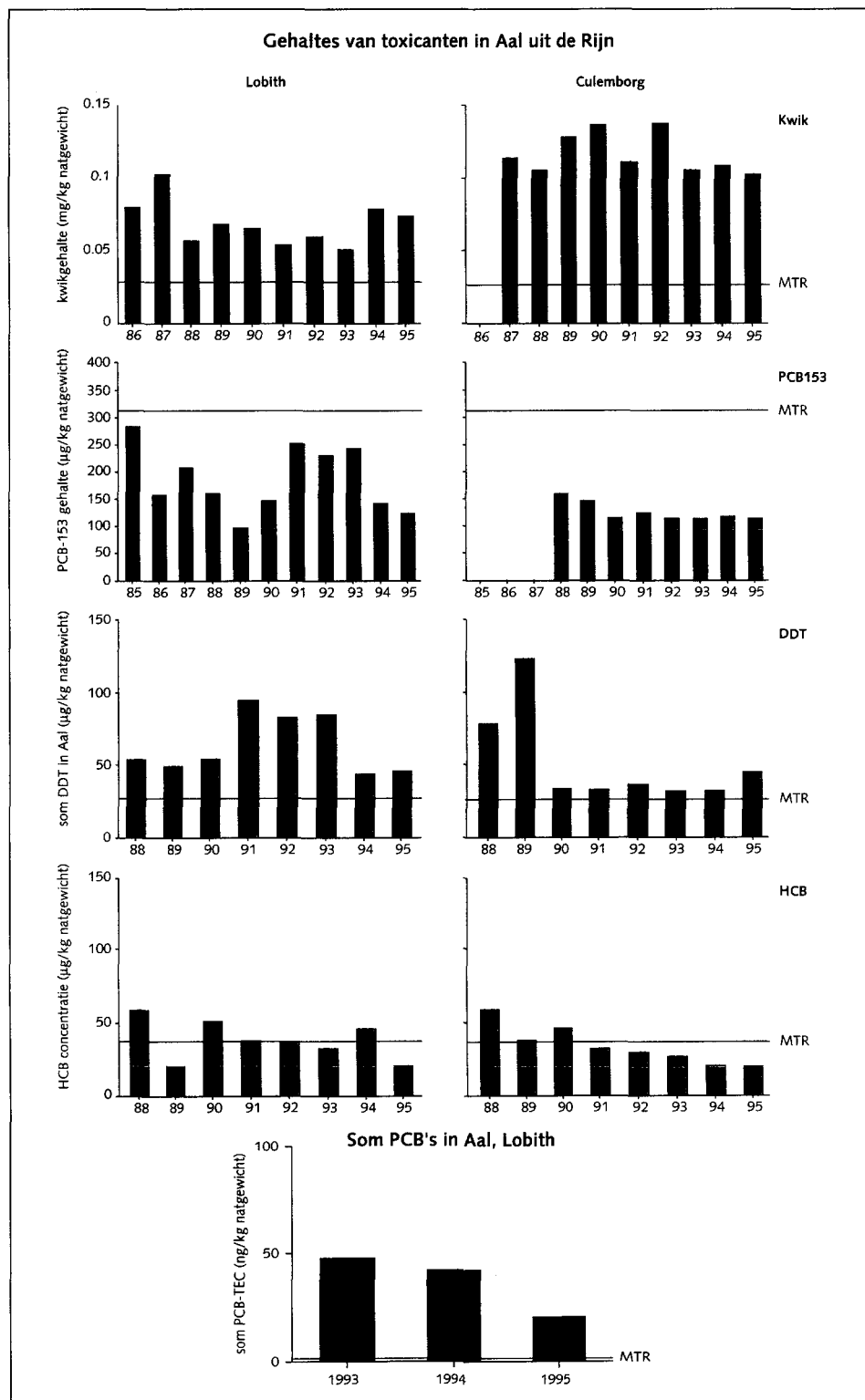
#### Ontwikkelingen en trends

In 1988 is door het RIVO een uitgebreide meetcampagne in het kader van het Rijn Actie Programma uitgevoerd (Van der Valk et al. 1989a), waarbij langs verschillende Rijntakken concentraties in Aal gemeten zijn. Het blijkt, dat de concentraties in Aal gemeten in Lobith weinig verschillen met de concentraties, gemeten in de Waal (Tiel) en de Lek (Krimpen). In de IJssel (Deventer) liggen de gehalten over het algemeen op een iets lager niveau.

Het RIVO voert al sinds begin tachtiger jaren metingen uit op verschillende lokaties in het Rijnstroomgebied. In figuur 2 wordt voor enkele stoffen de trend van de accumulatie in Aal gevangen in Lobith en in Culemborg vanaf 1985 weergegeven. In Lobith treedt voor alle stoffen een sterke fluctuatie op. Ondanks de afname van concentraties van stoffen in water en zwevend stof (Hoogeveen 1994), is geen duidelijke afname in accumulatie-niveau's waar te nemen. In Culemborg liggen de gehalten in de loop van de jaren meer op gelijk niveau.  $\Sigma DDT$ -gehalten zijn na 1989 sterk afgenomen, maar in 1995 weer verhoogd. Voor HCB is wel een duidelijke afname te constateren. Het gehalte ligt al sinds begin jaren negentig onder het MTR. Opvallend zijn de gehalten aan kwik in Culemborg, die gedurende de hele meetperiode hoger liggen

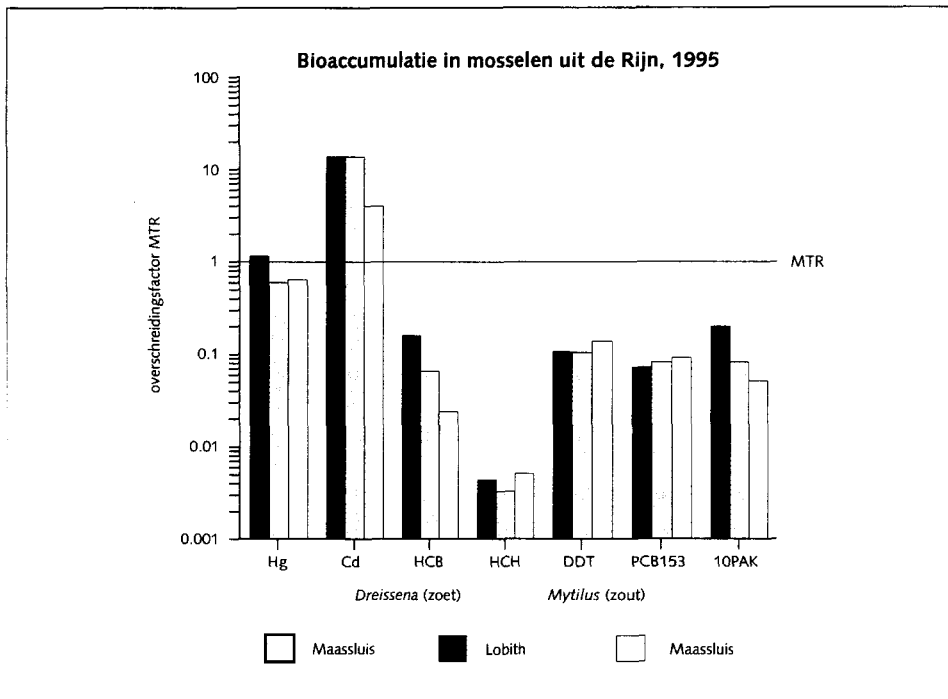
dan in Lobith. De afname van totaal kwikgehalten in de Rijn bij Lobith, sinds 1980 met een factor 4 (Hoogeveen 1994), wordt niet weerspiegeld in de accumulatie-niveau's van kwik in

Aal. (Pieters en Hagel 1992) wijten de stagnatie in daling van accumulatie-niveau's in Aal aan een nog hoge nalevering van methyl-kwik, via voedselorganismen, vanuit de bodem. De Aal,



**Figuur 11.2**

Gehaltes aan kwik, PCB 153,  $\Sigma DDT$ , HCB en  $\Sigma PCB-TEC$  (mg/kg nat), gemeten in Aal uit de Lek bij Culemborg en Lobith (RIVO). De gehalten zijn gecorrigeerd voor "standaard" vis (5% vet en 10% drooggewicht).



**Figuur 11.3**  
De overschrijdingsfactor van het Maximaal Toelaatbaar Risico voor stoffen gemeten in Driehoeksmossel in de Rijn bij Lobith en bij Maassluis. Bioaccumulatie in het zoute deel van de Nieuwe Waterweg bij Maassluis is gemeten in de zoutwatermossel *Mytilus*. Een overschrijding van het MTR (> 1) betekent een risico voor het aquatisch ecosysteem.

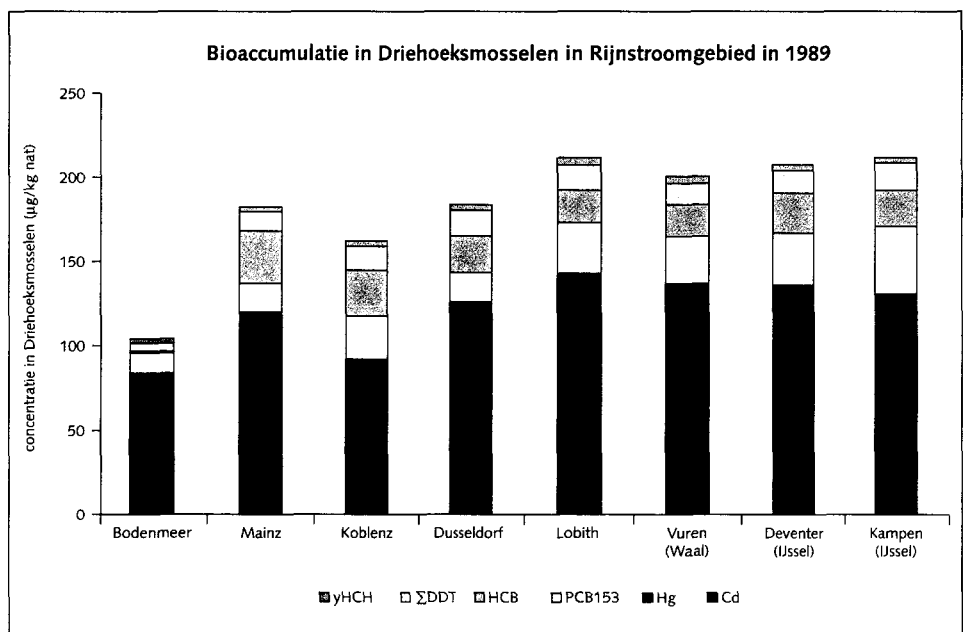
die in Culemborg gevangen is, heeft mogelijk meer contact met het (oudere) sediment, dan de Aal, die gevangen is in de meer onder invloed van erosie staande Rijn bij Lobith. Non- en mono-ortho PCB's, stoffen die vanwege hun fysische eigenschappen overeenkomen met de zeer toxische chloorbenzodioxines, zijn alleen gemeten op de lokatie Lobith. De concentraties in Aal, uitgedrukt in Toxiciteits Equivalentie Concentraties (TEC) ten opzichte van de zeer toxische verbinding 2,3,7,8-tetra-chloordibenzo-p-dioxine (TCDD) is in 1995 sterk afgenomen, maar ligt nog ver boven het indicatieve MTR (factor 33). Vergeleken met het Hollandsch Diep en Haringvliet, liggen deze concentraties nog een factor 1,5 tot 2 hoger. Van deze verbindingen kunnen dus ernstige risico's verwacht worden voor met name risetende hogere organismen in het gehele aquatische ecosysteem. Voor bijvoorbeeld de Otter is een "no effect concentratie" voor  $\Sigma$ PCB-TEC afgeleid van circa 35 ng per kg voedsel (Leonards et al. 1989a). De concentratie in vis, gemeten in 1995 te Lobith bedraagt 13 ng per kg vis. De grootste effecten worden verwacht van PCB's en dioxineverbindingen. Overige stoffen dragen minder bij. Wanneer echter

de combinatie van stoffen in water en sediment wordt beschouwd, kunnen de gevonden concentraties voor  $\Sigma$ PCB-TEC zeker een bijdrage leveren aan toxicologische effecten op Otters. De in figuur 2 niet getoonde bestrijdingsmiddelen lindaan, dieldrin en octachloorstyreen

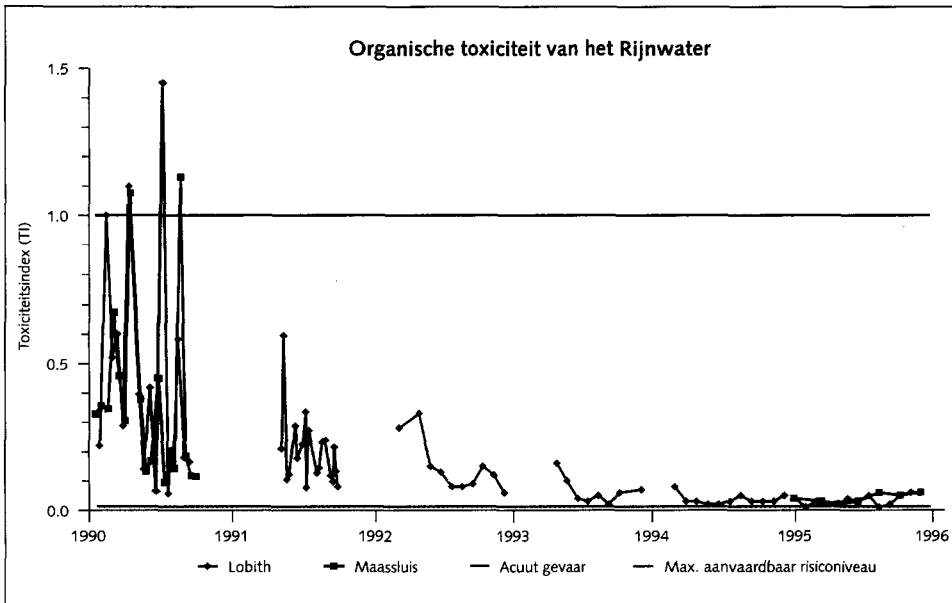
(OCS) nemen zowel in Lobith als in Culemborg geleidelijk maar significant af. Hexa-chloorbutadien (HCBd) blijft grote fluctuaties vertonen (Verboom et al. 1995).

**Accumulatie in Driehoeksmosselen**

In figuur 3 zijn de accumulatie-niveaus gemeten in de uitgehangen Driehoeksmosselen in Lobith en Maassluis t.o.v. het MTR uitgedrukt. De concentraties in Maassluis liggen in het algemeen iets lager dan die gemeten in Lobith, maar het verschil bedraagt nooit meer dan een factor 2. Alleen de concentraties van zware metalen in Driehoeksmosselen benaderen of overschrijden het MTR. De organische microverontreinigingen liggen een factor 10 lager. De lindaan-concentratie is zelfs verwaarloosbaar. De Driehoeksmosselen zijn in het bovenste zoete gedeelte van de Nieuwe Waterweg uitgehangen. In de diepere zoute waterlaag zijn de zout water Mosselen uitgehangen. In beide mosselsoorten zijn de concentraties van stoffen gemeten, die redelijk met elkaar overeen komen (figuur 3). De verschillen, die optreden kunnen te wijten zijn aan een verschil in beschikbaarheid van stoffen in zout of zoet milieu. Maar het is ook mogelijk, dat het zoete gedeelte verhoudingsgewijs meer Rijnwater



**Figuur 11.4**  
Gehaltes van zware metalen en organische microverontreinigingen in Driehoeksmosselen uitgehangen in het Rijnstroomgebied vanaf het Bodenmeer tot het IJsselmeer (van der Valk et al 1989b). de waarden zijn gecorrigeerd naar "standaard" mosselen (10% drooggewicht en 1,3% vet). Gearceerd weergegeven waarden betekenen een overschrijding van het MTR mossel (zie tabel in kader methode), dus een risico voor het aquatisch ecosysteem.



Figuur 11.5

Op de locaties Lobith en Maassluis is de afgelopen jaren regelmatig de toxiciteit van het water bepaald. De meeste organische microverontreinigingen die in het water aanwezig zijn worden geconcentreerd met behulp van XAD-hars. Metalen en sterk polaire verbindingen komen in het concentraat niet voor. De toxiciteit is in deze periode uitsluitend bepaald met de Microtox<sup>®</sup>, waarin de lichtafgifte door de bacterie *Photobacterium phosphoreum* wordt geremd door de aanwezigheid van toxicanten. Acuut gevaar treedt op bij een toxiciteitsindex (TI) die groter of gelijk is aan 1. Bij een TI kleiner dan 0,01 wordt de kans op milieuschade aanvaardbaar geacht.

bevat dan het zoute deel (Pieters et al. 1996). In vergelijking met de sedimentatiegebieden in het Rijnstroomgebied, komen de gehalten voor zware metalen met elkaar overeen. De concentratie van Lood in Mosselen is in Lobith ongeveer een factor 2 hoger dan in de sedimentatiegebieden, maar ligt daarmee nog een factor 10 lager dan het indicatieve MTR (1 mg/kg nat). Gehaltes aan PCB's liggen duidelijk hoger in de sedimentatiegebieden, terwijl gehalten aan SPAK's in Lobith weer het hoogst zijn. De accumulatie-niveaus in Driehoeksmosselen gemeten in de Maas bij Eijsden liggen t.o.v. de Rijn bij Lobith op een vergelijkbaar niveau. Alleen voor Cadmium en  $\Sigma$ PAK's worden in de Maas hogere accumulatie-niveaus gemeten.

#### Ontwikkelingen en trends

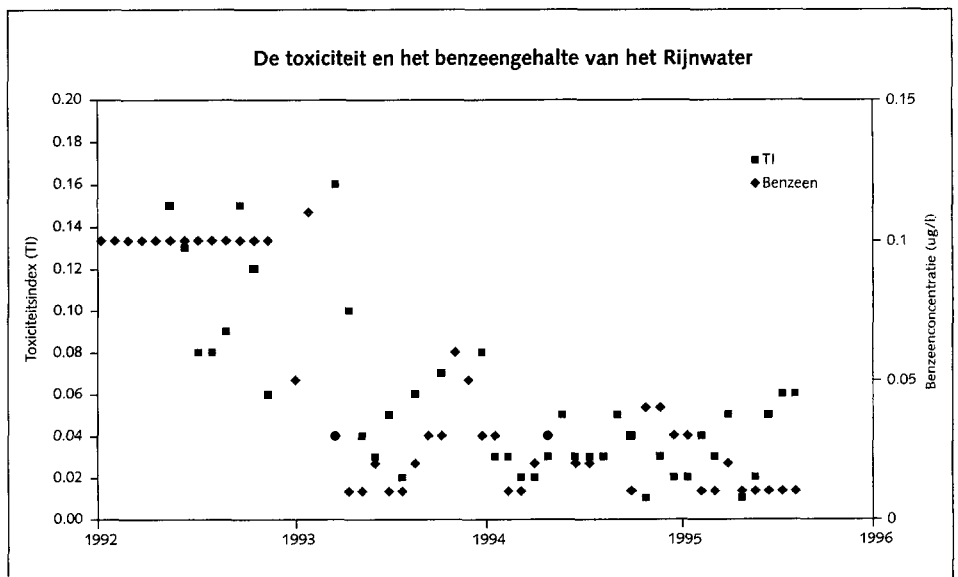
Accumulatie in uitgehangen Driehoeksmosselen wordt slechts incidenteel gemeten. Langdurige trends zijn dan ook niet beschikbaar. Wel is in 1988 in het kader van het Rijn Actie Programma een vergelijkbaar onderzoek in het gehele Rijnstroomgebied uitgevoerd vanaf het Bodenmeer tot het IJsselmeer (Van der Valk et al. 1989b). In figuur 4 is te zien, dat de gehalten van Kwik in het gehele Rijnstroomgebied op gelijk niveau blijven. De gehalten aan Cadmium in Driehoeksmosselen zijn ook bij het Boden-

meer al vrij hoog. In het algemeen nemen de gehalten in Mosselen toe na Koblenz en blijven in Nederland op relatief gelijk niveau. Vergelijken met 1988 zijn de gehalten van zware metalen, die in 1995 in Lobith gemeten zijn (figuur 3), nauwelijks veranderd. De accumulatie-niveaus van organische microverontreinigingen zijn t.o.v. 1988 tenminste met een factor 3 afgenomen.

#### Toxiciteit van het Rijnwater

In figuur 5 is de toxiciteit van de twee Rijnlokaties over de periode 1992-1995 weergegeven. Vanaf 1990 zien we een voortschrijdende afname van de organische toxiciteit in het Rijnwater, tot in 1994 en 1995 het veronderstelde niveau van aanvaardbaar risico ( $TI \leq 0.01$ ) wordt benaderd. Ook neemt over dezelfde periode het aantal kortstondige episodes met hoge tot zeer hoge toxiciteit drastisch af. Een beeld, dat uit de beschikbare chemische analyses over de afgelopen jaren niet kan worden bevestigd. Uit chemische analyses van 1995 en daarvoor blijken de concentraties aan organische verbindingen in Maassluis algemeen iets lager te liggen dan in Lobith (Hendriks 1993, Hoogveen 1994). Er treedt echter nauwelijks verschil op tussen de toxiciteit gemeten bij Lobith en bij Maassluis.

De toxische respons is vergeleken met de in de periode 1992-1995 bij Lobith chemisch geanalyseerde organische verontreinigingen. Het betrof hier een toenemend aantal (ca. 20-70) verbindingen uit de groep OCB's (DDT, lindaan en drins) aangevuld met enkele organofosforbestrijdingsmiddelen (simazine en atrazine). Later in de meetperiode komen aanvullende meetgegevens beschikbaar over de concentraties van een grote variëteit aan bestrijdingsmiddelen (zoals: triazinen, fenylureum-



Figuur 11.6

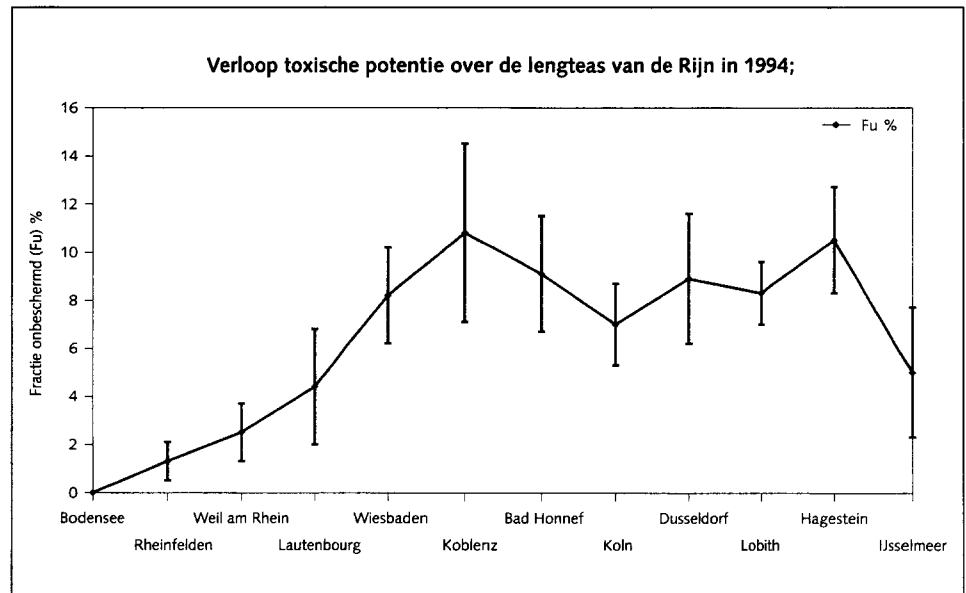
Van alle bij Lobith gemeten concentraties aan organische verontreinigingen in water geeft uitsluitend de benzeenconcentratie enig verband te zien met de waargenomen toxiciteit.

en fenolherbiciden), PAK's en vluchtige al dan niet gechlorideerde koolwaterstoffen. De tijdreeksen van veel verbindingen vertonen niet of nauwelijks enige dynamiek. Bij een vergelijking van de waargenomen toxiciteit, die in deze periode eveneens een weinig dynamisch beeld te zien geeft, en de gemeten concentraties van al deze verbindingen, blijkt dat alleen de benzeenconcentratie na verwijdering van enige afwijkende meetwaarde een correlatie vertoont met de toxiciteit (figuur 6). De gemeten benzeenconcentratie ligt echter ver beneden de concentratie waarbij nog net een licht effect waarneembaar is bij luminicerende bacteriën (de EC<sub>20</sub>).

Het Rijnwater bij Lobith moet met een factor 100 geconcentreerd worden om acute effecten op luminicerende bacteriën te veroorzaken. (Hendriks 1994) moest in 1989 het water 50 maal concentreren om acute effecten op waternlooiën te meten. In deze methode zijn de zware metalen en zeer lipofiele verbindingen als PCB's niet meegenomen. Op grond van toxiciteitsgegevens voor fyto- en zoöplankton voor deze stoffen worden echter geen chronische effecten verwacht.

#### Ontwikkelingen en trends

In 1994 is in een samenwerkingsverband tussen een aantal instituten (RIWA, RIVM, KIWA en PWN) een drietal meetcampagnes uitgevoerd naar de toxiciteit en de genotoxiciteit van Rijnwater, aangevuld met een ecologische inventarisatie van de ter plaatse aanwezige macrofaunasoorten (Noij et al. 1996). Hierbij werd de toxiciteit van Rijnwaterconcentraten gemeten met behulp van vijf verschillende toxiciteitstoetsen, wat een aanzienlijke meerwaarde blijkt te vertegenwoordigen ten opzichte van een enkelvoudige toxiciteitstest met bacteriën. Uit de toxiciteitsmetingen is een waarde gegenereerd (vergelijkbaar aan de MTR-methode), die de fractie van potentieel aanwezige soorten organismen aangeeft die nadelige effecten zal ondervinden bij langdurende blootstelling (Fraction unprotected; Fu). Figuur 7 geeft het gemiddelde en de standaardafwijking van de drie meetcampagnes weer van deze berekende waarde voor het gehele Rijnstroomgebied. In het benedenstroomse gebied van de Rijn is de



**Figuur 11.7**

Het verloop van de fractie potentieel onbeschermden soorten (%) over de lengteas van de Rijn in 1994. Weergegeven is het gemiddelde en de standaardafwijking van drie metingen uitgevoerd in februari, juni en oktober.

toxiciteit aanvaardbaar te noemen. Na instroming van de Main en Moezel is de toxiciteit verhoogd en blijft in het Roergebied en het Nederlandse deel op vergelijkbaar niveau. In het IJsselmeer (Andijk) is de toxiciteit duidelijk afgenomen. De schatting van de toxiciteit bij Lobith die is gebaseerd op uitsluitend één enkele bacteriemeting, zoals weergegeven in figuur 5, geeft voor 1994 een geringe overschrijding weer van het toxiciteitsniveau dat nog aanvaardbaar wordt geacht. Dit niveau kan beschouwd worden als het niveau, dat in theorie 95% van de potentieel aanwezige soorten van een ecosysteem beschermd (overeenkomstig de MTR-benadering), ofwel 5% van de soorten niet beschermd. De eveneens in 1994 voor de Rijn bij Lobith waargenomen gemiddelde Fu-waarde op basis van meetgegevens met vijf verschillende acute toxiciteitstesten komt neer op een schatting van mogelijk optredende effecten bij ongeveer 8% van de soorten (figuur 7). De resultaten uit beide meetprogramma's corresponderen dus goed met elkaar. Vergelijking van de ecotoxiciteit en de genotoxiciteit (Ames-test) langs de lengteas van de Rijn vertoonde een grote mate van overeenkomst (Noij et al. 1996). De soortenrijkdom van insectenlarven was moeilijker te interpreteren, omdat het voorkomen van bepaalde soorten ook sterk afhankelijk is van het veranderend karakter van de rivier in de zin van stroming en verval. In

het rapport is de beïnvloeding van de verschillende natuurlijke levensgemeenschappen bediscussieerd. In grote lijnen kan de verminderde soortenrijkdom op verschillende lokaties in de Rijn toegeschreven worden aan de aanwezige toxiciteit. In het gebied van Wiesbaden tot Lobith was de soortendiversiteit gering en werd de dominantie bepaald door de groep Orthocladinae. In Lobith ontbraken taxa als Ephemeroptera, Tanyptodinae en Tanytarsini geheel. Het voorkomen van Hydropsyche wijst echter op een lichte verbetering van de waterkwaliteit ten opzichte van voorgaande jaren.

#### Toxiciteit van de waterbodem

De gehalten van verontreinigingen in zwevend stof in de Rijn zijn vrij hoog en overschrijden veelal de grenswaarde (Eys 1996). De verontreiniging van de waterbodem in de Lek bij Hagestein wordt voornamelijk bepaald door HCB en PCB153, die de toetsingswaarde net overschrijden. Gehaltes van de zware metalen cadmium, kwik en koper, PAK's, PCB's en overig gemeten bestrijdingsmiddelen overschrijden de grenswaarde met een factor 1.5 tot maximaal 5. Het sediment is hierdoor geklassificeerd als klasse 3 (Min. van V&W 1994b). Aan de hand van een vergelijking van chemische gehalten van zware metalen in het sediment en toxiciteitsgegevens voor organismen is op basis van een gecombineerd effect een bijdrage van

## Biologische bewaking van het Rijnwater over de afgelopen jaren Ontwikkelingen en trends

(Hannie maas en Jan Hendriks)

De ramp bij het chemieconcern Sandoz in Zwitserland in 1986 heeft in het Nederlandse waterbeheer een impuls gegeven tot een intensievere controle op het voorkomen en lozen van milieuschadelijke verbindingen. Controle van het oppervlaktewater vindt onder andere plaats door continue monitoring. Chemische analyses van verbindingen alleen geven nog geen inzicht in effecten ervan op aquatische organismen. Naast chemische monitoring vindt daarom ook biologische monitoring plaats. Biologische monitoren zijn systemen, die automatisch fysiologische of gedragsparameters van organismen op continue of semi-continue wijze meten. Veranderingen in het oppervlaktewater worden gedetecteerd door een biologische respons zoals zwemgedrag of activiteit van vissen of watervlooien, of de remming van fotosynthese bij algen.

Sinds 1988 staat op het meetpunt te Lobith een biologisch visbewakingssysteem. Hiermee wordt de kwaliteit van het Rijnwater continu geregistreerd. Het biologisch bewakingsmeetnet is in de loop van de jaren uitgebreid met een systeem voor watervlooien (*Daphnia's*). Beide systemen zijn ook in Eijsden op het meetpunt geplaatst. Daarnaast gebruiken diverse drinkwaterbedrijven in Nederland een visbewakingssysteem bij de inlaat van hun drinkwaterinnamepunt. Ook op verschillende plaatsen langs de Rijn in Duitsland staan dergelijke systemen opgesteld. In de praktijk blijkt de werking van de systemen goed te voldoen. Na een proefperiode registreren de systemen de waterkwaliteit nu continue zonder al te veel storingen of valse alarmeringen (Hendriks and Stouten 1993, Noppert en Hendriks 1995). Bij de huidige verbeterde waterkwaliteit van de Rijn treden echter nauwelijks reacties op bij vissen. Afwijkingen in gedrag worden ook pas verwacht bij concentraties die een factor 10 tot 100 beneden de lethale concentratie liggen. Gemiddelde en piekconcentraties van verbindingen, die worden gedetecteerd en waarvan toxiciteitsgegevens voorhanden zijn, liggen vaak ver beneden deze concentraties. De aandacht gaat nu uit naar meer gevoeliger systemen, tenminste voor die stoffen, die niet door vissen worden gedetecteerd. Het daphniasysteem heeft in de praktijk al vaker respons gegeven. Effecten, die ook bevestigd worden in steekmonsters van het oppervlaktewater en soms te relateren zijn aan verhoogde concentraties van geïdentificeerde verbindingen.

In Duitsland heeft men vele systemen onderzocht op hun werkbaarheid en betrouwbaarheid. Uit dit onderzoek is een aanbeveling naar voren gekomen, voor tenminste drie systemen: het daphniasysteem, een algenmonitor en een bacteriemonitor. Eventueel is de set uit te breiden met een mosselmonitor. De visbewaking wordt te ongevoelig gevonden, maar zal toch op vele plaatsen nog blijven staan. Bij RIZA is in het laboratorium reeds ervaring opgedaan met de algenmonitor, die de respons op de fotosynthese van algen beoordeelt. Dit systeem zal binnenkort op het meetstation in Lobith geplaatst en uitgetest worden.

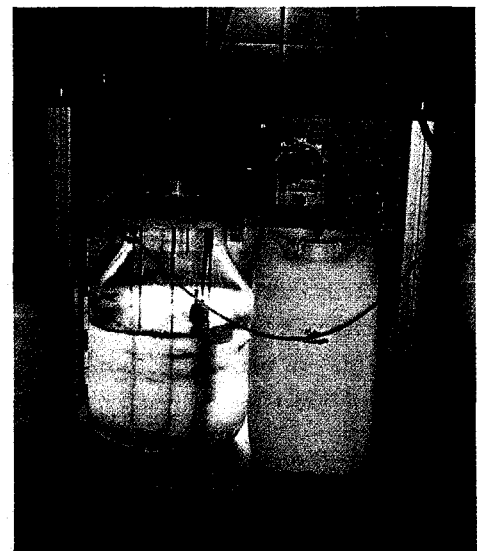


Foto 11.1 en 11.2

Binnenkort zal de waterkwaliteit van de Rijn worden bewaakt door (o.a.) de algenmonitor, dit apparaat meet de respons op verontreinigingen op de fotosynthese van algen. Dit systeem van biologische bewaking is veel gevoeliger dan de bestaande visbewakingssystemen.

deze stofgroep aan de toxiciteit op watervlooien niet uitgesloten. Van de overige stofgroepen wordt geen toxisch effect verwacht, net zo min als effecten op muggenlarven.

De gemiddelde dichtheid van Chironomiden (*Chironomus* sp.) bedroeg 262 exemplaren/m<sup>2</sup> (AquaSense, 1996), een waarde die ver beneden de normaalwaarde (1500) ligt van dichtheden van muggenlarven, die in relatief schone Rijnsedimenten voorkomen. Uit fysisch-chemische parameters is het bemonsterde sediment gekarakteriseerd als zandhoudend slib, waarvoor mogelijk een andere normaalwaarde geldt. (Den Besten 1996) hanteert voor deze sedimenten een normaalwaarde van 500 exemplaren/m<sup>2</sup>. De gevonden dichtheid van ca 260 Chironomiden duidt in dit geval op een matig effect. Van de Tanypodinae, een groep die voornamelijk in bodems met organisch materiaal wordt aangetroffen, werd slechts een dicht-

heid van 3 exemplaren/m<sup>2</sup> aangetroffen. Dit geeft al een aanwijzing, dat het substraat waarschijnlijk minder geschikt is voor het voorkomen van Chironomiden. Het percentage kaafafwijkingen bij de gevonden larven van *Chironomus* sp. bedroeg 19% en week significant af van de referentiewaarde. Ook in de bioassays werden verhoogde effecten op de overleving van muggenlarven gevonden, maar deze weken niet significant af van de waarden in het referentiesediment (Witteveen + Bos 1996). In poriewater is slechts een lichte sterfte bij watervlooien waargenomen. De reproductie van deze organismen werd niet geremd.

In 1994 is ook onderzoek uitgevoerd aan sediment uit de Nieuwe Maas (Brienoordbrug) en de Oude Maas (Puttershoek) (AquaSense 1996, Witteveen en Bos 1995). Op beide locaties zijn nagenoeg geen muggenlarven gevonden, terwijl het substraat wel geschikt bevonden

werd. Van de lokatie in de Nieuwe Maas zijn geen chemische gegevens voorhanden. Het sediment van de Oude Maas is geklassificeerd als klasse 3 op basis van de zware metalen Kwik en Koper, PCB's, PAK's en ΣDDT. In het sediment van de Nieuwe Maas werd de reproductie van watervlooien ernstig geremd. Het poriewater van het sediment van de Oude Maas veroorzaakte zowel ernstige effecten op de reproductie van watervlooien als hoge sterfte. Ook bij de muggenlarven trad verhoogde sterfte op. De waargenomen effecten in dit sediment kunnen verklaard worden aan de hand van de gehalten van zware metalen.

### Ontwikkelingen en trends

Effectgegevens van waterbodems van het stromende rivierengebied zijn nauwelijks aanwezig. Eind tachtiger jaren zijn enkele havens in Arnhem, Wageningen, Rheden en in



het Rotterdamse havengebied bestudeerd. Resultaten van deze zeer verontreinigde bodems zijn echter niet te relateren aan de kwaliteit van het watersysteem Rijn. In 1988 en 1990 zijn enkele lokaties in de Rijn, IJssel en Lek bemonsterd en ecologisch en toxicologisch beoordeeld (Mulder 1993). Het betrof de lokaties Tolkamer (vluchthaven), de stuwcomplexen bij Driel, Amerongen en Hagestein, en het Ganzediep bij Kampen. De waterbodems waren alle ernstig verontreinigd (klasse 4 en 3) met zware metalen, PAK's, PCB's en OCB's. In Driel en Hagestein voldeed de dichtheid van *Chironomus*-larven aan de normaalwaarde. In Amerongen, Tolkamer en Kampen was de dichtheid lager. Op alle lokaties trad sterfte op bij watervlooien en was de reproductie geremd. In Tolkamer, Driel en Hagestein trad ook verhoogde sterfte op bij muggenlarven. Deze effecten waren deels te verklaren aan de hand van de chemische analyses.

## Conclusies

Met uitzondering van een enkele parameter, zijn de ecotoxicologische effecten, die in verschillende compartimenten van het watersysteem gemeten zijn, over het gehele systeem gelijk.

In het watersysteem Rijn worden accumulatie-niveaus in organismen aangetroffen, die een risico kunnen zijn voor het gehele aquatische ecosysteem. Van het zware metaal cadmium en de planaire PCB's zijn de gemeten concentraties in organismen dusdanig hoog, dat risico voor het ecosysteem, met name voor hogere organismen, als ernstig beschouwd dient te worden (50% van de soorten is niet beschermd). Ook kwik en  $\Sigma$ DDT voldoen nog niet aan het MTR.

De kwaliteit van het oppervlaktewater van de Rijn is de laatste jaren sterk verbeterd, maar voldoet nog niet geheel aan het voor deze meting afgeleide niveau van aanvaardbaar risico.

De kwaliteit van het zwevend stof en de waterbodem voldoet nog niet aan de grenswaarde. Op enkele lokaties komen ernstige effecten voor op bodemorganismen. Zowel in op het lab uitgevoerd onderzoek als in waarnemingen in het veld worden effecten waargenomen, die deels verklaard kunnen worden uit chemische concentraties in de bodem.

## Aanbevelingen

Aan de hand van de resultaten vanuit het biologisch meetnet komt naar voren, dat de verontreiniging van het oppervlaktewater en de waterbodem in het watersysteem Rijn en Rijntakken nog steeds toxische effecten veroorzaakt op aquatische organismen. De effecten zijn in de afgelopen vijf jaar wel gedaald. Concentraties van enkele prioritair stoffen in organismen zijn de laatste jaren afgenomen, maar kunnen nog steeds een ernstig risico vormen. De afname van accumulatie-niveaus van andere stoffen lijkt te stagneren, echter sommige concentraties liggen ver beneden het risiconiveau.

Verdere reductie van emissies van de prioritair stoffen, kwik, cadmium en PCB's blijft nodig. Het verdient echter ook aanbeveling de aandacht op andere nog onbekende stoffen te richten, die een deel van de nog niet verklaarbare toxiciteit veroorzaken.

De noodzaak voor het saneren van verontreinigde waterbodems is sterk afhankelijk van de lokale situatie. Door hoge afvoer kan een lokatie door erosie geheel ontdaan worden van de verontreinigde bodem, die door sedimentatie

### Cadmium, kwik en lood

Zware metalen kunnen bij overmatige opname in de voedselketen zeer schadelijke effecten teweeg brengen. Cadmium veroorzaakt onder andere effecten op de reproductie en populatieomvang van kreeftachtigen (Van Leeuwen et al. 1985), waardoor de functionele structuur van een aquatisch ecosysteem kan veranderen. Kwik wordt in het aquatisch milieu omgezet in methylkwik, een vorm die gemakkelijk opgenomen kan worden door organismen. Verhoogde opname van kwik kan ernstige schade aan het zenuwstelsel veroorzaken. Dit verschijnsel is in de vijftiger jaren aan het licht gekomen bij een groot aantal mensen wonende aan een baai in Japan, die evenals hun huisdieren en vogels ziek werden van het eten van met kwik verontreinigde vis uit de baai. Van lood is bekend dat het de heemsynthese, de aanmaak van rode bloedlichaampjes, sterk aantast, wat kan leiden tot verschillende secundaire effecten.

### Polychloorbifenylen (PCB's)

PCB's zijn in grote hoeveelheden geproduceerd voor uiteenlopende industriële toepassingen. Van PCB's zijn vele congenen bekend, waarvan de coplanaire (vlakke) structuren het meest toxisch zijn. Risico's van PCB's zijn vooral tot uiting gekomen als gevolg van doorvergiftiging in de voedselketen. De milieugevaarlijkheid van deze stoffen is vooral gelegen in de chronische toxiciteit (reproductie) en teratogene werking (vruchtbeschadiging). Effecten zijn geconstateerd op het broedsucces van visetende vogels (Koeman et al. 1972, Van der Gaag et al. 1989, Den Besten 1996) en op de voortplanting bij Zeehonden (Reijnders 1980). Ook het uitsterven van de Otter in Nederland wordt hiermee in verband gebracht.

### Organochloorverbindingen ( $\Sigma$ DDT, HCB, HBCd, drins, OCS en lindaan)

Deze groep van zeer lipofiele en daardoor sterk accumulerende verbindingen komt vrij als bijproduct in de chemische industrie, maar zijn ook doelbewust in het milieu gebracht ter bestrijding van ziekten en plagen in gewassen. De bekendste verbinding DDT en zijn metabolieten DDE en DDD zijn zeer persistent. Door het sterke bioaccumulerende vermogen en effecten van DDE, die zijn aangetoond op vogelpopulaties (Koeman et al. 1972), zijn deze verbindingen sinds eind zeventiger jaren in veel Westerse landen verboden.

De werking van drins en endosulfan is te vergelijken met die van DDT. Van HCB is onder andere bekend, dat deze verbinding de heemsynthese aantast, wat kan leiden tot gewichtsafname en sterfte van organismen.

### Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Een voornaam bron van emissie van PAK's in het milieu is de atmosferische depositie van deeltjes, die door onvolledige verbranding van fossiele brandstof in de lucht uitgestoten zijn. Daarnaast komen de verbindingen in het aquatische milieu terecht door lozing van olieverbindingen en uitloging van oeverbeschermingsmateriaal. PAK's vormen voornamelijk een risico voor mens en ecosysteem vanwege de mutagene of carcinogene eigenschappen van een groot aantal congenen. Hoewel PAK's over het algemeen sterk lipofiel zijn, vindt bioaccumulatie nauwelijks plaats. De meeste organismen, vooral de hogere soorten, bezitten het vermogen PAK's af te breken. Overigens wil dit niet zeggen, dat organismen daardoor minder gevaar lopen. Door afbraak van PAK's kunnen juist metabolieten gevormd worden, die mutagene of carcinogene effecten veroorzaken.

elders weer wordt afgezet. In verschillende waterbodems worden uitgevoerd (Min. van havens langs de Rijn en Rijntakken wordt en V&W1994a). zal binnenkort Nader Onderzoek aan de

## Methoden

### Verontreinigingen in organismen:

De opname van stoffen wordt gemeten in twee organismen van verschillend trofisch niveau, de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en de Aal (*Anguilla anguilla*). De Driehoeksmossel is een primaire consument, die zich voedt door zwevend materiaal uit het water te filteren. De aan het zwevend stof gebonden stoffen accumuleren in het weefsel van de mosselen. In het peiljaar 1995 zijn Driehoeksmosselen, afkomstig van het relatief schone IJsselmeer, gedurende enkele weken in netjes uitgehangen op het meetpunt te Lobith en in de Nieuwe Waterweg bij Maassluis. Omdat de lokatie bij Maassluis mogelijk te zout zou zijn voor de Driehoeksmosselen, zijn op dezelfde lokatie ook zoutwater mosselen (*Mytilus edulis*), afkomstig van de Oosterschelde, uitgehangen.

De Aal is een secundaire consument en voedt zich met verschillende voedseltypen, waaronder macrofauna, Driehoeksmosselen en vis. Aal heeft een hoog vetgehalte, waardoor met name lipofiele verbindingen sterk accumuleren. De Aal migreert in het voorjaar weinig, waardoor de metingen representatief zijn voor de lokatie. In het kader van het Rijn Actie Programma en voor het biologisch meetnet wordt door het RIVO op verschillende lokaties in het Rijnstroomgebied jaarlijks Aal gevangen. Het watersysteem Rijn en Rijntakken omvat de lokaties Lobith in de Rijn en Culemborg in de Lek.

Zowel in Aal als in Driehoeksmosselen wordt een groot aantal verbindingen geanalyseerd, waaronder zware metalen, Polychloorbifenylen (PCB's), Organochloorverbindingen (OCB's) en alleen in mosselen Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) (zie kader: Stoffen). In deze rapportage zal een selectie van deze stoffen besproken worden.

Door consumptie van Aal en Driehoeksmosselen bestaat via "doorvergiftiging" gevaar voor verdere ophoping van stoffen in topredatoren zoals vis- of mosseletende vogels en visetende zoogdieren (o.a. Otters). Toetsing van de gemeten gehalten in de organismen vindt plaats aan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR), waarbij rekening gehouden wordt met doorvergiftiging (Beek, 1995). Het MTR is gedefinieerd als die concentratie, waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten in het aquatische ecosysteem in theorie beschermd is. De voor de toetsing gebruikte waarden staan weergegeven in tabel 1.

### Verontreinigingen in Rijnwater:

Als onderdeel van de watersysteemverkenningen (WSV) en het Rijn Actie Programma is in de jaren 1990-1995 door het RIVM de toxicologische kwaliteit van het Rijnwater beoordeeld. De toxicologische beoordeling werd gebaseerd op de resultaten van toxiciteitstoetsen, die in het laboratorium werden uitgevoerd met organische concentraten van het bemonsterde rivierwater. Het concentreren van de in het water aanwezige toxicanten blijkt een goede methode te zijn om toxiciteit onder het niveau van acuut optredende effecten waarneembaar te maken. Als maat voor de lokale toxiciteit wordt de zgn. toxiciteitsindex berekend (TI), waaraan op de volgende wijze een schatting van het milieurisico kan worden gekoppeld:

- Een  $TI \geq 1$  betekent, dat het oppervlaktewater moet worden verdund om niet meer acuut toxisch te zijn, hetgeen duidt op acuut gevaar
- Bij een  $TI \leq 0,01$  wordt de kans op milieuschade aanvaardbaar geacht, hetgeen betekent dat de toxiciteit minimaal 100-voudig moet worden geconcentreerd alvorens acute effecten worden bereikt.

Vanuit het biologisch meetprogramma van Rijkswaterstaat werd bij deze metingen aansluiting gezocht. In de periode 1992-1995 is de Rijn bij het meetstation Lobith minimaal maandelijks bemonsterd. Daarnaast werd Maassluis in de meetcyclus van vier jaar slechts gedurende één jaar (1995) twee-maandelijks bemonsterd. De acute toxiciteitstoetsen zijn uitgevoerd met luninescerende bacteriën volgens de Microtoxmethode (Maas, 1993).

### Verontreinigingen in waterbodems:

De Rijn voert grote hoeveelheden zwevend stof aan, waarmee microverontreinigingen worden meegevoerd. In het stromende rivierengebied zet dit zwevend stof zich niet of nauwelijks af. De grootste sedimentatie vindt plaats nabij stuwen en sluisen, in kribvakken en uiteindelijk in het deltagebied Haringvliet en Ketelmeer. Plaatselijk kunnen havengebieden sterk vervuild zijn (Min. van V&W, 1994a). Onderzoek aan sedimenten vindt plaats door een integrale beoordeling aan de hand van chemische, ecologische en ecotoxicologische parameters. Als ecologische effectparameters worden in het veld de dichtheid van muggenlarven (*Chironomidae* sp.) en het percentage misvormingen bij *Chironomus*-larven genventariseerd. De toxicologisch beoordeling is gebaseerd op in het laboratorium uitgevoerde toxiciteitstoetsen met muggenlarven (*Chironomus riparius*) en waterlooien (*Daphnia magna*) in sediment-water systemen of een waterig extract van de waterbodem. Aan de hand van vastgestelde criteria voor de effecten op overleving, ontwikkeling of reproductie van deze organismen worden de sedimenten geklassificeerd als weinig tot matig of ernstig toxisch.

In het biologisch meetnet is in 1995 alleen naar effecten van de waterbodem gekeken op een lokatie in de Lek bij Hagestein, boven de stuw. Dit sediment is recentelijk afgezet en onderzoek hieraan geeft de actuele risico's weer van de verontreiniging van het huidige aangevoerde zwevend stof in de Rijn.

stof	MTR (mg/kg) vis	MTR (mg/kg) mossel
.....	.....	.....
(methyl)-kwik	0,0226	0,0247
cadmium	0,0133	0,008*
PCB153	0,32*	0,084*
HCB	0,038	0,0147
SDDT	0,026	0,048
lindaan	0,37	0,154
S10PAK's	--	0,94*
SPCB-TEC	$64 \times 10^{-9}$ **	--

\* niet in INS vastgesteld (Beek, 1995).

\*\* afgeleid van Beurskens en Van de Guchte (1993).

Tabel 1:

Kritische concentraties ( $MTR_{voedse}$ ) voor aquatische systemen, gebaseerd op gehalten in vissen en mosselen (in  $mg/kg_{nat}$ ).

De Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus ( $MTR$ 's) zijn afgeleid volgens de methodiek, die is vastgesteld in het kader van de Integrale Normstelling Stoffen (INS; Min. VROM; Beek, 1995). Toxiciteitsgegevens ( $NOEC_{chiron}$ ) van lagere en hogere organismen zijn uitgezet in een log-logistische kansverdeling (Aldenbergh and Slob, 1991), waaruit een  $MTR$ , gebaseerd op directe effecten ( $mg/l$ ) en een  $MTR$  gebaseerd op indirecte effecten ( $mg/kg_{voedse}$ ) is af te leiden. De meest kritische waarde bepaald het  $MTR_{eco}$ , de waarde, waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten in het aquatische ecosysteem in theorie beschermd is, rekening houdend met doorvergiftiging. Met behulp van BCF's voor "standaard" vis en mosselen is de  $MTR_{eco}$  omgerekend naar kritische concentraties voor deze organismen.

# 12. Synthese en beheer

Corian Bakker (RIZA) & Annemiek Demon (RWS-Directie Oost-Nederland)

## Inleiding

Dit is de eerste watersysteemrapportage voor de Rijn. Voor een beperkt aantal organismengroepen zijn trends aan te geven op grond van historische reeksen. Waar mogelijk zijn aanvullende gegevens uit lokale (natuurontwikkelings-) projecten gebruikt. Waar historische gegevens ontbreken geeft deze rapportage alleen het beeld van de huidige toestand.

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens aandacht besteed aan de volgende vragen:

1. Hoe dynamisch is de huidige Rijn (nog)?  
Welke soorten domineren en zijn dat de soorten die karakteristiek zijn voor een dynamisch rivierecosysteem? Zijn de verschillen in morfologie en hydrologie tussen de verschillende riviertakken terug te vinden in de flora en fauna?
2. Welke (beheers-)maatregelen maken van de Rijn weer een dynamische, een levende, rivier? Zijn er per soortengroep specifieke maatregelen gewenst en leveren die maatregelen karakteristieke riviersoorten op? Hoe verhouden die verschillende maatregelen zich tot elkaar?
3. Lijkt de nu ingeslagen weg (het huidige beleid) de juiste?  
Leveren natuurontwikkelingsprojecten een bijdrage aan die levende rivier, welke ecotopen ontbreken nog?

## Monitoringresultaten

Hoe dynamisch is de Rijn?

Ondanks de grote verschillen in morfo- en hydrodynamiek tussen de verschillende Rijntrajecten, in ieder geval wat betreft de potenties voor deze processen (Rademakers et al. 1996, Silva et al. 1996), geven de verzamelde gegevens een weinig heterogeen beeld. Met andere woorden, uit de meetresultaten blijkt een relatieve éénvormigheid van het Rijnsysteem. De MWTL-gegevens die de basis vormen van dit rapport (zie hoofdstuk 1) hebben hoofdzakelijk betrekking op het zomerbed (vis, macrofauna, plankton, vegetatie). Het is mogelijk dat daarvoor de verschillen in de riviertrajecten niet duidelijk in de resultaten weerspiegeld worden.

Door de beperkte uitwisseling tussen stroomgeul en uiterwaarden komen variaties in de soortensamenstelling in het winterbed niet tot uitdrukking in het zomerbed.

In het zomerbed is vegetatie vrijwel afwezig, de benedenstroomse trajecten en de gestuwde delen van de Nederrijn hebben wel een zeer beperkte bedekking van waterplanten. De oevervegetatie wordt in deze trajecten gedomineerd door Riet. In de bovenstroomse trajecten maakt Rietgras de dienst uit. Wel worden op de meer dynamische riviertrajecten langs de Waal typische rivieroeverplanten aangetroffen (zoals bijvoorbeeld Oeverstekelnoot en Klein vlooienkruid).

De planktonsamenvatting is in de verschillende Rijntakken vrijwel gelijk en het fytoplankton wordt net als in andere grote rivieren gedomineerd door diatomeeën. Door de hoge stroomsnelheden worden de aanwezige voedingsstoffen niet optimaal gebruikt door het fytoplankton. Het zoöplankton, gedomineerd door rotifera, stroomt door voordat het aan grazen toe komt. De graasdruk op fytoplankton is slechts een paar procent van de algenbiomassa per dag. In delen met een langere verblijftijd zoals de wateren in het winterbed worden chlorofyl-a-concentraties gevonden die gemiddeld twee maal zo hoog zijn. In dergelijke wateren zijn zoöplanktonconcentraties gevonden tot honderd maal de dichtheid in de stroomgeul van de rivier.

Dankzij de verbeterde waterkwaliteit nemen het aantal soorten ongewervelden en de dichtheden waarin ze voorkomen toe. In het zomerbed blijven de totale aantallen echter relatief laag, waarschijnlijk als gevolg van een tekort aan geschikte vestigingsplaatsen. Uit bemonsteringen van nieuwgevormde wateren in het winterbed na het hoogwater van het voorjaar 1995 bleek dat verschillende echte riviersoorten, zoals kriebelmuggen, kans hadden gezien deze locaties te bereiken. Hiermee lijkt de mogelijkheid voor kolonisatie van ecotopen die ontstaan door natuurontwikkeling aangetoond. Vele niet inheemse soorten blijken eveneens in staat de

Rijn te bereiken, ruim 15% van de aangetroffen soorten is "exoot".

Alle vissoorten die in het oorspronkelijk Rijnsysteem voorkwamen zijn ook nu nog te vinden, van natuurlijke aantalsverhoudingen is echter geen sprake. De visgemeenschap vertoont maar kleine verschillen per riviertraject en bestaat voornamelijk uit eurytope (indifferente) soorten. De rheofiele (stroomminnende) soorten zijn nog slechts in kleine aantallen aanwezig maar lijken weer in opmars te zijn. In de benedenstroomse trajecten, vanaf Boven-Merwede en Lek nemen de estuariene rheofiele soorten toe. Door de barriërewerking van de stuwen wordt deze groep in de Nederrijn weinig aangetroffen. Relatief veel rheofiele soorten werden gevangen in de IJssel (waarschijnlijk vanwege de gunstige stromingscondities, zie hoofdstuk 2, tabel 1).

Voor vis en macrofauna is (veel) meer variatie in waterdiepte, stroomsnelheid en substraat gewenst dan in de huidige scheepvaartgeul beschikbaar is. Zoals eerder vermeld ontbreekt vegetatie, belangrijk als substraat, voedsel en schuilplaats, in de stroomgeul vrijwel volledig. Een rijke watervegetatie komt alleen voor in geïsoleerde wateren, deze zijn voor vis en macrofauna slechts bereikbaar bij (extreem) hoog water. Wateren in open verbinding met de rivier, met voor vegetatie-ontwikkeling gunstige omstandigheden zoals flauwe taluds en weinig golfslag, zijn schaars.

Laag-dynamische, vegetatierijke wateren zijn ook van belang voor amfibieën. Voor deze diergroep is in het zomerbed en grote delen van het winterbed geen plaats. Zij zijn thans afhankelijk van de kleine geïsoleerde wateren achter zomerdijken. Ooit leverde het riviereengebied, door een breed scala aan meer en minder geïsoleerde wateren langs de voedselrijke rivier, een grote biomassa aan amfibieën. In buitenlandse riviersystemen blijken veel hogere dichtheden aanwezig die fungeren als voedsel voor predatoren zoals Ringslang, reigerachtigen en Waterspitsmuis (Creemers 1991).

In het winterhalfjaar is het huidige Rijnsysteem zeer belangrijk geworden voor herbivore water-

vogels. De trends in soortensamenstelling en aantallen vogels zijn een afspiegeling van veranderende omstandigheden in het winterbed door intensivering van de landbouw. Herbivore watervogels kunnen hierbij worden aangemerkt als cultuurvolgers. Het zijn vooral de broedvogels die te lijden hebben gehad van deze ontwikkelingen in het rivierenlandschap, karakteristieke broedvogels van vochtige en moerasachtige situaties zijn sterk achteruit gegaan.

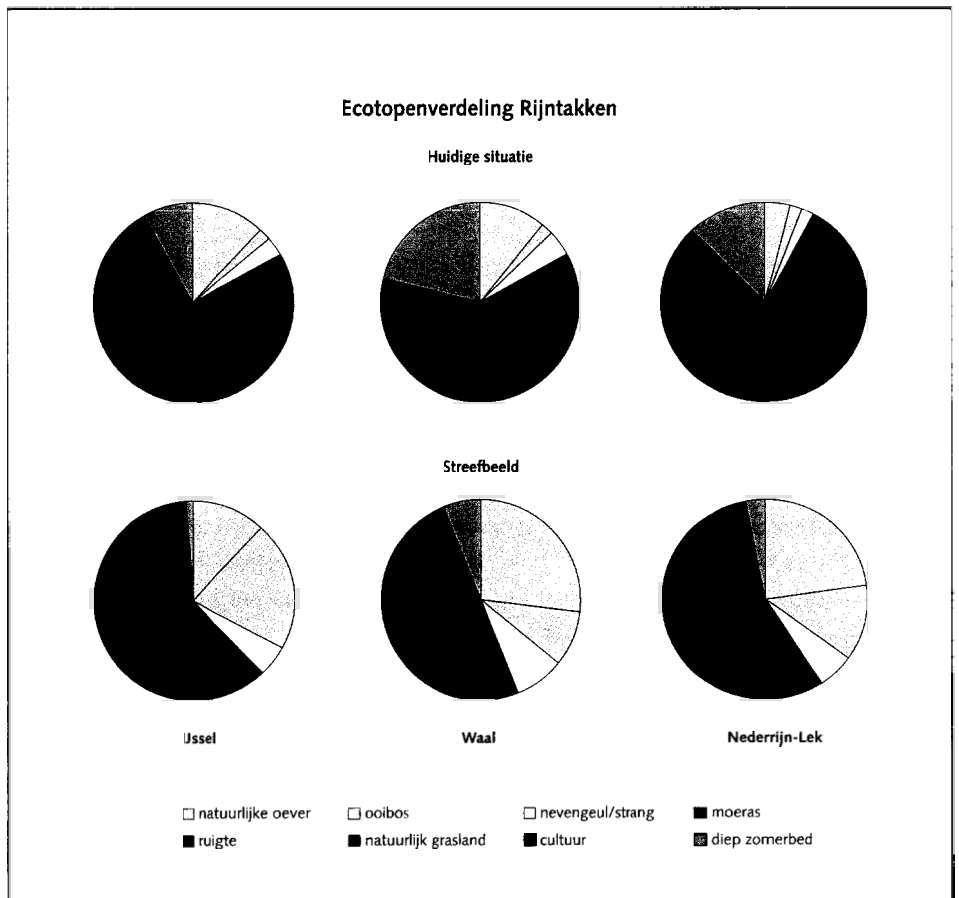
In de benedenstroomse delen van Waal en Lek neemt het aantal op macrofauna foeragerende vogels toe door de grote aantallen Driehoeksmosselen die talrijk zijn op de dammen en kaden in het gebied.

Voor zoogdieren tenslotte geldt ook dat, voor zover met de beperkte hoeveelheid gegevens is aan te geven, er weinig differentiatie per riviertraject is. Voor het hele gebied is een grotere habitatdiversiteit gewenst. De rivier vormt een trekroute voor vleermuizen en zou dat kunnen zijn voor Otter en Bever.

Het huidige Rijnsysteem is ecologisch arm. Uitwisseling van aquatische organismen tussen hoofdgeul en wateren in het winterbed is vaak onmogelijk of beperkt tot perioden van hoog water. Door de vastlegging van de hoofdgeul ten behoeve van de scheepvaart is deze steeds dieper komen te liggen. De uiterwaarden slibben op, worden hoger en droger. De eenvormigheid blijkt uit de ecotopenverdeling van de Rijntakken; (productie)grasland en diep zomerbed vormen het grootste aandeel van de oppervlakte (Postma et al. 1996 zie figuur 1, de Benedenrivieren ontbreken hierbij).

Op kleinere schaal zijn wel enkele verschillen tussen de riviertakken aan te geven.

Door de hoge ligging van de uiterwaarden is het winterbed van de IJssel voor een gedeelte geschikt voor akkerbouw. De Waal omvat een groot aandeel ondiep zomerbed en plassen, en enkele dynamische strangen. Langs de Nederrijn bevindt zich hier en daar stroomdalgrasland. In de gestuwde riviertakken en achter de zomerdijken is waardevolle laagdynamische natuur te vinden. Buiten de zomerdijk langs de ongestuwde trajecten is nog hoogdynamische



**Figuur 12.1**

De verdeling van ecotopen in IJssel, Waal en Nederrijn in de huidige situatie en na realisering van het streefbeeld (Postma et al 1996). In de huidige situatie is er weinig differentiatie tussen de verschillende riviertakken en overheerst het cultuur(gras)land. In het streefbeeld is de diversiteit aan ecotopen groter en worden de verschillen tussen de riviertakken duidelijker.

natuur aan te treffen. De variatie in dynamiek, zoals die in het oorspronkelijke systeem aanwezig was, is beperkt.

Om de rivier tot een meer geschikt leefgebied te maken voor de verschillende groepen organismen zijn maatregelen noodzakelijk.

## Beheersmaatregelen

In tabel 1 is weergegeven welke beheersmaatregelen invloed hebben op de besproken groepen dier- of plantesoorten. Uit deze tabel blijkt dat maatregelen die een positieve werking hebben voor een bepaalde groep, voor een andere groep negatieve gevolgen kunnen hebben. Het is dus mogelijk om deze maatregelen als sturing voor de ontwikkeling van de uiterwaarden te gebruiken. Dit betekent ook dat discussie mogelijk en nodig is over de te kiezen maatregelen. Belangrijk criterium in dit verband is de "oorspronkelijkheid van processen en soorten". In het streef-

beeld dat is opgesteld voor de rivieren (Postma et al 1996) is dit uitgewerkt door voor de verschillende riviertrajecten de kansrijkdom van ecotopen en soorten te bepalen. Het succes van het streven naar oorspronkelijkheid kan worden afgelezen aan de diversiteit van het systeem en het voorkomen van typische riviersoorten.

Tabel 1  
Invloed (indicatief) van inrichtings- of beheersmaatregelen op de vestigings- en/of leefmogelijkheden van de in dit rapport besproken organismengroepen

Maatregel	Vissen	Zoogdieren	Amfibieën/reptielen	Vogels	Macrofauna	Vegetatie	Plankton
creëren geleidelijke oevertaluds (ondiep water, tijdelijke poelen)	+	+	+	+	+	+	+
creëren steilrand				+	+	+	+
aanleg geïsoleerde vegetatieve wateren	+		+	+	+	+	+
aanleg nevengeulen (doorsteken zomerkades, meestromende uiterwaard)	+		-	+	+	-	+
aanleg éénzijdig aangetakte wateren (doorsteken zomerkade, hogere inundatiefrequentie)	+		-	+	-	+	+
scheppen van pioniersituaties (kaal substraat)	+		+	+	+	+	+
bevorderen bosontwikkeling	+	+	+	+	+	+	+
extensiveren begrazingsbeheer (meer diversiteit vegetatietypen)	+	+	+	+	+	+	+
aanleg hoogwatervrije plaatsen		+	+	+	+	+	+
verbinding binnendijkse leefgebieden met uiterwaarden		+	+	+			
aanleg binnendijkse kleine wateren		+	+	+		+	
aanpassen oude gebouwen (dichtmetselen, steenhopen handhaven)		+	+	+		+	
verwijderen harde oeververdediging vaargeul (ontstaan zand-, slikstranden)	+	+		-		+	

Toelichting: Waar alleen een + of een - is vermeld geldt de positieve resp. negatieve invloed voor alle of een groot deel van de soorten binnen een groep. Wanneer tussen haakjes een subgroep of soort vermeld wordt, geldt de invloed voornamelijk of alleen voor deze subgroep. Geen vermelding betekent dat de genoemde maatregel geen of nauwelijks effect heeft op de aanwezigheid van de groep.

### Inrichtingseisen

Allerlei maatregelen ten behoeve van de scheepvaart hebben ertoe geleid dat de natuurlijke rivierdynamiek in de uiterwaarden is afgenomen. Uitgangspunt bij natuurontwikkeling is om deze dynamiek weer enigszins te laten terugkeren (zie hoofdstuk 2).

Het aanleggen van nevengeulen, éénzijdig aantakken van strangen en doorsteken van zomerkades, zijn voorbeelden van maatregelen die bedoeld zijn om soortengroepen gebonden aan hoogdynamische systemen meer kansen te geven. Deze maatregelen worden in veel natuurontwikkelingsprojecten in de uiterwaarden toegepast (Silva 1996). Hierbij wordt meestal uitgegaan van een referentiebeeld waarin het vergroten van de rivierdynamiek in de uiterwaarden een belangrijke rol speelt. Uit de tabel blijkt dat dergelijke maatregelen een negatieve invloed kunnen hebben op met name amfibieën, macrofauna en waterplanten. Voor amfibieën levert de dynamische natuur meer mogelijkheden voor landbiotopen, de waterbiotopen staan echter ernstig onder druk. Bij de planvorming dient hiermee rekening gehouden te worden, te meer omdat het rivierengebied een zwaartepunt is voor de verspreiding van een aantal amfibiesoorten. Oplossingen kunnen mogelijk gevonden worden in het creëren van biotopen in laag-dynamische riviertrajecten en/of het stimuleren van meer amfibiebiotopen binnendijs op de voormalige komgronden.

Dit geldt ook voor de macrofauna; monitoring van de huidige natuurontwikkelingsprojecten laat zien dat wanneer bestaande plassen met een grote diversiteit aan macrofaunasoorten aan de rivier worden aangetakt, deze diversiteit snel vermindert (Cals 1994). Anders dan bij de aanleg van meestromende nevengeulen komen hier geen andere karakteristieke riviersoorten (stroomminnende soorten) voor in de plaats, omdat er in deze plassen geen stroming is. Ook hiervoor kunnen verschillende oplossingen gekozen worden: de zomerkaden plaatselijk intact laten, binnendijs vergelijkbare biotopen ontwikkelen, of accepteren dat de diversiteit in de uiterwaarden wat deze soorten betreft zich meer en meer beperkt tot laag-dynamische riviertrajecten.



Foto 12.1

In de Leeuwense Waard langs de Waal wordt een meestromende nevengeul gerealiseerd door het met elkaar verbinden van bestaande plassen. Met vlaggen is het tracé van de toekomstige geul uitgezet.

Bij de meeste natuurontwikkelingsprojecten wordt de nadruk gelegd op de oorspronkelijkheid van soorten en processen. Hoewel de aanwezigheid van bestaande natuurwaarden wordt onderkend, wordt vaak een keuze gemaakt voor riviergebonden soorten die in een dynamisch milieu voorkomen. In het referentiebeeld, het "oorspronkelijke riviersysteem", kwamen de minder dynamische biotopen ook binnen het rivierengebied voor, maar deze lagen in de komgebieden, wat verder van het hoogdynamische stroombed af. In de bedijkte situatie zijn deze gebieden van de rivier afgesneden, en is de dynamiek in het resterende overstromde gedeelte groter geworden. Om in het huidige systeem ook laagdynamische biotopen buitendijs te ontwikkelen kan worden aangesloten bij de verschillen in dynamiek in de verschillende riviertrajecten.

Een andere maatregel die niet alleen positieve effecten sorteert is het verwijderen van harde oeververdedigingen langs rivieroeveren. Hard substraat is een goede vestigingsplaats voor macrofaunasoorten zoals driehoeksmosselen. Deze macrofaunasoorten vormen op hun beurt voedsel voor bijvoorbeeld duikeenden. Verwijdering van dit materiaal heeft dus invloed op de aantallen van deze soorten. Het criterium

"oorspronkelijkheid" stuurt de beslissing om deze bestortingen te verwijderen, ook al kan dit de diversiteit aan soorten verlagen. Stortsteen is een materiaal dat in een natuurlijke laaglandrivier niet voorkomt. In grote delen van de rivier zullen echter om rivierkundige redenen de kribben gehandhaafd blijven.

Het extensiveren van het graslandbeheer en het ontwikkelen van meer bos en moerassige vegetaties kunnen het aantal herbivore watervogels doen afnemen. Hoewel natuurlijke plantaardige voedselbronnen meer beschikbaar komen (worteldelen en zaden van waterplanten) zal dit waarschijnlijk onvoldoende alternatief zijn voor de grote hoeveelheden vogels. Veel broedvogels van moeras(bos) en ruige natte graslanden zoals Woudaapje en Kwartelkoning zullen echter betere leefomstandigheden vinden en ook trekvogels en zaadetende herbivoren als Pijlstaart en Wintertaling zullen profiteren van de nieuwe situatie.

In veel natuurontwikkelingsprojecten wordt de bewuste keuze gemaakt voor een meer natuurlijk rivierecosysteem, waarin ook bos een plaats heeft.

Voorts is het van belang om bij natuurontwikkeling aandacht te schenken aan de dijk zelf als



Foto 12.2

Graafwerkzaamheden in de Gamerense Waarden; aanleg van geulen en gedeeltelijk afgraven van de uiterwaard zodat verschillende biotopen kunnen ontstaan die in de scheepvaartgeul niet meer voorkomen en ongewenst zijn. Voorbeelden van dergelijke biotopen zijn ondiepe zand- en slikbodems, droogvallende platen en oevervegetaties.

mogelijke ecologische barrière. Het afsluiten van een verkeersweg tijdens de paddentrek is inmiddels een bekend verschijnsel, maar ook andere soorten migreren tussen uiterwaard en binnendijks gebied. Voorbeelden hiervan zijn dassen en reeën. In natuurontwikkelingsprojecten wordt nauwelijks over de dijk heen gekeken, enkele uitzonderingen daargelaten.

#### Variatie in ruimte en tijd

De eisen die verschillende soortengroepen aan hun omgeving stellen kunnen dusdanig conflicteren dat zij niet naast elkaar kunnen voorkomen. Om de verschillende soortengroepen een kans te geven is ruimtelijke scheiding een oplossing. De schaal waarop deze variatie wordt aangebracht kan bijvoorbeeld aansluiten bij de natuurlijke variatie in morfo- en hydrodynamiek, en bij de aanwezigheid van bestaande natuur- en cultuurhistorische waarden. In (Rademakers 1996) wordt aangegeven op grond van hoogteligging en dynamiek, waar welk type natuur het meest kansrijk is. In deze watersysteemrapportage is op grond van de huidige natuurwaarden een aantal concrete aanknopingspunten te vinden voor het maken van deze ruimtelijke scheiding. Zo komen bijvoorbeeld benedenstrooms en in gestuwde trajecten de

beste omstandigheden voor moerasplanten voor. Bij de vogels zijn bijvoorbeeld de grootste aantallen Grutto's in het voorjaar te vinden in het Rijn/Lekgebied, waarbij een verband bestaat met de ligging van de broedgebieden. Sommige soorten blijken te kunnen profiteren van een fasering van de activiteiten (zoals zand- en kleiwinning) in de uiterwaarden. Zo is een aantal soorten, bijvoorbeeld de Rugstreeppad, afhankelijk van de aanwezigheid van kaal substraat. In een natuurlijk riviersysteem ontstaat dit van tijd tot tijd door natuurlijke erosie- en sedimentatieprocessen. Door de spreiding in de tijd die optreedt bij ontgrondingen en de aanleg van natuurontwikkelingsprojecten kan voor deze soorten, ondanks de verminderde erosie- en sedimentatieprocessen toch steeds voldoende kaal substraat aanwezig zijn.

Bij het doen ontstaan van een gevarieerd systeem in ruimte en tijd is het van belang aandacht te schenken aan ecologische netwerken (Reijnen et al. 1995). Zo zijn de omvang van de populaties, de afstand tussen deelpopulaties en de aanwezigheid van corridors van groot belang voor het duurzaam voortbestaan van soorten.

#### Kwaliteit

Uit ecotoxicologische gegevens blijkt dat de kwaliteit van het water, het zwevend stof en de waterbodem nog steeds risico's opleveren voor het hele aquatische ecosysteem. Dit geldt met name voor de hogere organismen. Zo zijn de gemeten concentraties van cadmium en een aantal pcb's in organismen zodanig dat 50% van de soorten hier nadelige invloed van kan ondervinden. Een deel van de toxiciteit kan nog niet worden verklaard en wordt toegeschreven aan nog onbekende stoffen.

In een onderzoek naar de ecologische kwaliteit van een uiterwaard langs de Waal (AquaSense 1997) wordt aangetoond dat een doorvergiftigingsrisico voor cadmium en verhoogde biologische beschikbaarheid van zware metalen optreedt. Hiermee worden lage dichtheden van bodemfauna op stroomluwe locaties (mede) verklaard

Over de effecten van verontreiniging op de kansen voor het ontwikkelen van levens-gemeenschappen in natuurontwikkelings-gebieden is nog weinig bekend. Vooral nog lijkt de water- en bodemkwaliteit de vestiging van nieuwe soorten niet in de weg te staan. Onduidelijk is of zij zich zullen kunnen handhaven.

De kwaliteit van het rivierwater wat betreft de macronutriënten blijkt voor de meeste soorten in de rivier zelf geen problemen op te leveren, omdat ze door de korte verblijftijden in het stromende water niet volledig worden gebruikt. Dit betekent echter niet dat deze kwaliteit geen aandacht meer vraagt. Wanneer rivierwater terecht komt in laagdynamische systemen, zoals plassen in de uiterwaarden, meren en estuaria treden wel effecten van eutrofiëring op zoals algenbloei en vissterfte.

#### Beleid

##### Ruimte voor de rivier

Na de hoge waterstanden van 1993 en 1995 is het belang van de afvoerfunctie van het winterbed tijdens hoogwater nadrukkelijk in de belangstelling komen te staan. In mei 1996 is de Beleidslijn "Ruimte voor de rivier" van kracht geworden, die de mogelijkheden voor het gebruik van het winterbed voor andere dan

riviergebonden functies sterk beperkt. In deze beleidslijn is de wens aangegeven tot het scheppen van extra ruimte voor de rivier bij hoge waterstanden. Een mogelijkheid hiervoor is bijvoorbeeld het verlagen van het winterbed. Wanneer zo'n verlaging in combinatie met natuurontwikkeling wordt uitgevoerd schept dit allerlei kansen voor riviernatuur maar heeft ook andere consequenties voor de natuurwaarden. Een groter aandeel water, minder mogelijkheden voor bos en minder hoge terreinen kunnen hier het gevolg van zijn. Deze nieuwe ontwikkeling zal in de komende jaren uitgewerkt worden. Het is evident dat dit invloed heeft op het voorkomen van de verschillende soortengroepen. Met name voor soorten van minder dynamische milieu's zijn in deze verlaagde uiterwaarden minder mogelijkheden.

#### **Aanbevelingen**

De huidige natuurontwikkelings-projecten zijn gericht op het vergroten van de hydro- en morfodynamiek in de uiterwaarden en het extensiveren van begrazing. Door de mogelijkheden te scheppen voor dynamische processen zullen karakteristieke rivierecotopen ontstaan. Deze ecotopen maken een goede kans snel bevolkt te raken; zowel vis- als macrofaunasoorten van ondiep stromend water zijn nu al in zeer kleine aantallen aanwezig. Broedvogels zullen ook direct profiteren zoals bleek uit opleving van de populatie van Kwartelkoning en van Grauwe gors na de inundaties in 1995. Hetzelfde geldt voor vlermuizen die profiteren van een groter en gevarieerder voedselaanbod in de meer gevarieerde vegetaties. Hierbij moet worden aangetekend dat er dynamiek bestaat in verschillende gradaties.

De geïsoleerde milieu's, alleen met extreem hoogwater of via rivierkwel in contact met de rivier, zijn altijd nog dynamischer dan de binnendijkse gebieden en herbergen zeldzame en karakteristieke soorten. Deze gebieden liggen in de huidige situatie echter zo dicht bij de rivier dat verwijderen van kaden geen enkele overlevingskans biedt. Door een bewuste spreiding van gebieden met verschillende gradaties van dynamiek, bijvoorbeeld laag-dynamische natuur langs de Nederrijn, is er ook plaats voor

amfibieën, zoogdieren, limnofiele vis en macrofauna van vegetatierijke wateren. Deze soorten behoren ook bij het riviersysteem maar zijn niet gebaat bij het verwijderen van kaden en de opgeslibde uiterwaardbodem. Daarnaast is het van belang de mogelijkheden voor dergelijke soorten binnendijks te vergroten met aandacht voor goede verbindingzones naar de buitendijkse gebieden.

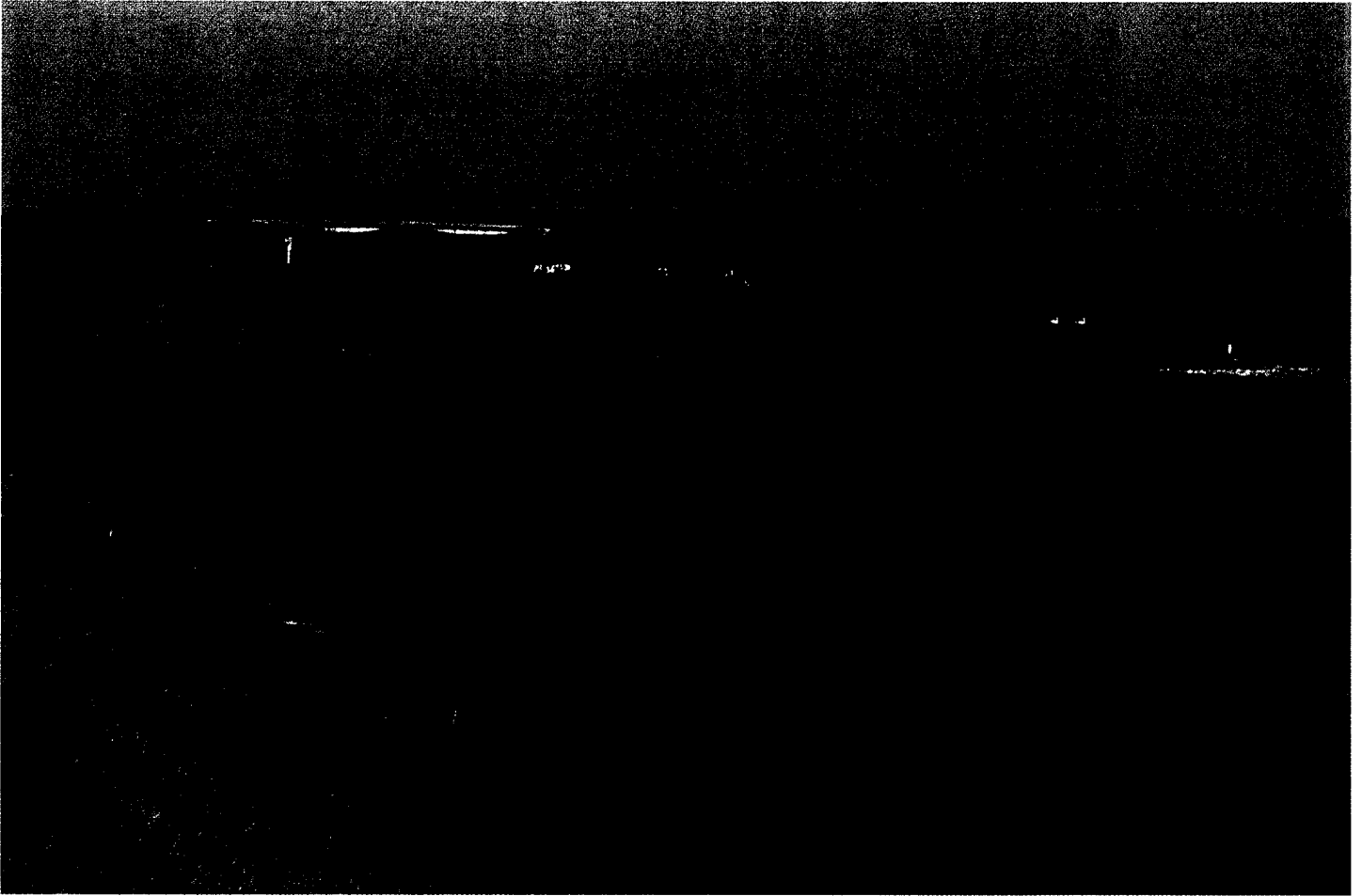
Bij de inrichting is het van belang de bestaande natuurwaarden te inventariseren, zodat waardevolle gebieden behouden kunnen blijven. Ook verdient het aanbeveling de mogelijkheden voor realiseren van aansluitende biotopen binnendijks na te gaan. Tenslotte zal, door de natuurontwikkeling aan te passen aan de morfologische karakteristieken van het riviertraject, de meest duurzame en kansrijke verdeling van ecotopen over de Rijntakken bereikt kunnen worden. Het is noodzakelijk om bij het streven naar een gevarieerde uiterwaardennatuur de wens voor meer ruimte voor de rivier te betrekken.

#### **Monitoring**

Er wordt naar gestreefd de differentiatie van de riviertakken te vergroten, en dus meer de potenties van de rivier benutten. Dat betekent ook zodanig meten dat die variatie in ecotopen, vegetatie en bijbehorende soorten gevolgd kan worden. Ecotoopkartering, (gebiedsdekkend) zoals dat voor 1999 bij de volgende meetronde voor de Rijn op het programma staat, en monitoring van zowel zomer- als winterbed ecotopen (een aantal per Rijntak) kan dat inzicht bieden. Zo verdient het aanbeveling om ook geïsoleerde wateren te bemonsteren en een beeld te geven van bijvoorbeeld het areaal oobos (en de ontwikkelingen daarin).

Of en in welke mate in de huidige situatie de rivierprocessen nog bepalend zijn voor de vorming van het rivierenlandschap is uit de gegevens niet vast te stellen. Hiertoe zou het patroon van ecotopen in opeenvolgende meetperioden vergeleken moeten worden. Meer aandacht voor de samenhang tussen morfologische en hydrologische ontwikkelingen en ecologische ontwikkelingen in de rivier is daarbij van belang.





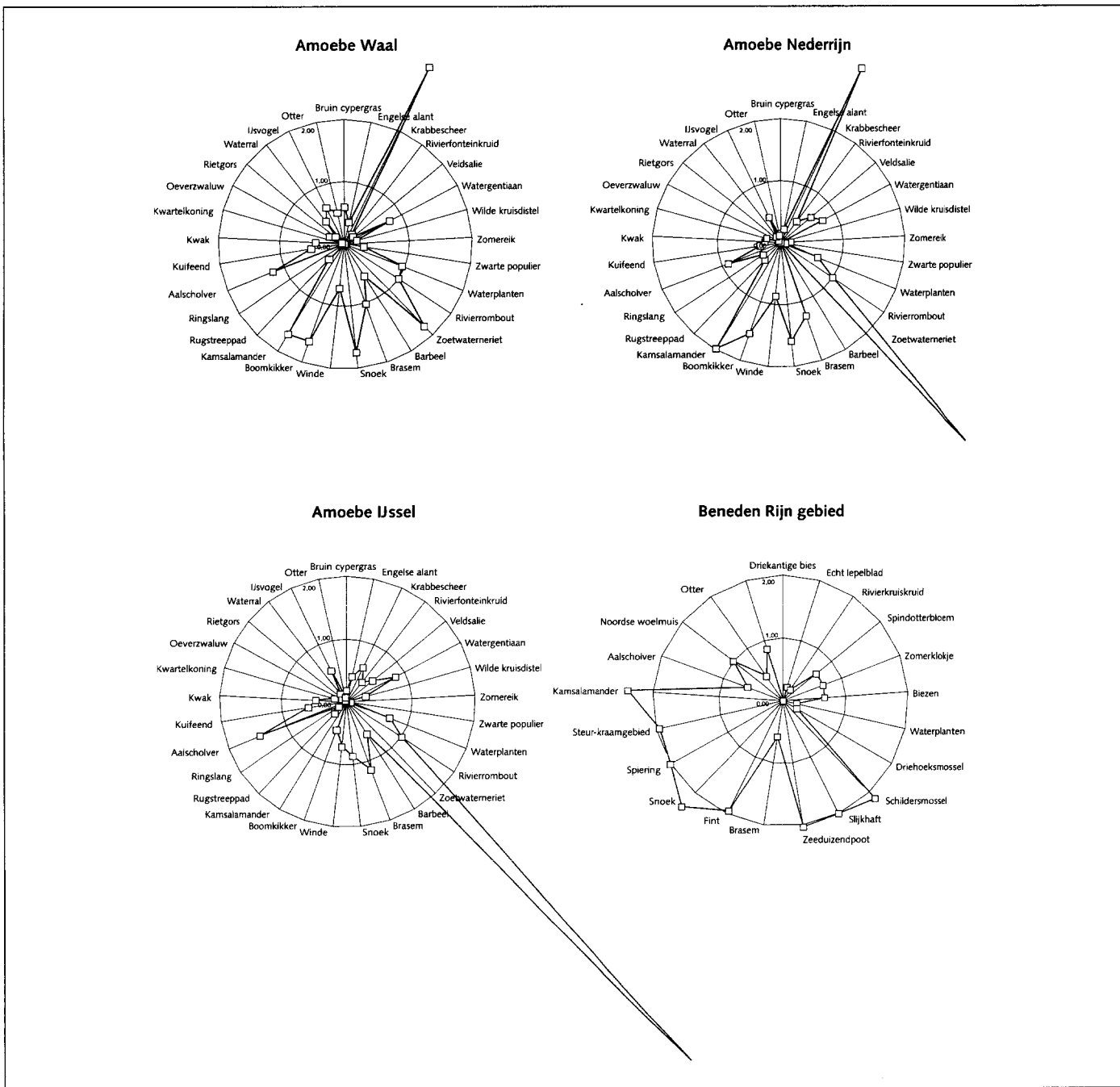
**Foto 12.3**  
Rivierlandschap langs de Nederrijn-Lek.

**AMOEBE's in de Rijn;**  
Winfried Laane

In de AMOEBE studie voor de grote rivieren is de ecotopen verdeling (zie elders in dit hoofdstuk) via vuistregels omgerekend naar potentiële aantallen van de soorten, doelvariabelen genaamd, die in het project "Watersysteemverkenningen" bekeken zijn. De omrekenregels zijn gebaseerd op de habitatbenadering: per soort is bepaald hoeveel geschikt habitat in de toekomstige ecotopen aanwezig zal zijn. De aantallen van soorten in de huidige situatie zijn afgeleid uit bestaande gegevens.

In de figuur is voor de watersystemen van de Rijn en -takken de huidige situatie in taartpunten uitgezet ten opzichte van het natuurstreefbeeld op de cirkel, waarmee de zogenaamde AMOEBE's ontstaan.

Voor de verschillende Rijntakken zijn zoveel mogelijk dezelfde doelvariabelen gebruikt. De soorten voor het beneden Rijngedebied (Noordrand en zoetwatergetijdenrivieren, Vanhemelrijk 1997) wijken het meest af door de overheersende invloed van zout en getijwerking in dit gebied.



Langs de rivier zijn voor bijvoorbeeld de IJsvogel broedhabitats aanwezig langs nevengeulen, strangen en plassen. In het natuurstreefbeeld voor Waal, Nederrijn en IJssel is het totale areaal broedhabitat sterk toegenomen en zijn in plaats van de huidige 3-4 broedparen 520 broedparen te vinden (Duel 1996). In het benedenrivierengebied krijgt bijvoorbeeld de Noordse woelmuis, een soort van vochtige rietlanden, een groter areaal tot zijn beschikking. De huidige incidentele bezoeker wordt dan vaste bewoner van het gebied.

# 13. Literatuur

## 1. Inleiding

1. Min. V&W (1996). Nota watersysteemverkenningen: Toekomst voor Water. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag
2. Min. V&W (1997). Water Kader: Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsvoornemen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
3. van der Weijden, M.H., P. Jesse, K.H. Prins, W.-H. Mulder (1995). Milieumeetnet Zoete Rijkswateren. RIZA, rapport 96.005, Lelystad.

## 2. Het Watersysteem Rijn

1. Breukel, R.M.A. (1993). De Rijn en Rijntakken. Verleden, heden en toekomst. RIZA, rapport 93.004, Lelystad.
2. Breukel, R.M.A. & A. bij de Vaate (1996). Ecologische effecten van waterkwaliteitsveranderingen in de Rijn. RIZA nota nr. 96.015, Lelystad.
3. Brilhuis, R. (1988). Enkele hydraulische en morfologische parameters van de Nederlandse Rijntakken DBW/RIZA nota nr. 88.003.
4. Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (1988). Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. CUWVO, Werkgroep V-1.
5. Duel, H., G.B.M. Pedroli & G. Arts (1996). Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. Een stroom natuur, Natuurstreefbeeld voor Rijn en Maas. Achtergronddocument B: Ontwikkelingsmogelijkheden voor doelsoorten. RIZA, rapport 95.173X.
5. Isarin, R.F.B., H.J.A. Berendsen & M.M. Schoor (1995). De morfodynamiek van de rivierduinen langs de Waal en de Lek. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch herstel Rijn en Maas' no. 49-1995.
7. Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedroli & J.G.M. Rademakers (1996). Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. Een stroom natuur, Natuurstreefbeeld voor Rijn en Maas. RIZA, rapport 95.060, Arnhem.
3. Rademakers, J.G.M. (1993). Deelprogramma

- Natuurontwikkeling; Natuurontwikkeling uiterwaarden & ecologisch onderzoek; een verkennende studie. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek Wageningen. NBP-onderzoeksrapport 2.
9. Rademakers, J.G.M., G.B.M. Pedroli & L.H.M. van Herk (1996). Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. een stroom natuur, Natuurstreefbeeld voor Rijn en Maas. Achtergronddocument A: kansrijkdom van ecotopen. RIZA, rapport 95.172X.
  10. Rademakers, J.G.M. & H.P. Wolfert (1994). Het Rivier-Ecotopen-Stelsel: Een indeling van ecologisch relevante ruimtelijke eenheden ten behoeve van ontwerp- en beleidsstudies in het buitendijkse rivierengebied. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn en Maas', Publicatie no. 61-1994.
  11. Silva, W. & M. Kok (1996). Integrale Verkenning inrichting Rijntakken. Hoofdrapport: Een weegschaal voor rivierbeheer. IVR, rapport 1. Ministerie van verkeer en Waterstaat.
  12. Sorber, A. (1997). Oeversedimentatie tijdens de hoogwaters van 1993/1994 en 1995. RIZA, rapport 97.015.
  13. Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog (1997). Amoebe's Beneden rivierengebied. Studie naar ecologische ontwikkelingsrichtingen. RIZA, rapport 96.004.

## 3. Water- en oeverplanten

1. van den Brink, F.W.B. (1990). Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" no. 25, Katholieke Universiteit Nijmegen, DBW-RIZA.
2. Coops, H. (1996). Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure. Proefschrift. Katholieke Universiteit Nijmegen. RIZA, rapport 96.013, Lelystad.
3. Doef, R.W. (1995). Waterplanten in de

- Duursche Waarden 1994 en 1995. RIZA, rapport 95.193X, Lelystad.
4. de Graaf, M.C.C., H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voeselek & C.W.P.M. Blom (1990). Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. EHR rapport 16, Nijmegen.
  5. de la Haye, M.A.A. (1995). Evaluatie biologische monitoring (1992-1994). RIZA, rapport 95.067X, Lelystad. Aquasense, Amsterdam.
  6. de la Haye, M.A.A. (1996). Biologische monitoring zoete Rijkswateren. Operationele uitwerking waterplanten en ecotopen. RIZA, rapport 96.004X, Lelystad.
  7. Knaapen, J.P. & J.G.M. Rademakers (1990). Rivierdynamiek en vegetatieontwikkeling. Staring Centrum, rapport 82, Wageningen.
  8. Lemaire, A. (1994). Water- en oevervegetatie: Zomerbed. Periode 1993 - 1994. NIOO, Heteren; RIZA, intern rapport BM93.25, Lelystad.
  9. Lemaire, A. & T. van der Kooi (1994). Water- en oevervegetatie: Winterbed. Oude rivierarmen in het winterbed van Maas, Waal, Rijn-Nederrijn-Lek en IJssel. Periode 1993 - 1994. NIOO, Heteren; RIZA, intern rapport BM93.24, Lelystad.
  10. Smit, G.F.J., E.J.F. de Boer, T.J. Boudewijn en S. Dirksen (1993). Inventarisatie van de ecologische kennis van de riviertak het Spui. Bureau Waardenburg bv, rapport 93.32, Culemborg (i.o.v. RWS Directie Zuid-Holland).
  11. Willink, G. (1995). Inventarisatie van de Zwarte populier (*Populus nigra* L.) in de uiterwaarden van Bovenrijn, Waal en Boven-Merwede. Ecologisch adviesbureau STL, rapport 95-15, Nijmegen (i.o.v. RIZA Lelystad).

## 4. Fytoplankton

1. Admiraal, W., L. Breebaart, G.M.J. Tubbing, B. van Zanten, E.D. de Ruyter van Steveninck & R. Bijkerk (1994). Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the lower River Rhine. *Freshwater Biology* 32: 519-531, 1994.

2. Admiraal, W., G. van der Velde, H. Smit & W.G. Cazemier (1993). The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery. *Hydrobiologia* 265: 97-128, 1993.
3. Buijs, P.H.L. (1991). RIWA Meetcampagne Maas. ICWS i.o.v. RIWA. ICWS, rapport 92-05, Amsterdam.
4. de Hoog, A.W., H. Coops, A.A. Storm, M. Ohm & K.H. Prins (red.) (1997). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren; Watersysteemrapportage Haringvliet, Hollands Diep, Biesbosch 1994. RIZA nota 96.032, Lelystad.
5. Klink, A. (1991). Ecologisch relevante factoren bij het inrichten van een nevenegulcomplex in de Rijn. Hydrologisch Adviesbureau Klink bv, rapporten en mededelingen 36.
6. Tubbing, G.M.J., A.E. Dommering, W. Admiraal, H.W. Balfort & L. Breebaart (1993). Effects of copper on planktonic communities from the river Rhine; changes in interacting populations of phytoplankton, zooplankton and bacteria. Proefschrift, Universiteit van Utrecht.
7. Turpin, D.H. (1994). Physiological mechanisms in phytoplankton resource competition. In: C.D. Sandgren (ed), Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
8. World Wide Fund for Nature (1993). Living rivers. WNF, Zeist.
3. van Dijk, G.M, B. van Zanten & F.G. Wortelboer (1995). Using XAD-resins to study the effects of reduced organic micro-pollutant concentrations in the River Rhine and Meuse water on phytoplankton growth. *Neth J. Aquat. Ecol.* 29: 151-156
4. Gosselain, V.C. Joaquim-Justo, L. Viroux, M. Mena, A. Metens, J.P. Descy & J.P. Thomé (in druk). Laboratory and in situ grazing rates of freshwater rotifers and their contribution to community grazing rates. *Hydrobiologia*.
5. Neumann, D., Chr. Seidenberg-Busse, A. Petermeier, St. Staas, F. Molls & J. Rutschke (1994). Gravelpit lakes connected with the river Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish. *Water Sci. Tech.* 29: 267-271.
6. Peelen, R. (1975). Changes in the composition of the plankton of the rivers Rhine and meuse in the Netherlands during the last fifty-five years. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 19:1997-2009
7. Tubbing, G.M.J., A.E. Dommering, W. Admiraal, H.W. Balfort & L. Breebaart (1993). Effects of copper on planktonic communities from the river Rhine: changes in interacting populations of phytoplankton, zooplankton and bacteria. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam p. 143-166
8. Winner, J.M. (1975). Zooplankton. In: B.A. Whitton (ed.), *River Ecology*, p. 155-169. Blackwell, Oxford
4. van den Brink, F.B.W., G. van der Velde & A. bij de Vaate (1989). A note on the immigration of *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda) into the Netherlands via the river Rhine. *Bull. Zool. Mus. Amsterdam* 11 (26): 211-213.
5. van den Brink, F.B.W., G. van der Velde & A. bij de Vaate (1993). Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* 93: 224-232.
6. Frantzen, N. (1991). De kwaliteit van Maas- en Rijnwater in de periode 1983-1989. Beoordeling met behulp van macro-evertbraten. Rapport RIWA, Amsterdam.
7. Gledhill, T., D.W. Sutcliffe & W.D. Williams, 1993. British freshwater Crustacea Malacostraca: a key with ecological notes. *Freshw. Biol. Ass.*, scientific publ. nr. 52.
8. Grejdanus-Klaas, M. (in prep.). (Re)Kolonisatie gevoelige macro-evertbraten in het Nederlandse Rijnstroomgebied: literatuurrecherche en veldinventarisatie. RIZA, Lelystad.
9. Grejdanus-Klaas, M. (in prep.). Methodebeschrijving berekening dominantie, aantal taxa en BMWP/ASPT index. RIZA, Lelystad.
10. Habraken, J.M.P.M. & B.H.J.M. Crombaghs (1997). Een vondst van de Rivierrombout (*Gomphus flavipes* (Charpentier)) langs de Waal, *Brachytron* 1, vol 1: p 3-5.
11. Hellowell, J.M. (1986). Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London & New York.
12. Klink, A. & A. bij de Vaate (1996). *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) a freshwater polychaet in the Lower Rhine, new to the Dutch fauna. *Lauterbornia* 25: 57-60.
13. Mol, A.W.M. (1984). Limnofauna Neerlandica. Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in de Binnenwateren van Nederland. Nieuwsbrief European Invertebrate survey - Nederland nr. 15
14. Moller Pilot, H.K.M. & R.F.M. Buskens

## 5. Zoöplankton

1. van den Brink, F.W.B., G. van der Velde & A. bij de Vaate (1993). Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (the Netherlands). *Oecologia*, 93: 224-232
2. Dekker P. (1995). Zoöplankton. In: K.H. Prins, M. Klinge, W. Ligvoet & J. de Jonge (red.), *Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Watersysteemrapportage IJsselmeer en Markermeer 1992*. RIZA, rapport 94.060, Lelystad.

## 6. Macrofauna

1. Anonimus (1996). Das Makrozoobenthos des Rheins 1990-1995 im Rahmen des Programms "Lachs 2000". Rapport Internationale Rijncommissie, Koblenz.
2. Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17 (3): 333-347.
3. Breukel, R.M.A. & A. bij de Vaate (1996). Ecologische effecten van waterkwaliteitsveranderingen in de Rijn. RIZA, rapport.96.015, Lelystad.

- (1990). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) deel C: autoecologie en verspreiding. Nederlandse Faunistische mededelingen 1C, uitgave EIS, Nederland.
15. Morris, L.A., R.N. Langmeier, T.R. Russell & A. Witt Jr. (1968). Effects of main stream impoundments and channelization upon the limnology of the Missouri River, Nebraska. *Trans. Am. Fish. Soc.* 97, 380-388.
  16. Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedroli & J.G.M. Rademakers (1996). Een stroom natuur. *Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas*. RIZA, rapport 95.060, Arnhem.
  17. Reinhold-Dudok van Heel, E. & P. den Besten (in prep.). Macro-evertebraten in verschillende ecotopen in het benedenrivierengebied van de Rijn. RIZA, Lelystad.
  18. Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall Publish., New York and London.
  19. Schie, J. van (1996). Overleving en groei van *Theodoxus fluviatilis* (Zoetwaterneriet) in een stroomgoot aan de IJssel te Kampen. RIZA, rapport 96.039X, Lelystad.
  20. Schleuter, M. & A. Schleuter (1994). *Jaera istri* (Veuille) (Janiridae, Isopoda) aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. *Lauterbornia* 21: 177-178.
  21. Schleuter, M., A. Schleuter, S. Potel & M. Banning (1994). *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald 1841) (Gammariidae) aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. *Lauterbornia* 19: 155-159.
  22. Smit, H., F. Heinis, R. Bijkerk & F.C.M. Kerkum (1992). *Lipiniella arenicola* (Chironomidae) compared with *Chironomus muratensis* and *C. nudiventris*: distribution patterns related to depth and sediment characteristics, diet, and behavioural response to reduced oxygen concentrations. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 26: 431-440
  23. Smit, H., P. Klaren & M. Snoek (1991). *Lipiniella arenicola* (Diptera: Chironomidae) on a sandy flat in the Rhine-Meuse estuary: population structure, biomass and production of larvae in relation to periodical drainage. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 2918-2923.
  24. Tittizer, T., F. Schöll & M. Schleuter (1990). Beitrag zur Struktur und Entwicklungsdynamik der Benthalfauna des Rheins von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. *Limnologie aktuell* 1: 293-323.
  25. van Urk, G. & A. bij de Vaate (1990). Ecological studies in the lower Rhine in the Netherlands. *Limnologie aktuell* 1: 131-145.
  26. van Urk, G., F.C.M. Kerkum & A. bij de Vaate (1992). Caddis flies of the lower Rhine. *Proc. 6th Intern. Symp. on Trichoptera*: 89-94 (Lodz Zakopne, 12-16 september 1989).
  27. bij de Vaate, A. (1994). Long term changes in the macroinvertebrate fauna of the River IJssel, The Netherlands. *Verh. intern. Verein Limnol.* 25: 1563-1567.
  28. bij de Vaate, A. & M. Greijdanus-Klaas (1989). Biomonitoring van grote rivieren met een kunstmatig substraat. RIZA, rapport 90.009.
  29. bij de Vaate, A., A. Klink & F. Oosterbroek (1992). The mayfly *Ephoron virgo* (Olivier), back in the Dutch parts of the rivers Rhine and Meuse. *Hydrobiol. Bull.* 25(3): 237-240.
  30. bij de Vaate, A. & A.G. Klink (1995). *Dikerogammarus villosus* Sowinsky (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. *Lauterbornia* 20: 51-54.
  31. bij de Vaate, A. & M. Greijdanus-Klaas (1995). De ongewervelde dieren. In: M.J.J. Kerkhofs & K.H. Prins (red.), *Watersysteemrapportage Maas 1992*. RIZA, rapport 95.001, Lelystad.
  32. bij de Vaate, A., M. Greijdanus-Klaas & J. van Schie (in druk). De ongewervelde dieren. In: N. Geilen & K.H. Prins (red.), *Biologische monitoring zoete Rijkswateren: jaarrapportage 1995*. RIZA, Lelystad.
  33. Wilson, R.S. (1996). A practical key to the genera of pupal excuviae of the British Chironomidae (Diptera: Insecta), Mugley Elms, Wedmore, Somerset.
- ## 7. Vissen
1. Cazemier, W.G. (1995). Überwachung der Fischmigration in den Niederlanden. Dritter Tätigkeitsbericht. Projekt "Rückkehr der Langdistanz-Wanderfische in den Rhein". Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C052/95, IJmuiden.
  2. Daan, N. (1996). Evaluatie vismonitoring zoete rijkswateren. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C007/96, IJmuiden.
  3. de Groot, S.J. (1992). Herstel van riviertrekvisseren in de Rijn een realiteit? 8. *De Fint. De Levende Natuur* 93: 182-186.
  4. Krekels, R.F.M. & P.J.M. Verbeek (ed.) (1994). *Monitoring fauna oeververbeteringsproject Opijnen 1994*. Bureau Natuurbalans, rapport 1994002, Nijmegen.
  5. de Laak, G.A.J., J.C.A. Merckx & F.T. Vriese (1994). Visstandbemonstering in uiterwaarden. Pilot study naar de visstand in de uiterwaarden in relatie tot de inundatiefrequentie. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, onderzoekrapport 1994 26, Nieuwegein.
  6. Luiten, J.P.A. & J.T. van Buuren (1994). Watersystemen en doelvariabelen voor de watersysteemverkenningen. RIZA, rapport 94.019. RIKZ, rapport 94.016, Middelburg.
  7. Natuurbeschermingsraad (1994). *Vissen in schoon water: advies voor een ecologisch verantwoord beheer en gebruik van binnenvisserij, toegespitst op zoetwatervissen*. Natuurbeschermingsraad, Utrecht.
  8. de Nie, H.W. (1996). *Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen*. Media Publishing, Doetinchem.
  9. Quak, J. (1994). Klassificatie en typering van de visstand in het stromend water. In: A.J.P. Raat (red.), *Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland*, p. 85-100. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
  10. Schiemer, F. & H. Waidbacher (1992). Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds.), *River conservation and management*, p. 363-382. John Wiley & Sons Ltd.

11. Schouten, W.J. & J. Quak (1994). De visstand in stromende Rijkswateren. RIZA, Lelystad; Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, rapport 1993-01, Nieuwegein.
  12. Taverny, C. (1991). Pêche, biologie, écologie des aloses dans le système Gironde Garonne Dordogne. CEMAGREF Ressources en eau 4.
  13. Verbeek, P.J.M., R.F.M. Krekels & G. Hoogerwerf (eds.) (1995). Monitoring nevengeul Beneden-Leeuwen 1994/1995. Bureau Natuurbalans, rapport 199503, Nijmegen.
  14. Wiegerinck, J.A.M., W.G. Cazemier & H.J. Westerink (1995). Biologische monitoring zoete Rijkswateren: samenstelling van de visstand in 1994/1995 op basis van korvangsten. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C040/95, IJmuiden.
  15. Wiegerinck, J.A.M., W.G. Cazemier & H.J. Westerink (1996). Biologische monitoring zoete Rijkswateren: samenstelling van de visstand in 1995 op basis van vangsten met fuiken. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C018/96, IJmuiden.
- ## 8. Amfibieën
1. van den Bergh, L.M.J. & A.H.P. Stumpel (1975). Gegevens over de verspreiding en ecologie van de Rugstreeppad (*Bufo calamita*) in het gebied van de grote rivieren. De Levende Natuur 78: 104-111.
  2. van den Bergh, L.M.J. & A.H.P. Stumpel (1977). Gegevens over de verspreiding en ecologie van de Groene kikker (*Rana esculenta* L.) in het gebied van de grote rivieren. De Levende Natuur 78: 84-91.
  3. van den Bergh, L.M.J. & A.H.P. Stumpel (1978). Gegevens over voortplantingsbiotopen en trekactiviteiten van de Gewone pad (*Bufo bufo*) in het gebied van de grote rivieren. De Levende Natuur 81: 173-178.
  4. Bergmans, W. & A. Zuiderwijk (1986). Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen en hun bedreiging. Vijfde herpetogeografisch verslag. K.N.N.V.-/Lacerta, Hoogwoud.
  5. Bosman, W.W. (1994). Amfibieën in uiterwaarden. Amfibieën en overstromingsdynamiek. Rapport Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Oecologie, K.U. Nijmegen / Stichting ARK, Laag-Keppel.
  6. Bosman, W.W. (1995). Amfibieën in uiterwaarden. Effecten van winteroverstromingen op amfibieën. Rapport RIZA / Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Oecologie, K.U. Nijmegen / Stichting ARK, Laag-Keppel.
  7. Creemers, R.C.M. (1991). Amfibieën in uiterwaarden. Een voorbereidende literatuurstudie. Rapport Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Oecologie, K.U. Nijmegen / RIZA Lelystad / Stichting Ark, Laag-Keppel.
  8. Creemers, R.C.M. (1994a). Amfibieën in uiterwaarden. Voortplantingsplaatsen van amfibieën in uiterwaarden. Rapport Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Oecologie, K.U. Nijmegen / Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
  9. Creemers, R.C.M. (1994b). In: P.J.M. Verbeek & R.F.M. Krekels (red.), Monitoring nevengeul Beneden Leeuwen en monitoring amfibieën Druten. Bureau Natuurbalans / Limes divergens / RIZA, directie Gelderland, Arnhem.
  10. Creemers, R.C.M. & B.H.J.M. Crombaghs (1995). De Knoflookpad in het IJsseldal. Een onderzoek naar het voorkomen van de Knoflookpad in het IJsseldal en de ontwikkeling van een soortbeschermingsplan voor behoud, herstel en uitbreiding van leefgebieden. Limes divergens / Natuurbalans / Stichting RAVON, Nijmegen.
  11. Creemers, R.C.M. (1996). Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst van Reptielen en Amfibieën in Nederland. Stichting RAVON, Nijmegen.
  12. Creemers, R.C.M., B.H.J.M. Crombaghs & R.F.M. Krekels (1996). Amfibieën en reptielen. In: J.G. Timmermans & K.H. Prins (red.), Biologische monitoring zoete Rijkswateren 1994, p. 42-46 RIZA, rapport 96009, Lelystad.
  13. Crombaghs, B., H.J.R. Lenders & W.G. Vergoossen (1993). Reptielen en amfibieën in Nederland. Jaarboek Natuur 1993. De Vlinderstichting, Wageningen.
  14. Crombaghs, B.H.J.M. & G. Hoogerwerf (1996). Leefgebieden van amfibieën in het dijkvak Weurt-Deest. Limes divergens / Polderdistrict Groot Maas & Waal.
  15. Frigge, P.A.J. (1981). Amfibieën in de uiterwaarden. Provincie Gelderland, dienst Landinrichting en Landbouw, Arnhem.
  16. Krekels, R.F.M. & P.J.M. Verbeek (1994). Monitoring fauna oeververbeteringsproject Opijnen 1994. Bureau Natuurbalans / Limes divergens / Rijkswaterstaat RIZA en Rijkswaterstaat directie Gelderland, Arnhem.
  17. Lenders, H.J.R. (1989). Notitie over het belang van het riviereengebied voor de herpetofauna. Herpetologische Studiegroep Gelderland, Nijmegen.
  18. PWS Utrecht (1988). De Utrechtse uiterwaarden van Neder-Rijn en Lek. Rapport No. 78. Samenvattend rapport. Afdeling Natuur en Landschap, Provinciale waterstaat van Utrecht, afdeling Ecologie.
  19. Smit, G.F.J. (1994). Amfibieën langs de Zuidrand, de Oude maas, de Lek en de Afgedamde Maas. Bureau Waardenburg / Rijkswaterstaat directie Zuid-Holland.
  20. Willink, G. & H. Cuppen (1993). Vis- en amfibie-onderzoek De Gelderse Poort. STL, rapport 93-11, Nijmegen.
- ## 9. Vogels
1. Adriaensen, F., P. Ulenaers & A.A. Dhondt (1993). Ringingrecoveries and the increase in numbers of European Great Crested Grebes *Podiceps cristatus*. Ardea 81: 59-70.
  2. Centraal Bureau voor Statistiek (1994). Milieustatistieken voor Nederland 1994. 's Gravenhage, Sdu/uitgeverij / CBS publicaties.
  3. van den Bergh, L.M.J., W.G. Gerritse, W.H.-A. Hekking, P.G.M.J., Keij & F. Kuyk (eds.) (1979). Vogels van de Grote rivieren. Het Spectrum, Utrecht.
  4. van den Brink, F.W.B., G. van der Velde & A. bij de Vaate (1993). Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). Oecologia vol. 93: 224-232.

5. van Dijk A.J., F. Hustings, H. Sierdsema, & T. Verstrael (1996). SOVON broedvogelverslag 1993. SOVON monitoringrapport 1996/02. SOVON, Beek Ubbergen.
  6. van Eerden, M.R., M. Zijlstra, M. van Roomen & A. Timmerman (in prep.). The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long term shifts in the carrying capacity for wintering waterfowl. Faune et Gibier Sauvage.
  7. Erhart F.C. & J.F. Bekhuis (1996). Broedvogels van de Gelderse Poort 1989-94. Vogelwerkgroep Arnhem e.o./Vogelwerkgroep Rijk van Nijmegen e.o./NABU Naturschutzstation Kranenburg.
  8. de Graaf, M.C.C., H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek & C.W.P.M. Blom (1990). Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. Laboratorium voor Experimentele Plantenecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen in opdracht van DBW/RIZA. Publikatie no. 16.
  9. van der Have T.M. & D.A. Jonkers (1996). Zeven misverstanden over Ooievaars *Ciconia ciconia* in Nederland. Limosa 69: 47-50.
  10. Hustings F., F. Schepers & F. Ellenbroek (1995). De Grauwe Gors *Miliaria calandra* in de eerste helft van de jaren negentig. Limosa 68: 159-162.
  11. Kon. Ned. Meteorologisch Inst (1985). Klimatologische gegevens van Nederlandse stations, No. 25. Het klimaat van het hoofdobservatorium De Bilt in de jaren 1901-1984. KNMI, De Bilt.
  12. Koffijberg, K., G. Delacour, C. Dronneau, V. Keller, C. Sudfeldt & B. Wassmer, (1996). Waterbirds in the Rhine Valley in 1995. Results of a coordinated survey in January. EHR publicatie 65 1996. RIZA, Lelystad.
  13. Meininger, P.L., H. Schekkerman & M.W.J. van Roomen (1995). Populatieschattingen en 1% normen van in Nederland voorkomende watervogelsoorten: voorstellen voor standaardisatie. Limosa 68:41-48.
  14. Nienhuis, J. & M.J. Epe (1995). Feeding ecology of Bewick's Swans on five stop over sites during spring migration. Doctoraal verslag, Zoologisch Laboratorium, Universiteit van Groningen.
  15. Osieck E.R. & F. Hustings (1994). Rode lijst van bedreigde soorten en blauwe lijst van belangrijke soorten in Nederland. Tech. Rapport Vogelbescherming Nederland 12, Zeist.
  16. van de Steeg, H.M. (1992). Vegetatieonderzoek en vegetatiekartering van de Rijswaard bij Neerijnen. Rapport Vakgroep Oecologie, Werkgroep Experimentele Plantenecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
  17. van de Steeg, H.M., C.W.C.J. van de Rijt, M.J. Reijnen & C.W.P.M. Blom (1989). Zonering van vegetatietypen en *Rumex* soorten in overstromingsgradiënten in het rivierengebied van Rijn, Waal en IJssel. Experimentele Plantenecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
  18. van der Winden, J., T.J. Boudewijn, M. van Wouwe & J.A.J. Tempelaars (1996). Watervogeltellingen op een aantal riviertakken in het Noordelijk Benedenrivierengebied 1985-1995. Bureau Waardenburg bv, rapport 96.31, Culemborg (i.o.v. Rijkswaterstaat, Directie Zuid Holland).
  19. IJnsen, F. (1991). Karaktergetallen van de winters vanaf 1707. Zenit 18: 69-73.
- ## 10. Zoogdieren
1. van Apeldoorn, R. (1994). Zoogdieren en wetlands; wat zijn de problemen? Lutra 37 (2): 63-80.
  2. van Apeldoorn, R., H. Hollander, W. Nieuwenhuizen & F. van der Vliet (1992). De Noordse woelmuis in het Deltagebied. Landschap 9(3): 189-202.
  3. Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (1992). Atlas van de Nederlandse zoogdieren. 3e druk. Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver., Utrecht.
  4. Dijkstra, V. (1996). Aantalontwikkeling van de Bevers in het Nationaal Park Biesbos in 1995. VZZ, Utrecht, Inst. voor Bos en Natuur, Wageningen & Staatsbosbeheer, Driebergen.
  5. Hoekstra, B. (1992). Huisspitsmuis *Crocidura russula* (Hermann, 1780). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.), Atlas van de Nederlandse zoogdieren, p. 49-54. Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver., Utrecht.
  6. Hollander, H., T. den Boer & J. Reinhold (1990). Vleermuiswintertelling Zuidwest Veluwe 1990. Mammalaar 10 (1): 23-24.
  7. Hollander, H. & P. van der Reest (1994). Rode lijst van bedreigde zoogdieren in Nederland. Ver. voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, mededeling 15, Utrecht.
  8. Kerkhofs, M.J.J., W. Ma & W. Silva (1993). Zware metalen en organische microverontreinigingen in bodem, regenwormen en dassen in het winterbed van de Maas bij Grave. RIZA, EHM rapport 14-1993, Arnhem.
  9. van Laar, V. (1992). Waterspitsmuis *Neomys fodiens* (Pennant, 1771). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.), Atlas van de Nederlandse zoogdieren, p. 37-42. Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver., Utrecht.
  10. Lange, R., P. Twisk, A. van Winden & A. van Diepenbeek (1994). Zoogdieren van West-Europa. Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver. & Ver. voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht.
  11. Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers (red.) (in prep.). Atlas van de Nederlandse vleermuizen. Stichting Vleermuis Onderzoek, Wageningen & Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver., Utrecht.
  12. Lina, P.H.C. & G. van Ommering (1994). Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. IKC-Natuurbeheer, rapport 12, Wageningen.
  13. Ma, W.-C. & S. Broekhuizen (1989). Belasting van dassen Meles meles met zware metalen: invloed van de verontreinigde Maasuiterwaarden? Lutra 32(2): 139-151.
  14. Martens, V. & K. Mostert (1991). Vleermuizen in het herinrichtingsgebied stadsrand Zwolle in 1990. Gemeente Zwolle / NMF Overijssel / VLEN / Stichting Vleermuis Onderzoek, Wageningen.
  15. Mostert, K. (1989). Kartering en betekenis

- van kleine landschapselementen in de Krimpenerwaard in 1987. NMF-Zuid-Holland.
16. Mostert, K. (1995a). Zoogdieren van Voorne in 1991. Ver. voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, mededeling 12, Utrecht.
  17. Mostert, K. (1995b). Kleine zoogdieren in Zuid-Holland. Zoogdier 6(2): 12-18.
  18. Mostert, K. & J. Wondergem (1993). Twee-kleurige vleermuis en Bosvleermuis op de Maasvlakte. Zoogdier 4(3): 12-14.
  19. Niewold, F. (1993). Wordt de Woelrat zeldzaam? Zoogdier 4(4): 14-19.
  20. Nolet, B.A. (1995). Verspreiding en aantalsontwikkeling van de Bever *Castor fiber* in Nederland in de periode 1988-1994. Lutra 38(1): 30-40.
  21. Reinhold, J. & A. van Winden (1991). Zoogdierinventarisatie van de omgeving van Apeldoorn in 1988. Ver. voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, mededeling 5, Utrecht.
  22. Wammes, D.F. (1992). Bosmuis *Apodemus sylvaticus* (L., 1758). In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.), Atlas van de Nederlandse zoogdieren, p. 289-291. Uitgeverij Kon. Ned. Natuurhistorische Ver., Utrecht.
- ## 11. Ecotoxicologie
1. Aldenberg, T & W. Slob (1991). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. RIVM, rapport 719102002, Bilthoven.
  2. AquaSense (1996). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Meting effectparameters aan muggelarven in het veld; periode 1992 t/m 1995. RIZA, rapport 960321, Lelystad.
  3. Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. Een overzicht van de methodiek en afgeleide (eco)toxicologische risicogrenzen ter onderbouwing van Streef-, Grens-, en Interventiewaarden. RIZA, rapport 95.097X, Lelystad.
  4. den Besten, P. (in prep.). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Hollands Diep, Brabantsche en Dordtsche Biesbosch. RIZA, Lelystad.
  5. Beurskens, J.E.M. & C. van de Guchte (1993). Dioxinen in de Ketelmeerbodem. RIZA rapport 92.041, Lelystad.
  6. Eys, Y.A. (1996). De chemische en ecotoxicologische toestand van de zoete Rijkswateren. RIZA, rapport 96.016, Lelystad.
  7. van der Gaag, M.A., M. van den Bergh, A. Brouwer, S. Dirksen, T. Boudewijn & G. van Urk (1989). Impaired breeding succes of some Cormorant populations in the Netherlands: the net tightens around compounds with a dioxine-like effect. In: The effects of micropollutants on components of the river Rhine. Publications and reports of the project "Ecological Rehabilitation of the riverRhine". publ. no. 35 (1991).
  8. Hendriks, A.J. (1993). Monitoring concentrations of microcontaminants in sediment and water in the Rhine delta: a comparison with reference values. European Water Pollution Control 3, 1: 33-38.
  9. Hendriks, A.J., J.L. Maas-Diepeveen, A. Noordsij & M. van der Gaag (1994). Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine delta: a major part of the toxic compounds remains unidentified. Water Research 28, 3: 581-598.
  10. Hendriks, A.J. & M.D.A. Stouten (1993). Monitoring the response of microcontaminants by dynamic *Daphnia magna* and *Leuciscus idus* assays in the Rhine delta: Biological early warning as a useful supplement. Ecotoxicology and Environmental Safety 26, 3: 265-279.
  11. Hoogeveen, P.M.T.C. (1994). Resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek in de Rijn in Nederland. 1973 - 1992. RIZA, rapport 94.006, Lelystad.
  12. Int. Rhine Committee (1987). Rhein Aktions Program (Rhine Action Program in French/German), International Rhine Committee, Strasburg, FR.
  13. Koeman, J.H. (1972). Side-effects of persistent pesticides and other chemicals on birds and mammals in the Netherlands. TNO-Nieuws.
  14. van Leeuwen, C.J., W.J. Luttmer & P.S. Griffioen (1985). The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*: a cadmium example. Ecotoxicol. and Environm. Safety 9, 26-39.
  15. Leonards, P.P.E.G., M.D. Smit, A.W.J.J. de Jong & B. van Hattum (1994). Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of Mink (*Mustella vison*). IVM-report, R94/6.
  16. Maas, J.L. (1993). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Operationele uitwerking ecotoxicologische parameters. RIZA, rapport 91.152FX, Lelystad.
  17. Min. van Verkeer & Waterstaat (1994a). Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren 1995-2010.
  18. Min. van Verkeer & Waterstaat (1994b). Derde nota Waterhuishouding; Evaluatienota Water 1993; aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1998. Den Haag
  19. Mulder, M.A.A.J. (1993). TRIADE-Oost. Ecotoxicologische beoordeling van de waterbodernkwaliteit van vijf lokaties in Gelderland. RIZA, 93.147X, Lelystad.
  20. Noij, Th.H.M., M.A. Meerkerk, J. van Genderen, W. Hoogenboezem, H.A.M. Kete-laars & D. de Zwart (1996). Toxicologisch en ecologisch onderzoek van de Rijn in 1994. In relatie tot drinkwaterbereiding. KIWA SWO 95.218.
  21. Noppert, F. & A.J. Hendriks (1995). Bewaking van oppervlaktewater met vissen en watervlooien. Praktijkervaringen op Rijn en Maas in de periode 1988-1992. H2O (28), 4; 112-114.
  22. Pieters, H. & P. Hagel (1992). Biomonitoring of Mercury in European eel (*Anguilla anguilla*) in the Netherland, compared with Pike-perch (*Stizostedion lucioperca*): Statistical anlysis. In: J.P. Vernet (ed.), Heavy metals in the Environment II. Elsevier, Amsterdam.
  23. Pieters, H., B.L. Verboom & V. Geuke (1996). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in driehoeksmosselen - 1995. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C042/96, IJmuiden.
  24. Reijnders, P.H.J. (1980). Management and



- conservation of the Harbour seal, *Phoca vitulina*, population in the international Wadden sea area. *Biol. Conserv.*, 18, 1-13.
25. van der Valk, F., H. Pieters & R.C.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. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport MO 89-205, IJmuiden.
26. van der Valk, F., Q.T. Dao & J. Speur (1989b). Contaminant contents of freshwater mussels (*Dreissena polymorpha*) incubated at various locations in the river Rhine from Switzerland to the Netherlands. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport MO 89-206, IJmuiden.
27. Verboom, B.L., H. Pieters & J. de Boer (1996). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Microverontreinigingen in Aal - 1995. Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, rapport C008/96, IJmuiden.
28. Witteveen+Bos, Raadgevende ingenieurs b.v. (1995). Het bepalen van de toxiciteit van sediment en poriewater met behulp van bioassays. Fase 3: 1994 RIZA, rapport BM 94.09, Lelystad.
29. Witteveen+Bos, Raadgevende ingenieurs b.v. (1996). Het bepalen van de toxiciteit van sediment en poriewater met behulp van bioassays. Fase 4: 1995 RIZA, rapport BM 95.12, Lelystad.

## 12. Synthese

1. AquaSense (1997). Ecotoxicologisch onderzoek Afferdensche en Deestsche Waarden. Situatie voor aanleg van een meestromende nevengeul t.b.v. natuurontwikkeling. RIZA, rapport 97.0817, Lelystad.
2. Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedroli & J.G.M. Rademakers (1996). Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. Een stroom natuur, Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. RIZA, rapport 95.060, Arnhem.
3. Creemers, R.C.M. (1991). Amfibieën in uiterwaarden. Een voorbereidende literatuurstudie. RIZA Lelystad, KU Nijmegen, Stichting ARK.
4. Rademakers, J.G.M., G.B.M. Pedroli & L.H.M. van Herk (1996). Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. een stroom natuur, Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Achtergronddocument A: kansrijkdom van ecotopen. RIZA, rapport 95.172X.
5. Reijnen, R., W.B. Harms, R.P.B. Foppen, R. de Visser & H.P. Wolfert (1995). Rhine econet. Ecological networks in river rehabilitation scenario's; a case study for the Lower Rhine. RIZA, "Ecological rehabilitation of the riviers Rhine and Meuse, reportnr. 58-1995", Lelystad.
6. Silva, W. & M. Kok (1996). Integrale Verkenning inrichting Rijntakken. Hoofdrapport "Een weegschaal voor rivierbeheer" IVR-Rapport 1.
7. Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog (1997). Amoebe Beneden Rivierengebied. Studie naar ecologische ontwikkelingsrichtingen. RIZA, rapport 96.004.



**Foto 13.1**  
Rivierduin langs de Waal bij Millingen.

# Verantwoording

## VOGELS

De monitoring van watervogels wordt gecoördineerd door SOVON Vogelonderzoek Nederland te Beek-Ubbergen. De operationele uitwerking van de monitoring van watervogels is beschreven in het RIZA rapport BM93.06.

## VISSEN

De monitoring van de visstand vindt plaats in samenwerking met het RIVO-DLO (Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek) te IJmuiden. De operationele uitwerking van de monitoring van de visstand is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152dx.

## ONGEWERVELDE DIEREN

De bemonstering van macrofauna in de Rijn wordt uitgevoerd door de meetdienst van Directie Oost-Nederland. De monsters worden gedetremineerd onder verantwoordelijkheid van de afdeling IMLB van het RIZA. De operationele uitwerking van de monitoring van macrofauna is beschreven in het RIZA werkdocument 96.003x.

## ECOTOXICOLOGIE

De monitoring van accumulatie van microverontreinigingen in Aal en Driehoeksmosselen vindt plaats in samenwerking met het RIVO-DLO. De monitoring van de toxiciteit van het oppervlaktewater vindt plaats in samenwerking met het RIVM. De operationele uitwerking van de monitoring van ecotoxicologische parameters is omschreven in het RIZA werkdocument BM91.152fx.

## FYTO- en ZOÖPLANKTON

De bemonstering en determinatie van het fyto- en zoöplankton in de grote rivieren werd tot en met 1996 verzorgd door het RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne) te Bilthoven. De bemonstering en determinatie van het fyto- en zoöplankton in de overige wateren wordt verzorgd door het RIZA. De operationele uitwerking van de monitoring van fytoplankton is beschreven in het RIZA werkdocument 96.002x.

## WATER- en OEVERPLANTEN

De veldopnames van de vegetatie in en langs de grote rivieren voor dit rapport werd verzorgd door het NIOO (Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek) te Heteren in opdracht van het RIZA. Vanaf 1996 vinden de veldopnames in de Rijn plaats in samenwerking met de meetdienst van directie Oost-Nederland. In het RIZA werkdocument 96.004x is de operationele uitwerking van de vegetatiemonitoring beschreven. Vanaf 1996 wordt de monitoring van oevervegetatie uitgevoerd door de stichting FLORON in opdracht van RIZA.

## U WILT MEER WETEN???

Niet alle gegevens die zijn verzameld in het kader van de Biologische Monitoring zijn in dit rapport gepresenteerd. Een overzicht van de in 1995 bepaalde parameters wordt gegeven in de nota Milieumeetnet Zoete Rijkswateren, RIZA nota 92.051.

Met behulp van een evaluatie (RIZA werkdocument 95.067x) is het programma voor de tweede vierjaarlijkse periode (1996-1999) vast-

gelegd in Riza nota 96.005. Het volgende peiljaar van de Rijn zal in 1999 plaatsvinden.

In 1998 zal een groot deel van de biologische gegevens worden opgeslagen in "DONAR", het centrale gegevensopslag systeem van Verkeer en Waterstaat.

Voor vragen over deze gegevens kunt u terecht bij de afdeling Meetnetten (IMM) van het RIZA; contactpersoon voor de biologische

gegevens is Dhr. P. Jesse.

Programmaleider van de Biologische Monitoring is Dhr. K.H. Prins.

Alle hier vermelde personen zijn werkzaam bij het RIZA, Postbus17,  
3200 AA Lelystad, tel. 0320-298411



# Colofon

**lay-out en figuren:**

Afdeling Presentatie RIZA

**omslagontwerp:**

Bureau Beekvisser bNO

**drukwerk:**

Koninklijke De Swart

**fotoverantwoording:**

Hans Polderman (0.1)

Wilfried ten Brinke (2.2)

Tom Buijse (8.2; 9.1)

Eric Wanders / Foto Natura (1.1)

Ruurd Noordhuis (7.1; 8.3)

Thomas Ietswaard (4.1;4.2;4.3)

RIVM (5.1)

Roel Doef (1.2; 3.1; 7.2; 2.3 6.5; 13.1)

Gerard Litjens (12.1;12.2)

Jan Koolen (2.1)

John van Schie (6.1; 6.2; 6.3; 6.4)

Hugo Coops (3.3)

Marita Cals (3.2)

Zomer Bruin (10.1)

Hannie Maas (11.1; 11.2)

René Krekels / Foto Natura (8.1)

Frits van Daalen / Foto Natura (9.2)

Eric Martijn (12.3)

**illustraties:**

Rob Felix (figuur 8.2; 8.3)

Jeroen Helmer (Hoofdstuk 8, intermezzo 1)





