BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR
VISSERIJONDERZOEK

ECOLOGISCH HERSTEL VAN DE RIJNMAKROFAUNA.

Bopp van Dessel

RIJKSINSTITUUT voor NATUURBEHEER,
Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, Leersum,
Postbus 46, 3956 ZR Leersum.

Publicaties en rapporten **1989-14** van het project "Ecologisch Herstel Rijn".

Deelnemende instituten:

Namens het Ministerie van Verkeer en Waterstaat:
Dienst Binnenwateren/RIZA, Postbus 17, 8200 AA Lelystad.

Namens het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer:
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en milieuhygiëne, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven.

Namens het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij:
Rijksinstituut voor Visserij-Onderzoek, Postbus 68, 1970 AB IJmuiden.

RIN-rapport: 90/7.

Publications and reports of the project "Ecological rehabilitation of the river Rhine"

no. 1 - 1988 Ecological rehabilitation of the river Rhine: a proposal for a Netherlands research programme.

no. 2 - 1988 Fish and their environment in large european river ecosystems; the Dutch part of the river Rhine.
W.G. Cazemier, Science de l'Eau 7, 95-114 (1988).

no. 3 - 1988 High rates of denitrification in a storage reservoir fed with water of the river Rhine.
W. Admiraal en J.C. van der Vlugt, Arch.Hydrobiol. 113, 593-605 (1988).

no. 4 - 1988 Impact of biological activity on detritus transported in the lower river Rhine: an excercise in ecosystem analy.
W. Admiraal en B. van Zanten, Freshwater Biology 20, 215-225 (1988).

no. 5 - 1988 Continue signalering van toxische stoffen in het aquatische milieu met behulp van biologische bewakingssystemen - literatuurstudie.
J. Botterweg, 31 pp., Den Haag (1988).

no. 6 - 1988 Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the river Rhine.
W. Admiraal, E.D. de Ruyter van Steveninck en H.A.M. de Kruijf. The Science of the Total Environment 78, 59-75 (1988).

no. 7 - 1989 Bioaccumulation in yellow ell (Anguilla anguilla) and perch (Perca fluviatilis) from the Dutch branches of the Rhine-mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons.
F. van der Valk, H. Pieters en R.C.C. Wegman.

no. 8 - 1989 Beoordeling en evaluatie van biologische alarmeringssystemen op het meetstation Lobith. Bio-alarm projekt fase I.
J. Botterweg.

no. 9 - 1989 Ecologisch herstel Rijn - beleid en onderzoek.
Symposium-verslag 26 mei. E.C.L. Marteijn (red.)

no. 10 - 1989 Summary of results and conclusions from the first phase (1988-1989) of the Netherlands research programme "Ecological Rehabilitation Rhine".
J.A.W. de Wit, W. Admiraal, C. van der Guchte and W.G. Cazemier.

no. 11 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (Salmo salar).
S.J. de Groot.

no. 12 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with sea trout (Salmo trutta trutta).
S.J. de Groot.

no. 13 - 1989 Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysische en chemische parameters.
M.M.J. Maenen.

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

1 INLEIDING

2 ECOLOGIE VAN RIVIERBEWONENDE MAKRO-EVERTEBRATEN
2.1 Leven in stromend water
2.2 Morfologische en ethologische aanpassingen
2.3 Voedingsstrategieën
2.4 Drift en verspreiding
2.5 Zonering

3 DE RIJN ALS LEEFMILIEU
3.1 Algemene karakteristieken
3.2 Gebruiksfunkties
3.3 Waterkwaliteit
3.3.1 Algemeen
3.3.2 Waterafvoer
3.3.3 Watertemperatuur
3.3.4 Zuurstof
3.3.5 Chloride
3.3.6 Eutrofiëring
3.3.7 Zware metalen
3.3.8 Organische mikroverontreinigingen
3.3.9 Incidenten
3.4 Morfologie

4 MAKROFAUNA VAN DE RIJN
4.1 De natuurlijke situatie als referentie
4.2 Beneden-Rijn, vroeger en nu
4.3 Niederrhein en Oberrhein
4.4 Refugia in en langs de Rijn
4.5 Vergelijkbare rivieren

5 HERSTELMOGELIJKHEDEN

5.1 Rekolonisatie en herintroductie
5.2 Potentiële soorten
5.3 Autecologie
5.3.1 Gastropoda (slakken)
5.3.2 Bivalvia (tweekleppigen)
5.3.3 Decapoda (kreeften)
5.3.4 Ephemeroptera (haften)
5.3.5 Plecoptera (steenvliegen)
5.3.6 Odonata (libellen)
5.3.7 Heteroptera (wantsen)
5.3.8 Trichoptera (kokerjuffers)
5.3.9 Chironomidae (muggelarven)
5.4 Randvoorwaarden voor herstel

6 CONCLUSIES: EEN PLAN VOOR ECOLOGISCH HERSTEL

SAMENVATTING

SUMMARY

LITERATUUR

BIJLAGEN: 1 Soortenlijsten Beneden-Rijn (1900,1989),
Niederrhein, Oberrhein, Maas
2 lijst geraadpleegde en geciteerde deskundigen

VOORWOORD

De brand bij het Zwitserse chemiebedrijf Sandoz in november 1986, is de aanleiding geweest voor een internationaal plan tot herstel van de Rijn. Eén van de doelstellingen van dit plan is een zodanig ecologisch herstel, dat deze rivier in het jaar 2000 weer leefbaar is voor hogere diersoorten (met name de zalm). In Nederland is hiertoe het Rijn-Actie-Plan opgesteld.

In dit kader is door het RIN, in opdracht van DBW-RIZA, een studie uitgevoerd naar de herintroductie- en rekolonisatiemogelijkheden van makro-evertebraten in de Beneden-Rijn. Het nu voor u liggende rapport is het resultaat van deze studie.

De Directie

1. INLEIDING

In november 1986 brak er brand uit bij het Zwitserse chemiebedrijf Sandoz te Basel. Hierdoor belandden grote hoeveelheden toxische chemicaliën in de Rijn. Dit leidde tot grote ecologische schade in het gehele, stroomafwaarts gelegen Rijntraject.

Naar aanleiding van deze calamiteit werd door de ministers van de Rijnstaten besloten tot het tegengaan van verdere ecologische aantasting van de Rijn en tot internationale actie om ecologisch herstel van de Rijn mogelijk te maken.

In het kader van deze internationale actie is in Nederland een nationaal herstelplan voor de Rijn opgesteld (Anonymous 1988). Dit plan heeft als doelstellingen, dat in het jaar 2000 de Rijn weer zover hersteld zal zijn, dat:

- hogere diersoorten (met name de zalm) zich weer in de Rijn kunnen handhaven
- de Rijn veiliggesteld is als drinkwaterbron
- de vervuiling van het sediment met gevaarlijke componenten verleden tijd is

De reden voor deze geïntegreerde ecologische aanpak is de gedachte dat een gezond, goed functionerend ecosysteem de beste waarborgen biedt voor de vele functies die de rivier heeft of zou kunnen hebben (Smit & van Urk, 1987).

Binnen dit goed functionerende ecosysteem zou ook de macrofauna een volwaardige plaats in moeten nemen. Vandaar dat een onderzoek naar herstel van makrofauna deel uitmaakt van het Rijn-herstelplan. In dit onderzoek worden de mogelijkheden tot rekolonisatie en reïntroductie van een aantal makrofaunasoorten in het Nederlandse deel van de Rijn (in het vervolg aangeduid met Beneden-Rijn) bestudeerd.

Hiertoe wordt eerst, aan de hand van relevante literatuur, de algemene ecologie van makrofauna in stromende wateren beschreven (hfst 2). Vervolgens wordt ingegaan op de waterkwaliteit en morfologie, als belangrijke omgevingfaktoren, van de Rijn (hfst 3). In hoofdstuk 4 wordt een referentie gekozen voor het ecologisch herstel en wordt de ontwikkeling van de makrofauna in de Beneden-Rijn van 1900 tot heden beschreven. Tevens worden de Beneden-Rijn, de Nieder-, Oberrhein en een

aantal andere rivieren vergeleken. Aan de hand van deze drie hoofdstukken en wordt een lijst opgesteld van makrofaunasoorten, die als rekolonist van de Rijn wenselijk en realiseerbaar lijken. Van deze groep wordt de autecologie beschreven. Aan de hand hiervan worden de randvoorwaarden voor ecologisch herstel van de makrofauna bepaald (hfst 5). Uiteindelijk leidt dit alles tot een eerste aanzet van een plan voor ecologisch herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn (hfst 6). Op basis hiervan kan in de toekomst een meer concreet rekolonisatieprogamma ontworpen worden.

2. ECOLOGIE VAN RIVIERBEWONENDE MAKRO-EVERTEBRATEN

2.1 Leven in stromend water

Een rivier is een open ecosysteem. Dit wil zeggen dat het water de rivier, schematisch gezien, aan de ene kant binnen komt om haar aan de andere weer te verlaten.
Dit gegeven heeft grote consequenties voor het systeem in het algemeen en voor de makrofauna in het bijzonder:

- Het rivierecosysteem is in hoge mate afhankelijk van externe invloeden, die de hoeveelheid water in de rivier en de kwaliteit ervan bepalen. Het feit dat deze externe invloeden zeer veranderlijk zijn (neerslag, temperatuur, lozingen) maakt de rivier tot een zeer dynamisch milieu. De in de rivier levende organismen moeten zich aan deze dynamiek aanpassen.
- Er is slechts in beperkte mate sprake van een interactie tussen de watermassa en de rivierbedding. De watermassa beïnvloedt fysisch en chemisch de rivierbodem en -oevers, maar de beïnvloeding andersom blijft, vanwege de korte contacttijd, relatief gering en heeft slechts gevolgen voor het stroomafwaarts gelegen traject. Hierdoor is de samenstelling van de rivier-biocoenose een vrij directe afspiegeling van fysische en chemische waterparameters. Veel van het makrofaunaonderzoek is dan ook uitgevoerd vanuit de behoefte aan indikatoren voor de waterkwaliteit (2.5). Toch spelen makro-evertebraten in het stromende water, ecologisch gezien, een rol van betekenis, als afbrekers van organisch materiaal (2.3), als voedsel voor vissen en vogels en door soortspecifieke gedragingen (5.3).
- De levensgemeenschap van het vrije water (fyto-, zoöplankton) heeft een bepaalde tijd nodig om tot ontwikkeling te komen. Als de transporttijd van bron naar afwatering te kort is, ontbreekt die tijd en zal er een levensgemeenschap ontstaan, zonder of met slechts een beperkte plankton-coenose. De residentietijd van een waterdeeltje in de Rijn van de Bodensee tot de Nederlands-Duitse grens is bij gemiddelde waterafvoer 12 dagen (Peelen 1975). In Nederland is het verblijf nog eens 2 dagen. Dit betekent dat er ruime ontwikkelingsmogelijkheden zijn voor fytoplankton, maar slechts beperkte voor zoöplankton (De Ruyter-van Steveninck e.a. 1988). Het

fytoplankton kan in de Beneden-Rijn hoge dichtheden bereiken (tot meer dan 100 mug/liter en heeft een grote invloed op de zuurstofhuishouding (Van Urk 1984). Een belangrijk deel van de makrofauna in de benedenloop van een rivier bestaat dan ook uit filter-feeders.

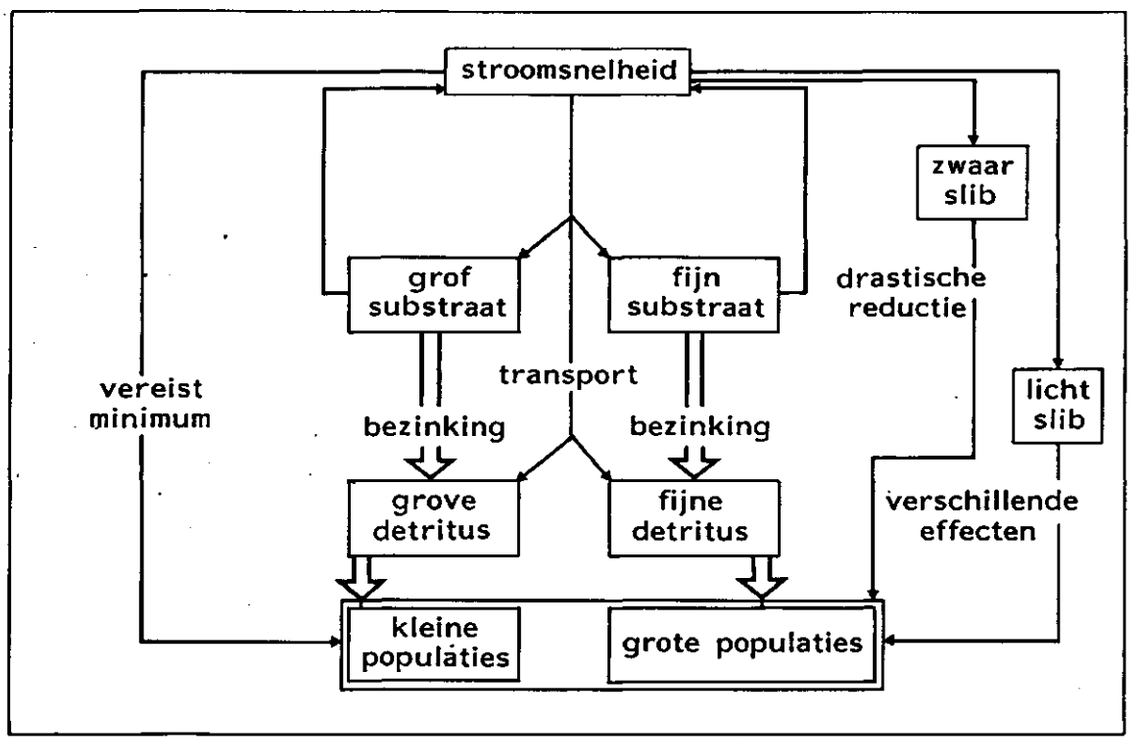
- Een wezenlijk kenmerk van een rivier is de steeds in dezelfde richting optredende en vaak sterk fluctuerende stroming. De stromingskarakteristiek van een rivier wordt als belangrijkste milieufactor gezien voor de in de rivier levende makro-evertebraten (Ambühl 1959, Chutter 1969, Whitton 1975, Rabeni & Minshall 1977, Vannote 1980, Statzner 1981, Statzner & Higler 1986). Het gaat hierbij niet alleen om de directe invloed van stroming op de makrofauna, maar ook om de indirecte invloed als bepalende faktor voor milieuparameters als bodemstruktuur, sedimentsamenstelling, zuurstofgehalte in het water en nutriëntentransport (Fig. 1).

Door de bovengenoemde eigenschappen heeft het rivier-ecosysteem een eigen karakter. Het leven in dit systeem brengt, ook voor de riviermakrofauna, een specifieke problematiek met zich mee. In de paragrafen 2.2 tm 2.5 wordt hierop gedetailleerder ingegaan.

Een rivier is geen homogeen milieu. Klink & Moller-Pillot (1982) onderscheiden in de nederlandse Rijn negen habitats. Dit zijn gedeelten van de benedenloop van de rivier, waar de heersende omstandigheden aanleiding geven tot een min of meer constante samenstelling van soorten:

- lithaal; ondergrond van stenen, weinig stroming
- litho-rheaal; ondergrond van stenen, in de stroomgeul
- pelaal; ondergrond met een laag modder bedekt, geen stroming
- psammo-pelaal; ondergrond van zand met dun laagje modder of vermengd met organisch materiaal
- psammaal; rivierzand (bijna) zonder organisch materiaal
- phytaal; waterplanten
- hygrolithaal; ondergrond van stenen, in de spatzone
- terrestrische levensgemeenschappen
- brakwatergemeenschappen

(de laatste drie habitats zijn in dit kader van minder belang)



Figuur 1. De stroomsnelheid beïnvloedt, zowel direct als indirect de makrofaunasamenstelling. Hier wordt de invloed van stroming, via substraat, op populatiegrootte schematisch weergegeven (Rabeni & Minshall 1977).

2.2 Morfologische en ethologische aanpassingen

Aangezien stroming de meest karakteristieke milieuvariabele is in een rivier, zijn het juist de aanpassingen hieraan, die de rivierfauna onderscheid van in stilstaand water levende verwante soorten. Deze aanpassingen zijn te verdelen in morfologische en fysiologische/ethologische aanpassingen.

Een belangrijk probleem in stromend water is het gevaar van wegspoelen (drift). Morfologische aanpassingen kunnen leiden tot een lagere weerstand (afplatting van het lichaam, stroomlijning, reductie van uitsteeksels) of een steviger verankering aan de rivierbedding (zuigvoeten, klauwen, kaken, draderige of kleverige excreties, ballast, zware schelpen) van in stromende wateren levende organismen (Hynes 1970). Strikt sessiele makro-evertebraten (b.v. sponzen) komen in rivieren zelden tot grote bloei. Enige mobiliteit blijft in verband met de dynamiek van de waterafvoer voordelig.

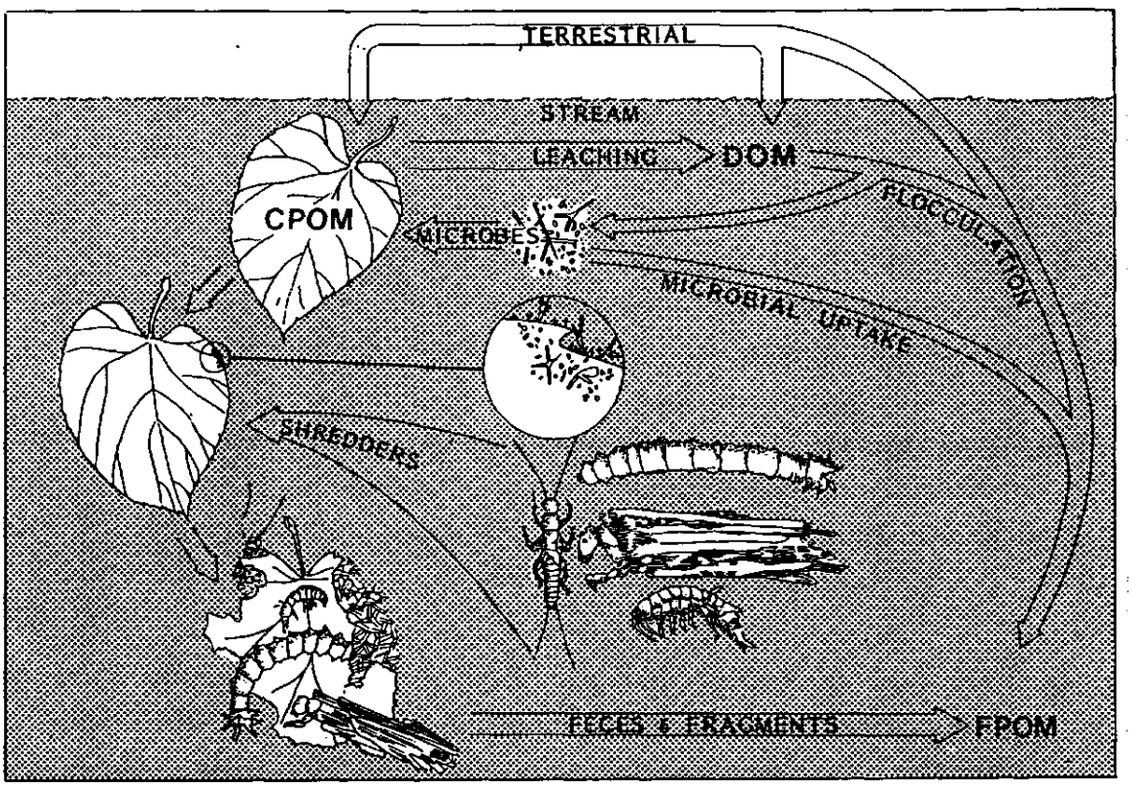
Ook door middel van gedragsaanpassingen kan wegspoelen voorkomen worden:

- vermijden van de stroming achter of onder stenen, in de bodem in de vegetatie of in stillere wateren (Auen, bochten).
- keuze van een habitat met bepaalde stromingskarakteristieken
- fotonegativiteit; deze reactie houdt dieren meestal uit de stroomgeul

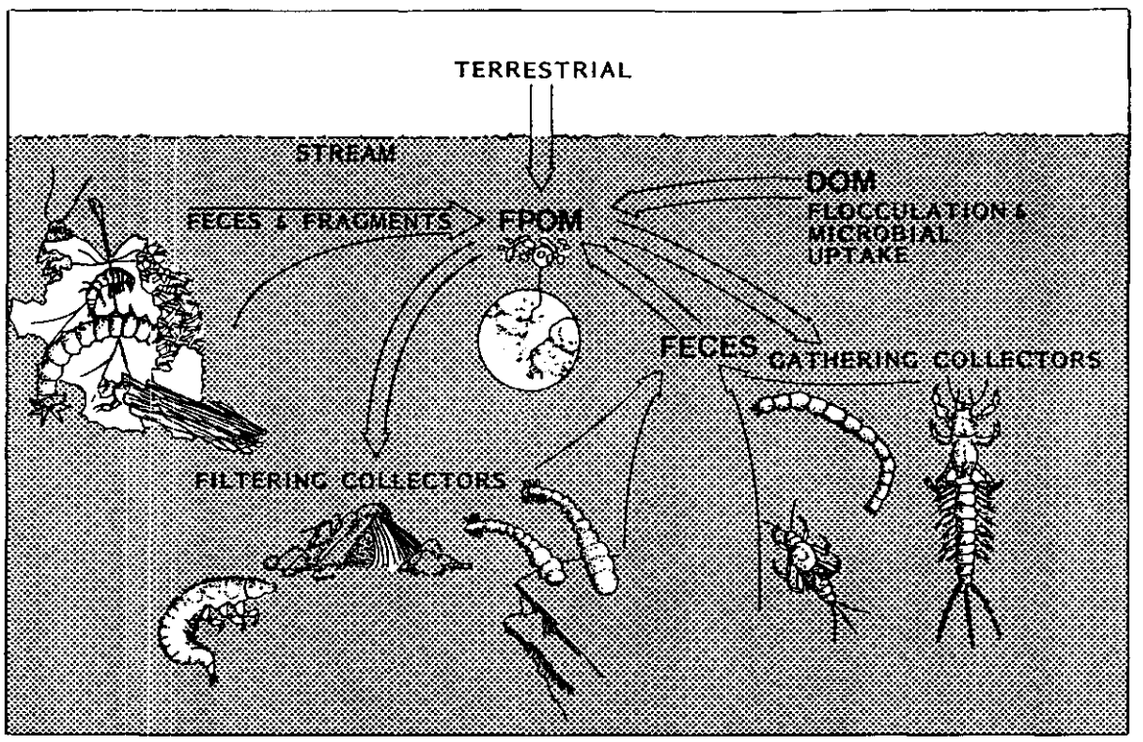
Indien er toch wegspoeling van organismen op treedt, kan migratie stroomopwaarts een mogelijkheid zijn tot herstel (2.4).

Fysiologisch gezien zijn makro-evertebraten in stromend water in het algemeen actiever, in die zin dat zij een hoger zuurstofverbruik hebben dan soorten uit stilstaand water. Het zuurstofgebruik is onder andere afhankelijk van stroomsnelheid, watertemperatuur en lichaamsgrootte (Knight & Gaufin 1966, Hynes 1970).

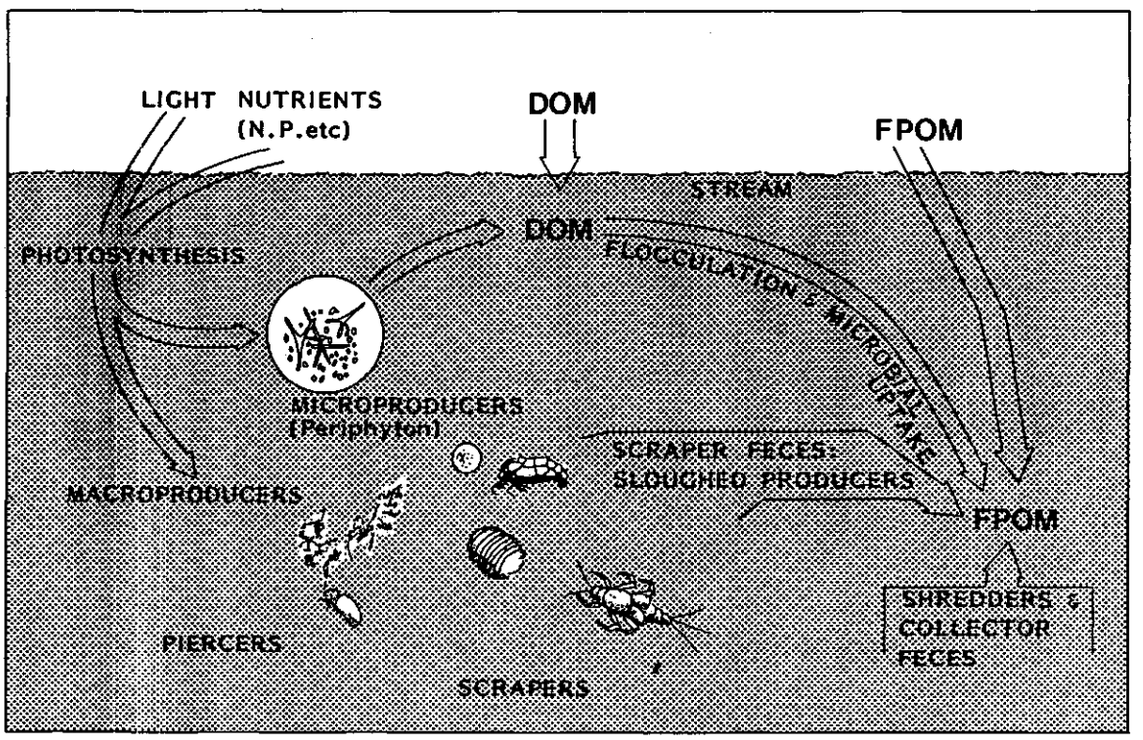
Makrofauna van stromende wateren is in vergelijking met stagnant-watersoorten meer stenotherm en blijft ook bij lagere temperaturen actief. De gevoeligheid voor hogere temperaturen is meestal terug te voeren op ademhalingsmoeilijkheden in verband met het lagere zuurstofgehalte van warm water.



Figuur 2a. Het shredder: CPOM: schimmel/bacterie systeem. Vanuit het stroomgebied wordt grof organisch (plantaardig) materiaal (CPOM) aangevoerd. Door shredders en mikro-organismen wordt dit omgezet in fijn organisch materiaal (FPOM). Shredders voeden zich hierbij in belangrijke mate met de mikro-organismen op het CPOM (Cummins & Klug 1979).



Figuur 2b. Het collector: FPOM: bacterie systeem. Van buiten de rivier aangevoerd FPOM en afgebroken CPOM wordt door filtering en gathering collectors als voedsel gebruikt (Cummins & Klug 1979).



Figuur 2c. Het scraper: perifyton en piercer: makrofyten systeem. Primaire producenten (algen, respectievelijk makrofyten en draadwieren) worden door scrapers en piercers als voedselbron gebruikt. Voor de scrapers vormen op het perifyton aanwezige mikro-organismen een belangrijk bestanddeel van de voeding (Cummins & Klug 1979).

2.3 Voedingsstrategieën

Het voedselaanbod in stromend water is afkomstig uit twee bronnen: primaire productie (perifyton, fytoplankton) in de rivier en aanvoer van organisch materiaal uit de oeverzone. Deze autotrofie/heterotrofie-balans kan uitgedrukt worden als de verhouding tussen primaire produktie en zuurstofconsumptie (P/R) van de biocoenose (Cummins 1973, Cummins 1979, Cummins & Klug 1979). De P/R-ratio is niet voor de gehele rivier constant, maar wordt sterk beïnvloed door lichtintensiteit.

In rivierbovenlopen is de P/R ratio in het algemeen kleiner dan 1, als gevolg van de door oeverbegroeiing beperkte lichtinval. Meer stroomafwaarts neemt de invloed van oevervegetatie af en geldt P/R>1. Voor heel grote rivieren geldt in de benedenstroom weer een P/R-ratio kleiner dan 1 in verband met de grotere diepten en hoge turbiditeit. Dit vermindert de primaire productie (Cummins 1979).

Het voedsel kan in vijf categoriën ingedeeld worden: detritus, fytoplankton, periphyton, makrofyten en dieren. Detritus bestaat uit groffe organische deeltjes (CPOM > 1mm), fijne organische deeltjes (FPOM <1mm, > 50mum) en zeer fijne organische deeltjes (UPOM < 50mum). Al deze deeltjes kunnen in meer of mindere mate bezet zijn met mikroörganismen. Het periphyton bestaat hoofdzakelijk uit algen (diatomeeën). Levende makrofyten worden door sommige soorten mineerders, die in het systeem kwantitatief van weinig belang zijn, als voedingsbron gebruikt. Afgestorven plantaardig materiaal is daarentegen van groot belang.

Door de grote verschillen in aanbod en aard van het voedsel, zijn er ook grote verschillen in voedingsstrategieën van makrofauna. Cummins (1979) onderscheidt 5 functionele typen:

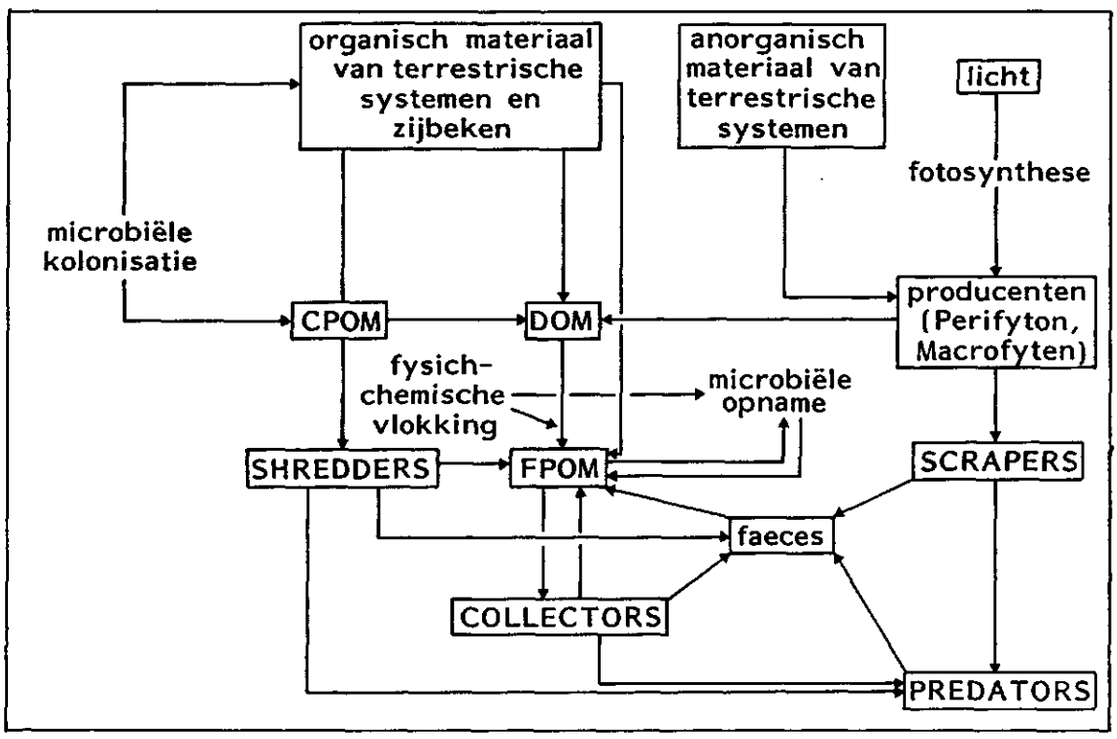
- shredders; deze eten voornamelijk grotere deeltjes (> 1mm), bezet met mikroörganismen (Fig. 2a)
- collectors; deze voeden zich met fijnere organische deeltjes (< 1mm). Deze deeltjes kunnen gefilterd worden uit het water (filtering collectors) of, al dan niet selectief, opgenomen worden van de bodem (gathering collectors). Ook hierbij kunnen mikroörganismen in belangrijke mate bijdragen aan de voedingswaarde van de deeltjes (Fig. 2b)
- scrapers; zij zijn morfo-ethologisch aangepast aan het begrazen van

het periphyton en zijn goed bestand tegen sterke stroming (Fig. 2c)

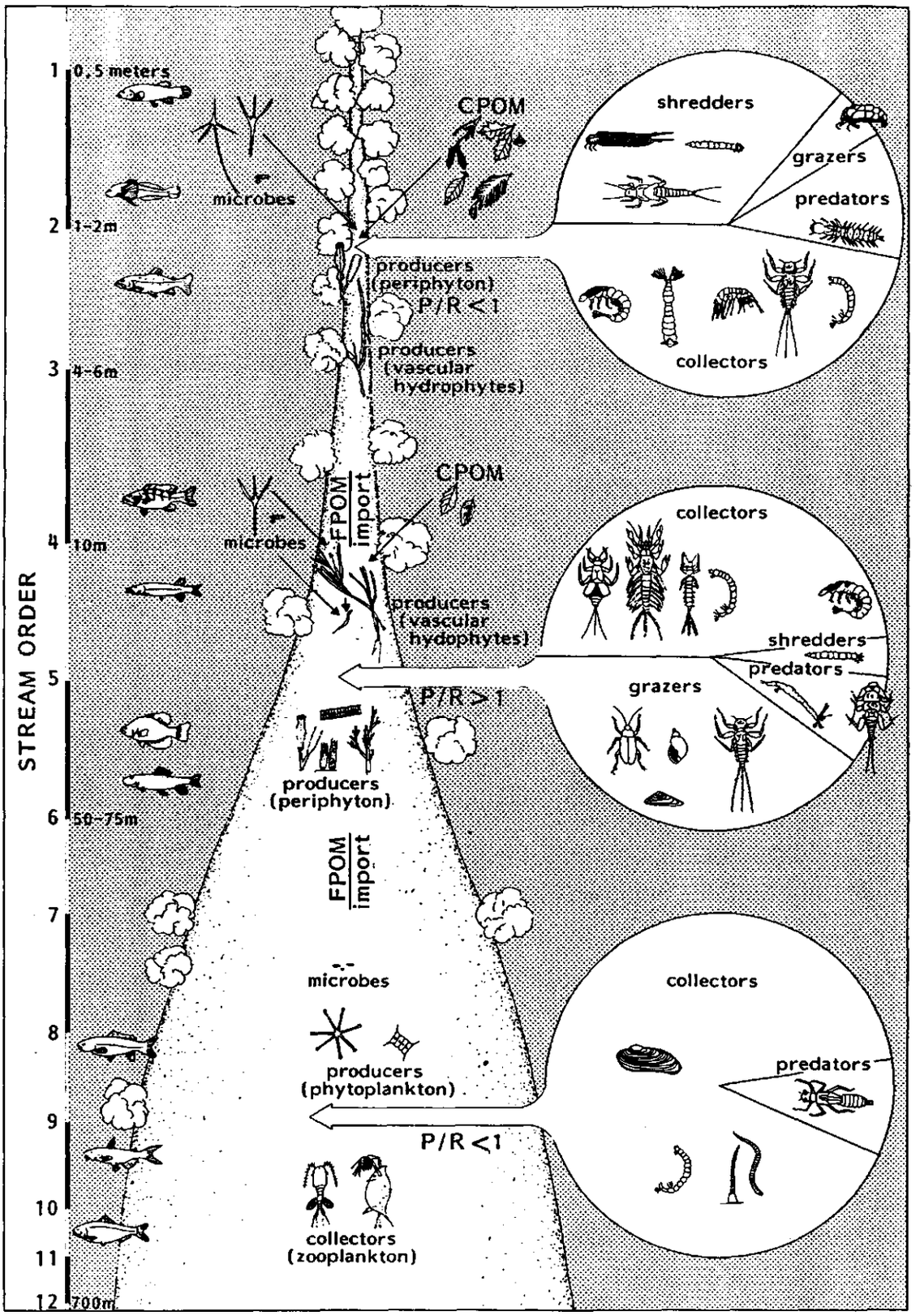
- piercers; deze prikken cellen van makrofyten of draadwieren aan en voeden zich met de celvloeistof (Fig. 2c)
- predators; deze voeden zich met levende prooien

In figuur 3 is in een vereenvoudigd schema de onderlinge samenhang tussen voedingstypen en nutriënteninput weergegeven.

Afhankelijk van het voedselaanbod zijn deze functionele groepen verspreid over de rivier en treden er verschuivingen op van bron naar monding. In figuur 4 is de samenhang tussen voedingstypen, voedselaanbod en P/R-ratio in een rivier schematisch weergegeven (Cummins 1979). Door de activiteiten van de makro-evertebraten treedt afbraak op van detritus (Cummins 1973, Anderson & Sedell 1979).



Figuur 3. In dit schema wordt een vereenvoudigd beeld gegeven van de relatie tussen voedselbronnen en makrofauna-voedingstypen in het lotische systeem (Merritt & Wallace 1981).



Figuur 4. De verdeling van voedingstypen, voedselbronnen en de verschuiving van de P/R ratio langs de lengte-as van een schematische rivier. Voor verdere uitleg, zie tekst (Cummins 1979).

2.4 Drift en verspreiding

In stromend water vindt in meer of mindere mate wegspoelen (drift) plaats onder vertegenwoordigers van alle taxa, maar Ephemeroptera, Plecoptera en Chironomidae zijn gevoeliger voor drift dan bijvoorbeeld Oligochaeta (Elliott 1967,1968, Brusven 1970, Hynes 1970, Waters 1972, Keller 1975, Ghetti & Ravanetti 1984). Hierdoor is de samenstelling van de weggespoelde dieren geen afspiegeling van de aanwezige makrofauna (Hynes 1970).

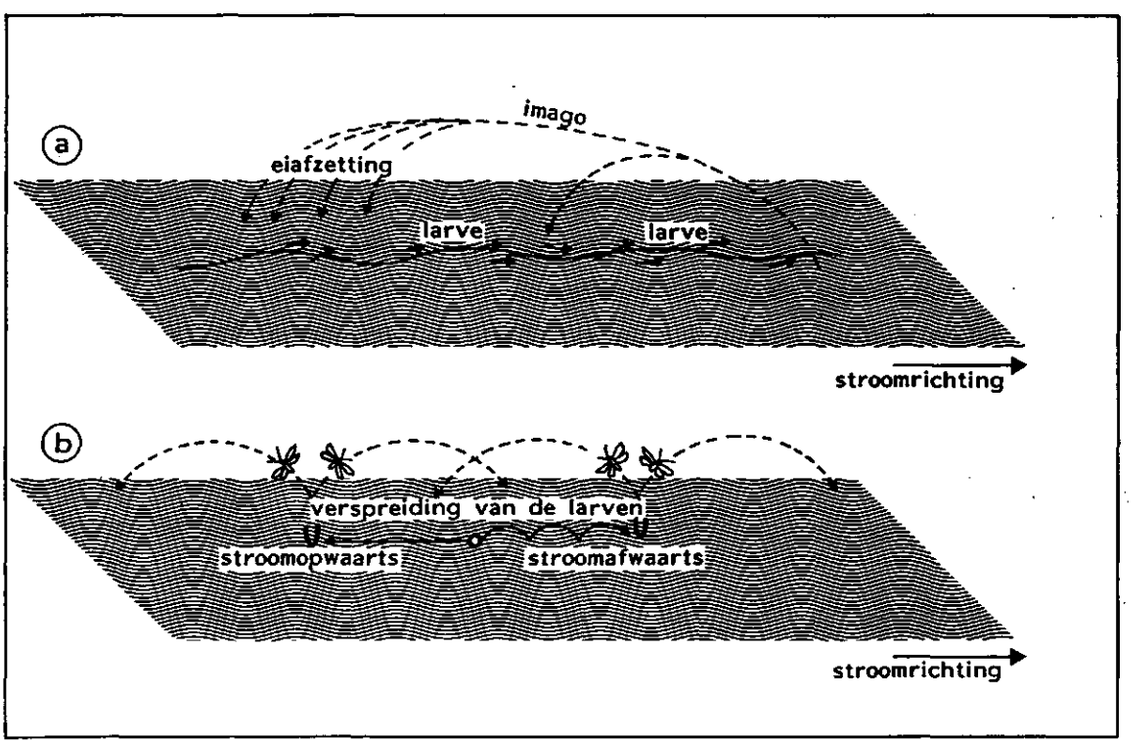
De mate waarin drift optreedt is variabel. Er wordt onderscheid gemaakt tussen constante, behavioral en catastrophic drift (Waters 1972). Het eerste is de continue drift van representanten van alle soorten in lage aantallen. "Behavioral drift" treedt in wisselende mata op als gevolg van karakteristieke gedragspatronen voor een bepaalde soort. Zo leidt de fotonegativiteit van veel makro-evertebraten tot een 's nachts verhoogde drift. Ook de ethologische en morfologische veranderingen, die een makro-evertebraat ondergaat samenhangend met de opeenvolging van levensstadia, leiden tot wisselende driftintensiteiten. "Catastrophic drift" komt onregelmatig voor naar aanleiding van bijvoorbeeld fysische verstoringen van de bodemfauna door plotselinge, hoge afvoeren, droogte, hoge temperaturen,ijsgang, vervuiling of insekticiden (Coutant 1964, Keller 1975, Irvine 1985).

De lengte van de driftweg per dag varieert, afhankelijk van soort, tijdstip en milieufactoren, van enkele tientallen centimeters tot honderd meter of meer (Waters 1972).
De ecologische functie van drift voor makro-evertebraten is complex. Als basale oorzaak voor het algemene en soms zeer massale optreden van drift worden overproductie van individuen op een bepaalde plaats (Müller 1954, Hynes 1970, Waters 1972) en plaatselijke voeseltekorten (Keller 1975) genoemd. Drift zou dan een mechanisme zijn, dat er voor zorgt dat populatiedichtheden de draagkracht van de rivierbodem niet te boven gaan. Bovendien biedt het de mogelijkheid ongunstige milieuomstandigheden te ontvluchten en stroomafwaarts gelegen delen van de rivier te koloniseren.

Indien drift de enige longitudinale beweging van rivierevertebraten zou zijn, dan zou de rivier-bodemfauna op den duur onontkombaar verarmen. Vooral na "catastophic drift" is compensatie noodzakelijk, om de populaties op peil te houden.

Het idee van de "colonization cycle" (Fig. 5a) was een eerste aanzet tot theorievorming rond dit verschijnsel voor aquatische insekten. Later volgden ingewikkeldere varianten (Fig. 5b) en zijn, behalve de stroomopwaartse vlucht van de imagines, als mogelijkheden voor stroomopwaartse rekolonisatie aangegeven: overproductie van de achtergebleven dieren, passieve verspreiding door middel van vogels, schepen, e.d. en migratie stroomopwaarts in het water (Keller 1975). Ook verticale migratie vanuit het sediment behoort tot de mogelijkheden (Williams & Hynes 1976).

Bij rekolonisatie van een ontvolkt stuk riviersediment in het algemeen, kunnen dezelfde mechanismen , naast drift een rol spelen. Drift is in het algemeen kwantitatief de belangrijkste, maar per taxon kan de bijdrage van de verschillende mechanismen aan het totale rekolonisatievermogen verschillen (Williams & Hynes 1976).



Figuur 5a. Schema van de "colonization cycle": drift wordt gecompenseerd door migratie van imago's stroomopwaarts (Müller 1954).

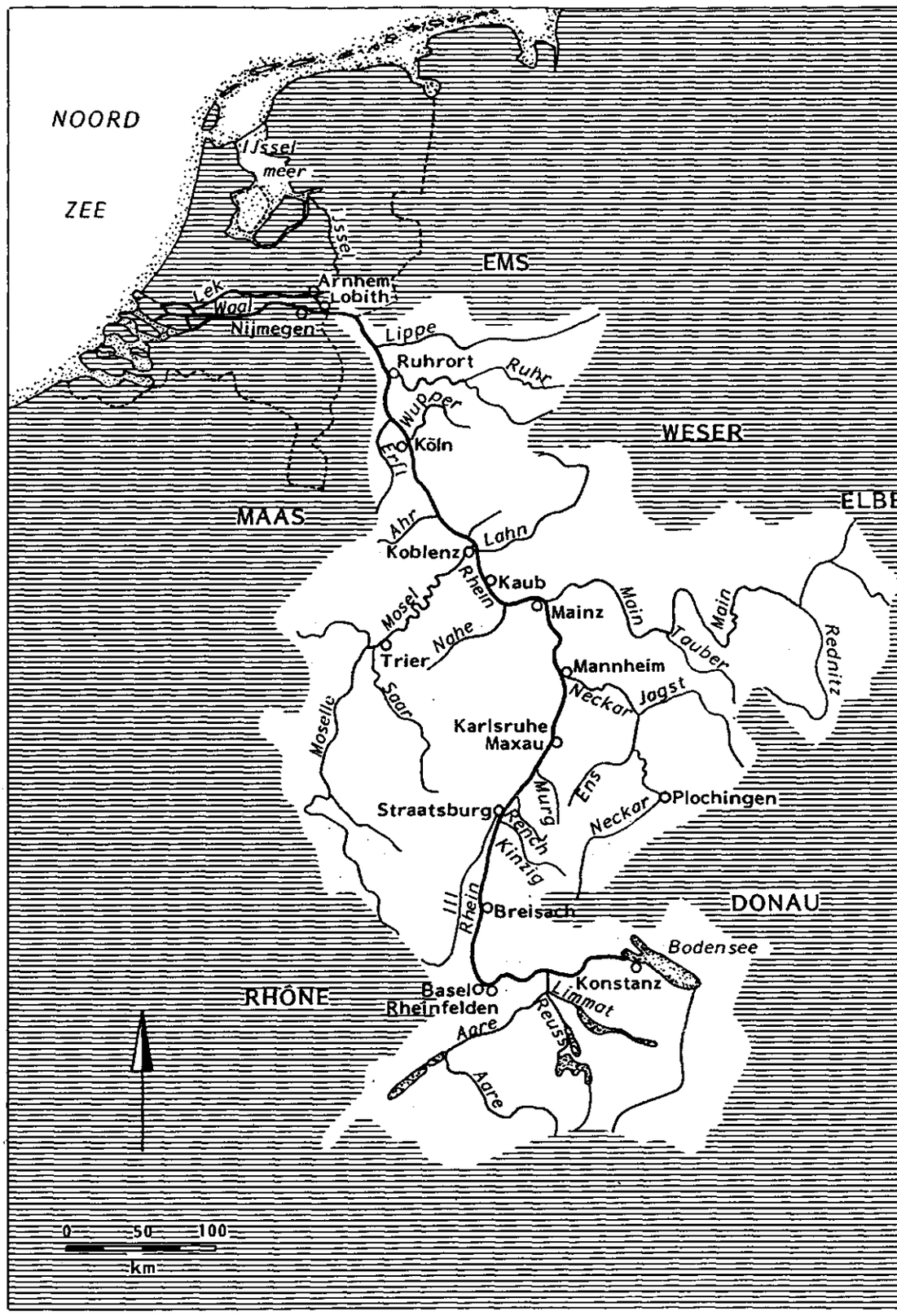
Figuur 5b. Schematische weergave van de verspreiding van stromend water-insekten (Schuhmacher 1970).

2.5 Zonering

Van oorsprong tot bron verandert het karakter van een rivier en de daarin aanwezige biocoenose. Zeer veel pogingen zijn gedaan om tot een algemene klassifikatie te komen voor stromende wateren en hun zonering (Hynes 1970, Hawkes 1975, Botosaneanu 1979, Vannote e.a. 1980, Higler & Tolkamp 1983, Friedrich & Müller 1984, Statzner & Higler 1986). Hierbij is geprobeerd door middel van een of meer ken-organismen een algemeen geldende, longitudinale opeenvolging van rivierzones te karakteriseren.

Tot op heden blijken deze indelingen slechts van locale waarde. Zij behoeven meer aanpassingen naarmate het studiegebied, waarop de oorspronkelijke indeling gebaseerd is, verder weg ligt.

De idee van opeenvolgende zones, gescheiden door min of meer abrupte grenzen, is geëvolueerd tot een hypothese uitgaande van geleidelijke overgangen. Vannote e.a. (1980) beschrijven in het River Continuum Concept het riviersysteem als een continue gradiënt van fysische omstandigheden, resulterend in een voortdurende aanpassing hieraan van de biotische gemeenschap volgens een dynamisch evenwicht concept. De stroming (inclusief daarvan afgeleide parameters als substraat en zuurstofgehalte) wordt gezien als de belangrijkste sturende factor voor dit evenwicht.



Figuur 6. Het stroomgebied van de Rijn (De Gaay & van Blokland 1970).

3 DE RIJN ALS LEEFMILIEU

3.1 Algemene karakteristieken

De rivier de Rijn is ongeveer 1230 km lang, gemeten vanaf zijn oorsprong in Zwitserland tot de uitmonding in de Noordzee. Tot aan de splitsing in het Pannerdensch Kanaal en de Waal, even voorbij Lobith, bedraagt de oppervlakte van het stroomgebied van de Rijn ca. 160.000 km^2 (Fig. 6). Het grootste aandeel wordt geleverd door West-Duitsland met ca. 100.000 km^2. In Nederland is 25.000 km^2 voor de watervoorziening en/of de afwatering op de Rijn aangewezen. Dat is meer dan 60% van Nederland (Dijkzeul 1982).

Longitudinaal kan de Rijn verdeeld worden in vier trajecten (Fig. 7):

- De Alpenrhein/Hochrhein. Dit traject bestrijkt de eerste 170 km, van de oorsprong tot Basel. De Alpenrhein (oorsprong tot Bodensee) is gedeeltelijk gekanaliseerd. De Hochrhein (Bodensee tot Basel) is niet gekanaliseerd. Beide worden hoofdzakelijk gevoed door smeltwater. Vanaf de Bodensee tot Basel wordt de Rijn aangeduid met Hochrhein.
- De Oberrhein. Dit is ongeveer het traject tussen Basel (km 170) en Mainz (km 530).De Oberrhein omvat vele Rheinauen en Altrheine.
- De Mittelrhein. Dit Rijndeel, van Mainz (km 530) tot Bonn (km 655), doorsnijdt het middelgebergte en heeft hierdoor een vallei-karakter.
- De Niederrhein. Dit is de benedenloop van de rivier van Bonn (km 655) tot Hoek van Holland (km 1031). Bij km 860 komt de Rijn op Nederlands grondgebied. Er kan dus onderscheid gemaakt worden tussen de Duitse Niederrhein en de Nederlandse Rijntakken (Beneden-Rijn). Als apart Rijntraject zouden de sedimentatiezones genoemd kunnen worden (Deltawateren, Biesbosch, Rotterdamse haven, IJsselmeer). Hier is het verval zeer gering en de stroomsnelheid laag, zodat slibdeeltjes uit de waterkolom bezinken.

Het Rijntraject tot Basel wordt hoofdzakelijk gevoed door smeltwater uit de Alpen. De hoogste waterafvoer vindt plaats in de zomer. Na Basel neemt het aandeel van overtollige neerslag uit het stroomgebied in het Rijnwater toe. Aangezien Het grootste neerslagoverschot voorkomt in de periode van oktober tot april, vallen de afvoermaxima van beide bronnen van het Rijnwater na elkaar (Fig. 8). Hierdoor is de waterafvoer bij Lobith betrekkelijk gelijkmatig, in tegenstelling tot echte

regenrivieren zoals de Maas.

In de periode van 1901 tot 1975 bedroeg de afvoer van de Rijn bij Lobith gemiddeld 2200 m^3/s (maximum 13.000 m^3/s in 1926, minimum 620 m^3/s in 1947). Hiervan wordt 1500 m^3/s afgevoerd via de Waal. De rest gaat via de IJssel (300 m^3/s) of de Neder-Rijn (400 m^3/s). De waterverdeling over de verschillende Rijntakken wordt gereguleerd door middel van stuwen.

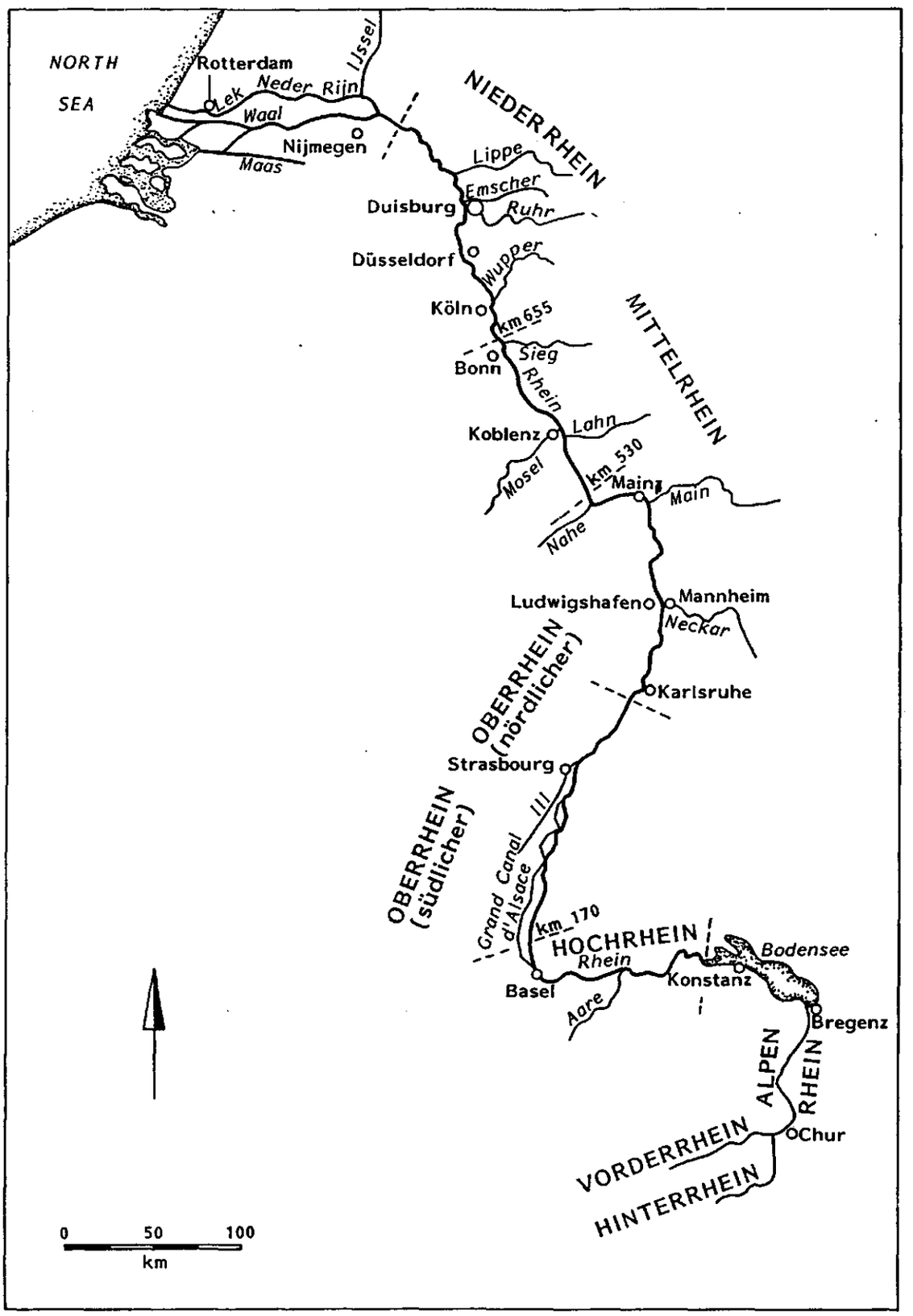
De stroomsnelheid in de Beneden-Rijn varieert van 80-150 cm/s in de Waal tot zeer laag (of 0 cm/s) in de sedimentatiezones (Van Urk 1984, Friedrich & Müller 1984). De stroomsnelheid is sterk afhankelijk van de waterafvoer en vertoont, als gevolg van de aanwezigheid van obstakels (kribben, bruggen), passerende schepen en de verhoogde weerstand langs de oevers, temporele en lokale verschillen.

In het stroomgebied van de Rijn liggen een aantal sterk geïndustrialiseerde gebieden en wonen meer dan 50 miljoen mensen (Wolff 1978). Dit veroorzaakt een hoge vervuilingsdruk en bezorgt de Rijn het predikaat "grootste riool van noordwest-Europa".

3.2 Gebruiksfunkties

De Rijn en het Rijnwater hebben in Nederland een groot aantal, soms tegenstrijdige gebruiksfunkties:

- Scheepvaart. Als scheepvaartroute tussen Rotterdam/ Amsterdam en het sterk geïndustrialiseerde achterland is de Rijn van groot belang. In 1980 passeerden 170.000 schepen met een totale lading van 130 miljoen ton lading de Nederlands-Duitse grens (Dijkzeul 1982). Om de scheepvaartmogelijkheden op de Rijn de verbeteren zijn tal van aanpassingen uitgevoerd: normalisatie, kanalisatie, regulatie, oeverbestorting.
- Afwatering. Vroeger leidde de wisselende waterafvoer van de Rijn tot grote overstromingen. Inmiddels is het bij hoge waterstanden overstroomde gebied stelselmatig verkleind en aangepast om de afvoerpieken te kunnen opvangen en de veiligheid van de mensen in het stroomgebied van de Rijn te kunnen waarborgen. Hiertoe zijn winterdijken aangelegd en is de stromingsweerstand in het uiterwaardengebied verkleind door terugdringing van struik- en boomgroei.



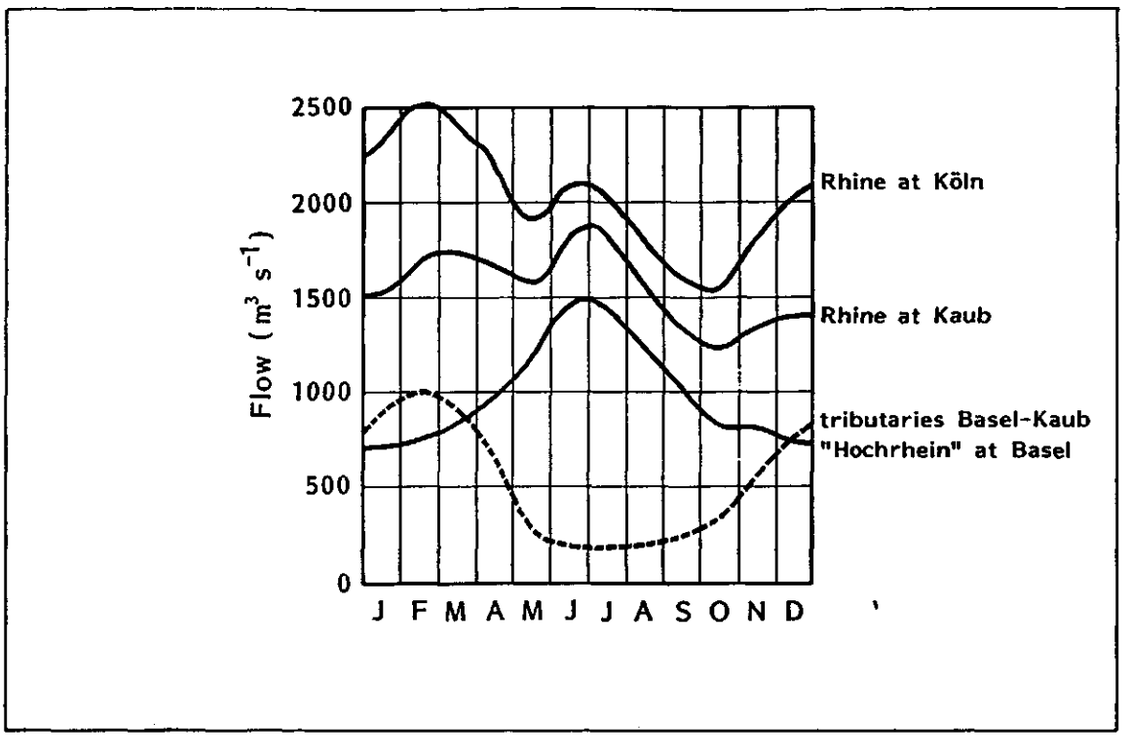
Figuur 7. De onderverdeling van de Rijn in trajecten en de ligging van de belangrijkste steden (Wilson & Wilson 1982).

- Afvoer lozingen. Op de Rijn worden grote hoeveelheden huishoudelijk, industrieel en agrarisch afval geloosd. Deze lozingen worden met het Rijnwater afgevoerd naar de Noordzee.
- Drinkwater. Op tal van plaatsen wordt direkt of indirekt (via duininfiltratie of opslagbekkens) Rijnwater ingenomen als grondstof voor de drinkwaterbereiding.
- Doorspoelwater. In Nederland zijn grote hoeveelheden doorspoelwater nodig om te voorkomen dat vanuit de Noordzee verzilting optreedt van west en noord Nederland. Dit zou met name schadelijk zijn voor de land- en tuinbouw.
- Irrigatie. Het Rijnwater wordt in de land- en tuinbouw tevens gebruikt als irrigatiewater en voor peilbeheersing.
- Koelwater. Zowel door elekticiteitscentrales als door tal van industrieën wordt de Rijn (in)direkt gebruikt als leverancier van koelwater.
- Recreatie. Vooral op en langs de door de Rijn gevoede stagnante wateren vindt op grote schaal recreatie plaats. Daarnaast wordt er gerecreëerd op wateren die in open verbinding staan met de Rijn.
- Visserij. De betekenis van de Rijn voor de beroepsvisserij is sinds het begin van deze eeuw sterk teruggelopen. Alleen in de door de Rijn gevoede stagnante wateren vindt nog beroepsvisserij van enige betekenis plaats. De sportvisserij heeft de afgelopen decennia een grote groei te zien gegeven.
- Delfstofwinning. Uit de Rijn worden grote hoeveelheden grind, zand en klei gewonnen. Hierdoor ontstaan diepe putten in het rivierengebied, al dan niet in open verbinding met de rivier.

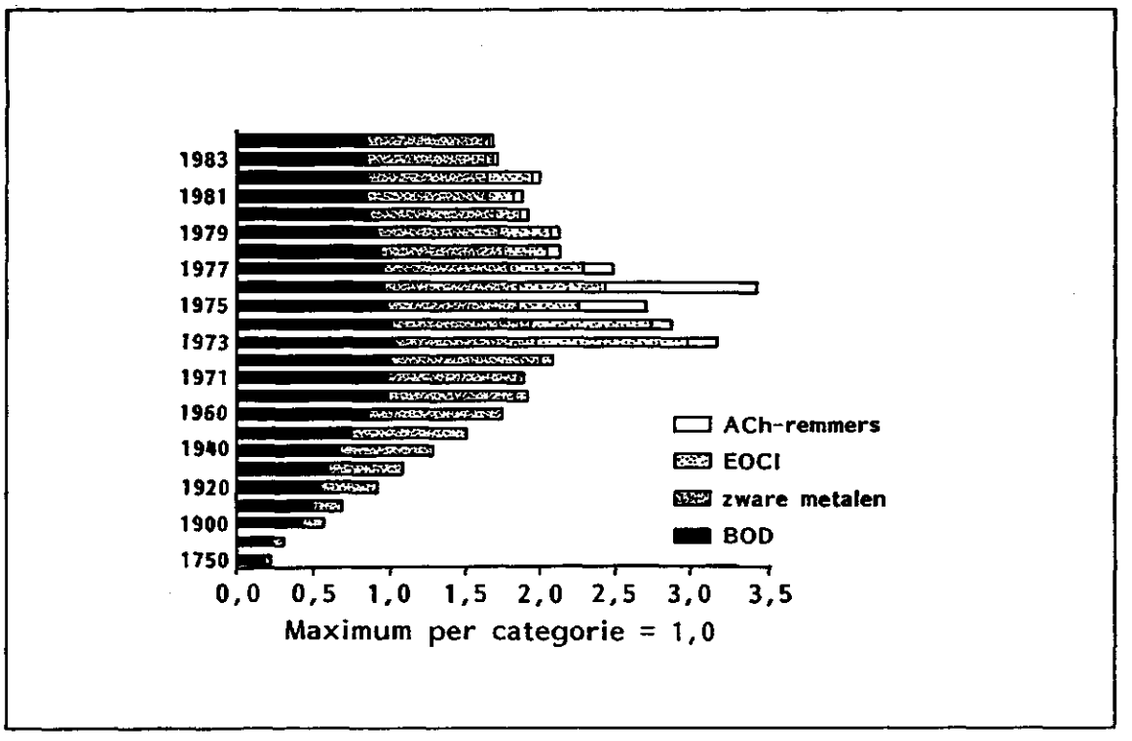
3.3 Waterkwaliteit

3.3.1 Algemeen

Vervuiling van de Rijn door menselijk handelen is niet alleen een verschijnsel van deze tijd of het recente verleden. In de achttiende eeuw werd er reeds melding van gemaakt: "In de plaats van Goddelijk of Heilig te heeten waren ze (='s Lands rivieren) maar geacht als Vuilnis-gooten, waar elk mogt morsen, zoals het hem behaagde. Daar door zijn ze geraakt in die wanschapen toestanden, als in dit werkje wordt aangewezen" (Velsen 1768 in Klink 1983). Dergelijke berichten zijn nog



Figuur 8. De waterafvoer in de Rijn bovenstrooms en benedenstrooms van Basel. Bovenstrooms van Basel wordt de Rijn voornamelijk gevoed door gletscherwater en ligt de afvoerpiek in de zomer. Na Basel (Kaub, Köln) wordt het aandeel van overtollig neerslag steeds groter (Friedrich & Müller 1984).



Figuur 9. De gereconstrueerde ontwikkeling van een aantal water-vervuilende componenten van de Rijn (acetylcholinesterase-remmers, extraheerbare gechloreerde koolwaterstoffen, zware metalen en biologisch-zuurstof-verbruik als maat voor de organische belasting) van 1750 tot 1985 (Klink 1989).

steeds actueel (Wolff 1977, 1978, van der Veen 1985, Slooff e.a 1985). De schaal waarop de vervuiling plaatsvind is echter sterk veranderd. Waar het in de achttiende eeuw hoofdzakelijk ging om organische verontreinigingen door huisvuil rond nederzettingen, gaat het in de twintigste eeuw om grootschalige vervuiling door industrieel en huishoudelijk afval van grote delen van de rivier.

Klink (1989) heeft de geschiedenis van de Rijnvervuiling van 1750 tot 1985 gereconstrueerd (Fig. 9). Onderscheid wordt gemaakt tussen vier typen verontreiniging: biologisch zuurstofverbruik (als maat voor de organische belasting, BOD), zware metalen, extraheerbaar organisch chloor (E-O-CL, als indicatie voor gechloreerde koolwaterstoffen) en acetylcholinesterase-remmers (ACh-remmers, bepaalde insecticiden).

Organische vervuiling is de oudste bedreiging voor de waterkwaliteit. Vanaf 1750 neemt deze langzaam toe; na 1900 in versneld tempo.

Door de opkomst van de (zware) industrie aan het einde van de vorige eeuw en de bijbehorende toename van mijnbouwactiviteiten stijgen vanaf 1900 de concentraties zware metalen in het Rijnwater sterk. Zij worden een belangrijke vervuilingscomponent van het Rijnwater.

Door de ontwikkeling van de (petro)chemische industrie dragen vanaf de zestiger jaren ook microverontreinigingen als gechloreerde koolwaterstoffen (E-O-Cl) en bestrijdingsmiddelen (ACh-remmers) bij aan verontreiniging van de Rijn. Deze stoffen kunnen, hoewel in zeer kleine concentraties aanwezig, grote schadelijke gevolgen hebben voor biota.

Dit alles resulteerde in een extreem vervuilde Rijn aan het eind van de jaren zestig.

In 1963 werd de internationale Rijncommissie geïnstaleerd met als doel verdere verontreiniging van de Rijn tegen te gaan en een verbetering van de waterkwaliteit te bereiken. Sindsdien is er binnen allerlei nationale en internationale kaders actie ondernomen om hieraan bij te dragen. Dit heeft in het algemeen geleid tot een verbetering van de waterkwaliteit van de Rijn, vanaf het begin van de jaren '70. Dit betekent niet dat deze nu bevredigend is. Vooral waar het gaat om mikroverontreinigingen is de waterkwaliteit van de Rijn nog een bron van permanente zorg (De Kruijf 1983).

In de volgende paragrafen worden een aantal waterkwaliteit bepalende parameters van de Rijn meer in detail beschreven voor de periode 1967 tot 1987. Tenzij anders vermeld zijn deze beschrijvingen gebaseerd op

Dijkzeul (1982) en de RIWA-jaarverslagen (1976-1987). De waarden van de parameters zijn weergegeven via zogenaamde Boxplots. Dit zijn weergaven van een reeks waarnemingen in één figuur, waarbij zoveel mogelijk informatie over ligging en spreiding wordt gegeven (Fig. 10). Een aantal parameters wordt vergeleken met de normen voor Rijnwater volgens de Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, zoals opgesteld in het Rheinmemorandum (IAWR 1986).

3.3.2 Waterafvoer

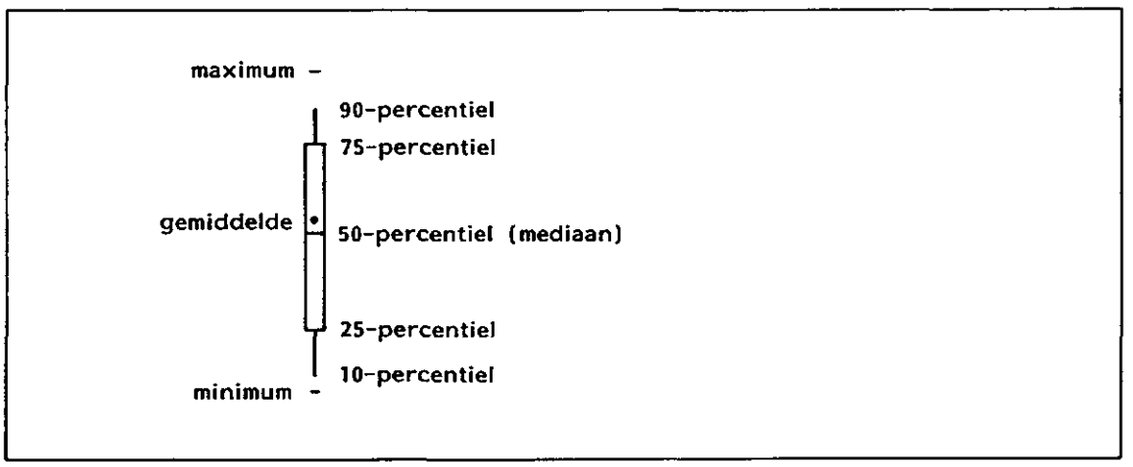
De waterafvoer (Fig. 11) beïnvloedt in belangrijke mate de waterkwaliteit. Niet afbreekbare stoffen worden bij hogere afvoer sterker verdund. Afbreekbare stoffen kunnen vanwege een korter verblijf in de rivier door de hogere stroomsnelheden, minder goed afgebroken worden. Voor parameters als zwevende stof en (mede daardoor) zuurstofgehalte en concentraties van aan deeltjes geadsorbeerde verontreinigingen is de waterafvoer ook van grote betekenis. Om tot verantwoorde uitspraken over ontwikkelingen van de waterkwaliteit in de tijd te komen moet steeds de waterafvoer meegewogen worden. De waterafvoer heeft als gevolg van wisselende hoeveelheden smeltwater uit de Alpen en neerslag in het stroomgebied een onregelmatig schommelend verloop.

3.3.3 Watertemperatuur

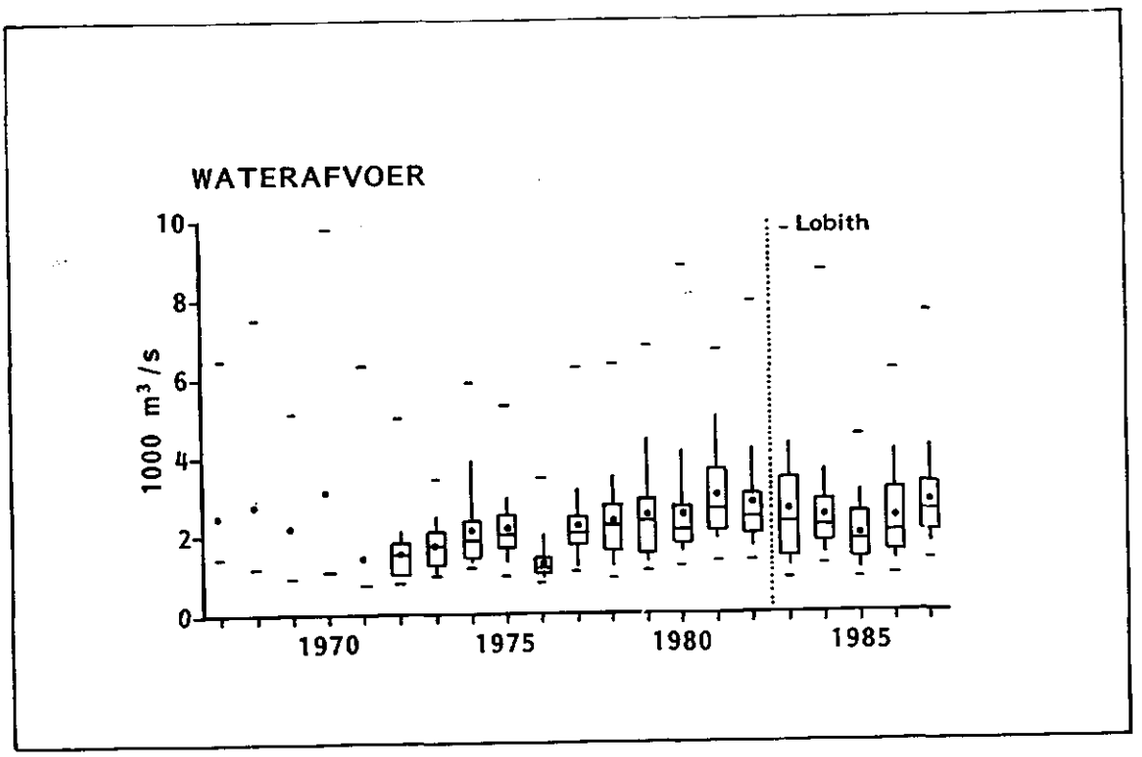
De watertemperatuur wordt bepaald door klimatologische omstandigheden en door opwarming als gevolg van menselijke activiteiten.

Deze beïnvloedt de organismen in het systeem direct (Ward 1982) en indirect, via effecten op een groot aantal processen, zoals de zuurstofhuishouding. Een hogere temperatuur heeft een versnelde afbraak van organisch materiaal tot gevolg, gekoppeld aan een toenemend zuurstofverbruik. Daarbij komt dat het water, bij verzadiging, minder zuurstof kan bevatten. Parallel hieraan vindt verhoogde zuurstofproductie van het (actievere) fytoplankton plaats. Dit weegt echter niet op tegen de toegenomen behoefte aan zuurstof binnen het systeem. Bij gemiddelde Rijnafvoer kan als gevolg van opwarming van het water van 3 ^{0}C een afname van het zuurstofgehalte met 10% berekend worden (De Kruijf 1983).

Het Rijnwater is de afgelopen eeuw warmer geworden: sinds 1908 is de



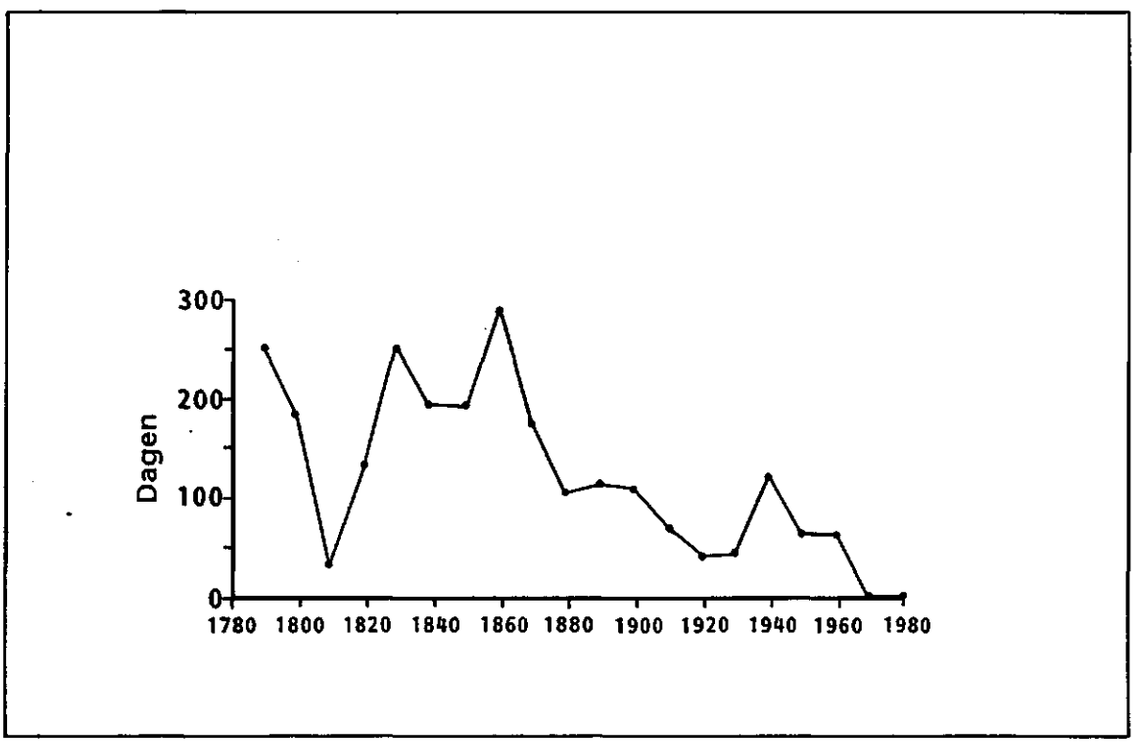
Figuur 10. Boxplot. Voor uitleg zie tekst (RIWA 1987).



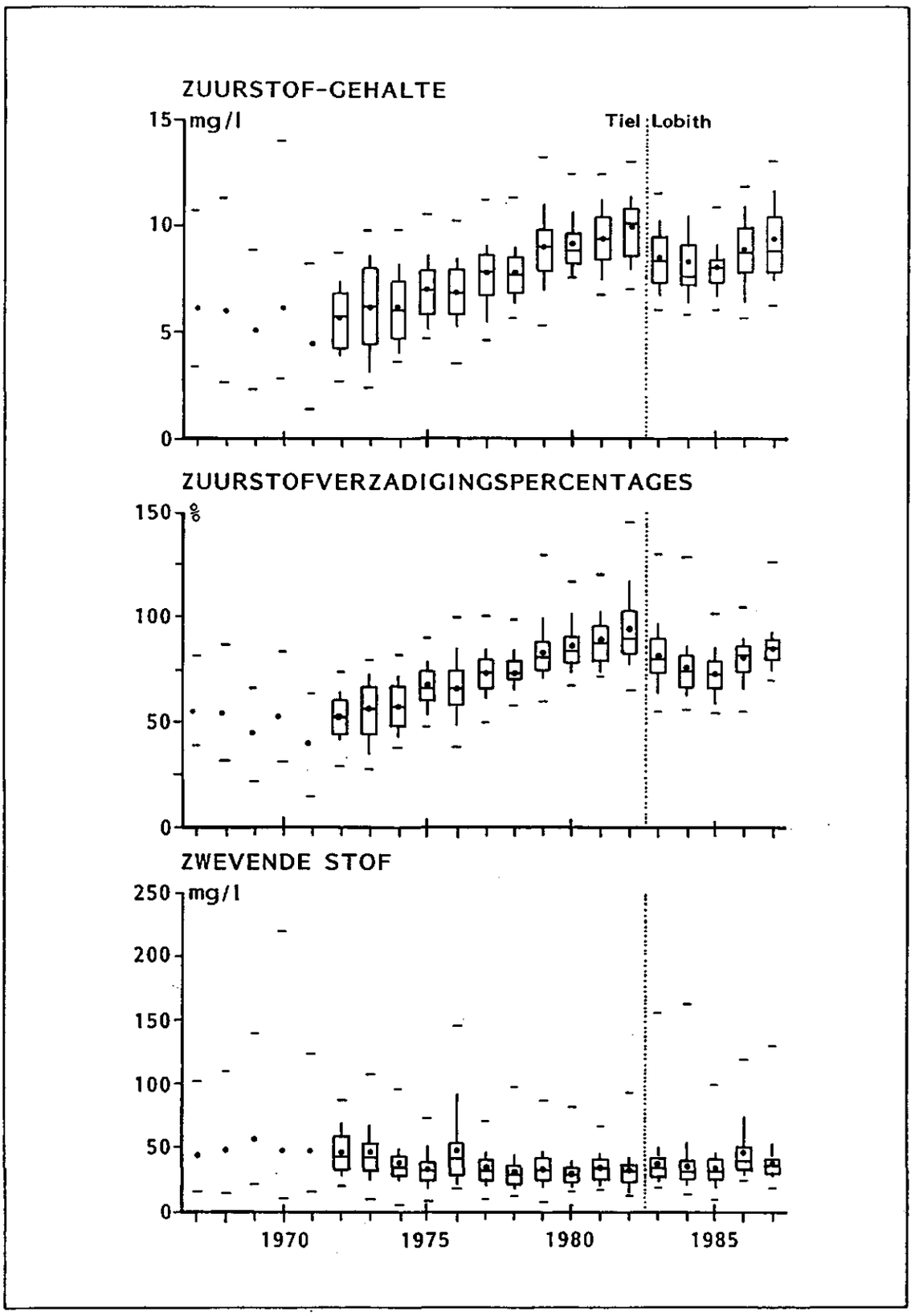
Figuur 11. Gemiddelde, jaarlijkse waterafvoer van de Rijn bij Lobith van 1967-1987) (RIWA 1987).

temperatuur met 2.5 ^{0}C gestegen (Verkeer en Waterstaat 1851-...). Dit weerspiegelt zich ook in een daling van het aàntal dagen per decennium met ijsgang op de Rijn (Fig. 12, Klink 1989).

Wessels (1973) berekent het effect van thermische verontreiniging in de periode 1961 tot 1972 op gemiddeld 1.7 ^{0}C in de winter en 1.0 ^{0}C in de zomer.



Figuur 12. Aantal dagen met ijs(gang) in de Rijn aan de Nederlands-Duitse grens, van 1780 tot 1980 (Klink 1989).



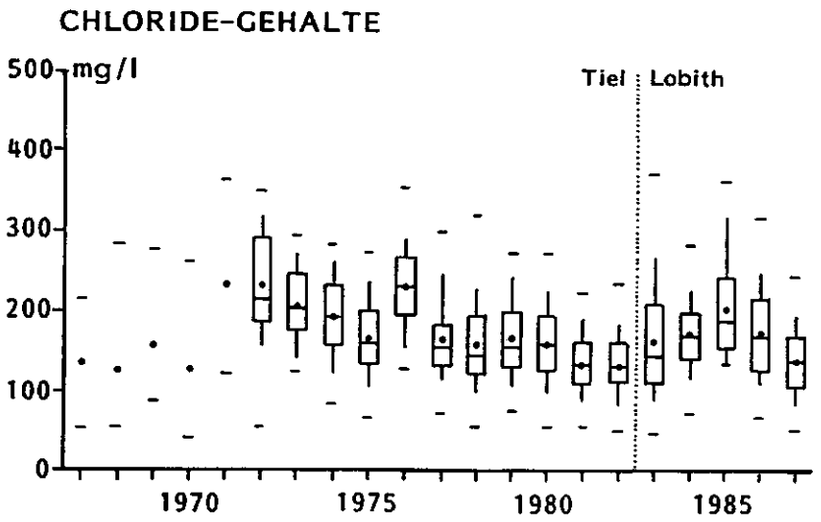
Figuur 13. Zuurstofcondities en gehalte zwevende stof (jaargemiddelden) in de Rijn bij Tiel/Lobith van 1967-1987 (RIWA 1987).

3.3.4 Zuurstof

De zuurstofcondities in de Rijn zijn na het dieptepunt in de jaren '60 drastisch verbeterd (Fig. 13a+b, de verslechtering na 1982 is waarschijnlijk (deels) te wijten aan verplaatsing van het monsterstation). Dit is vooral het gevolg van sterke uitbreiding van het aantal afvalwaterzuiveringsinstallaties langs de Rijn en verbetering van de zuiveringstechniek Het 20% zuurstofdeficiet (grenswaarde van de IAWR, overeenkomend met 80% verzadiging) wordt echter nog regelmatig overschreden. Verdere verbetering is derhalve noodzakelijk.
De hoeveelheid zwevende deeltjes in de waterkolom (Fig. 13c) is sinds 1970 licht gedaald, maar nam in 1986 en 1987 weer wat toe en schommelt rond de 40 mg/l. Doorgaans gaat een verhoogde deeltjesdichtheid gepaard met een toename van het gehalte aan mikroverontreinigingen. Dit is nu niet het geval. De oorzaak van de stijging van het aantal deeltjes is onduidelijk.

3.3.5 Chloride

Het chloride-gehalte van het Rijnwater is als gevolg van lozingen van zouten, o.a. door de Franse kalimijnen verhoogd (Fig. 14). De chloride-concentratie is gecorreleerd met de waterafvoer. Dit verklaard de schommelingen in het tijdvak 1967 tot 1987. Structurele veranderingen in de zoutbelasting hebben zich, afgezien van een lozingsvermindering door de kalimijnen met 15 kg/s Cl^- (= 4% van de chloridebelasting) vanaf



Figuur 14. Chlorideconcentratie (jaargemiddelden) in de Rijn bij Tiel/ Lobith van 1967-1987 (RIWA 1987).

1987, niet voorgedaan. Het zoutgehalte varieert grofweg tussen de 50 en 300 mg/l Cl^-. Dit hoge gehalte heeft niet alleen consequenties voor het Rijn-ecosysteem, maar brengt ook gebruikers van Rijnwater (drinkwaterbedrijven, agrarische sector) in problemen.

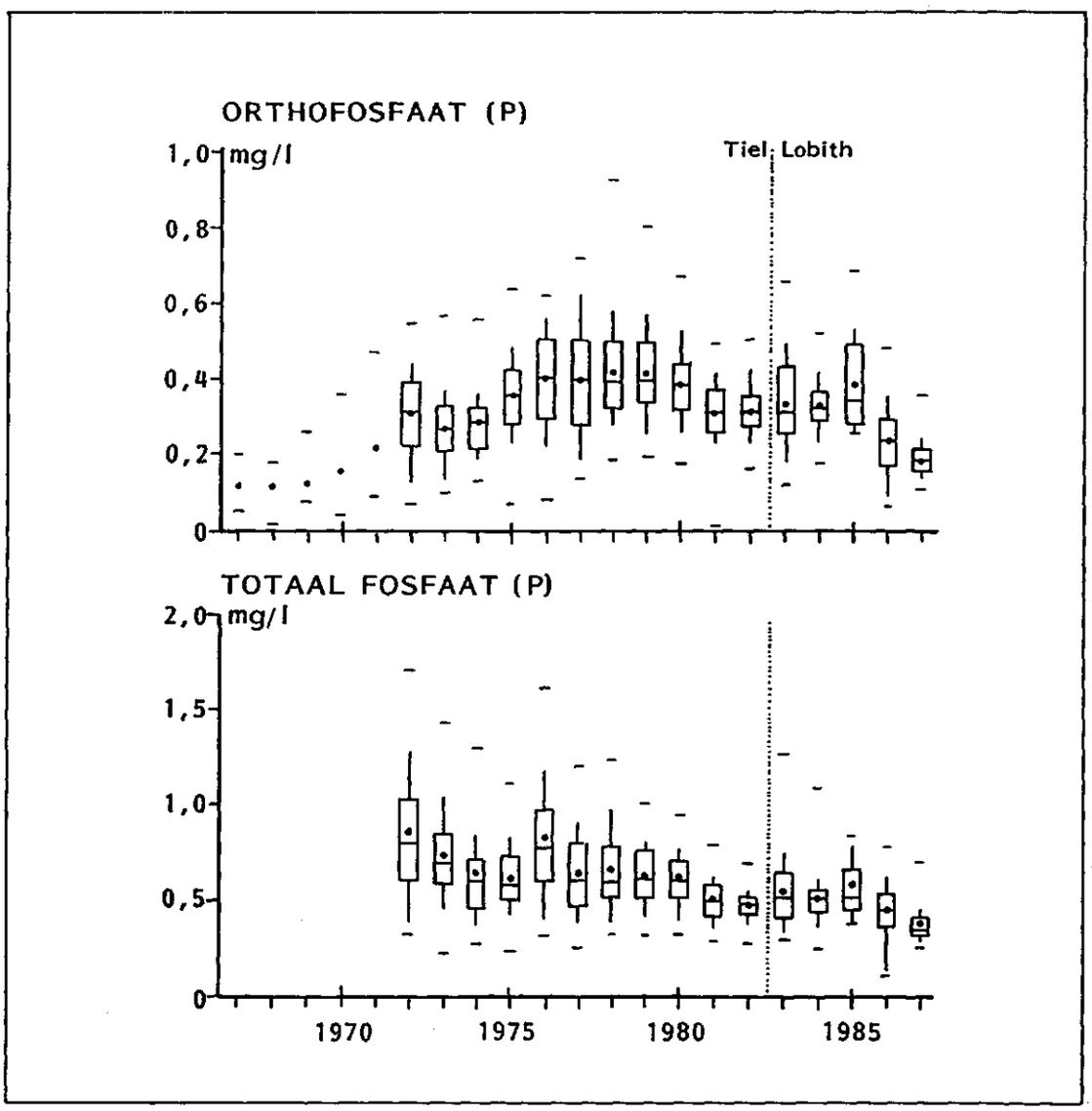
3.3.6 Eutrofie

In figuur 15 is het concentratieverloop van de belangrijkste eutrofiërende stoffen in het Rijnwater (stikstof, fosfor) gedurende de periode 1967-1987 weergegeven. Deze stoffen dragen bij aan de voedselrijkdom van het oppervlaktewater.

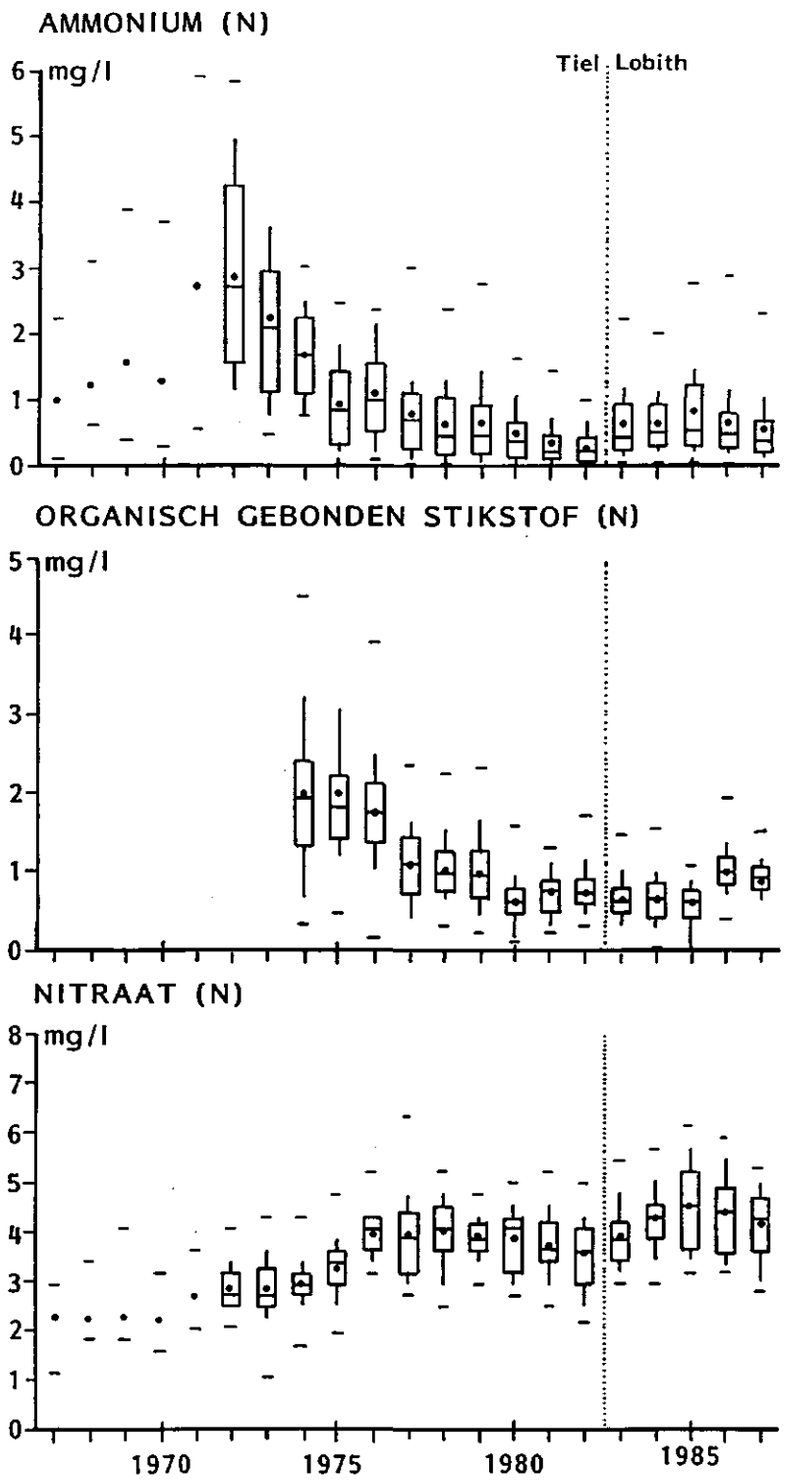
Stikstofverbindingen zijn in aquatisch milieu onderhevig aan een groot aantal processen: omzetting van organisch stikstof in ammonium (ammonificatie), van ammonium via nitriet in nitraat (nitrificatie), van nitraat via nitriet in vrije stikstof (denitrificatie) en de opname van ammonium en nitraat door algen. Het gehalte en de vorm van stikstof in het water wordt gekenmerkt door een seizoensverloop. De gemiddelde organisch gebonden stikstof- en ammoniumconcentratie vertoonden in de tweede helft van de jaren '70 een sterke daling. Deze is in de jaren '80 niet voortgezet. Het nitraatgehalte is tot 1985 gestegen en geeft nu een licht dalende trend te zien.

De laatste jaren staat terugdringing van fosfaten in het oppervlaktewater sterk in de belangstelling. In ongestoorde wateren is fosfaat meestal de beperkende factor voor de primaire productie. Voor veel wateren in Nederland, de Rijn inbegrepen, is dat niet meer het geval. In het Rijnwater is het totaal-fosfaatgehalte sinds 1970 licht gedaald tot 0.4 mg/l (Fig. 15), terwijl het gehalte aan ortho-fosfaat gestegen is. Deze verschuiving kan voortkomen uit de ingebruikname van zuiveringsinstallaties.

De eutrofiëring van het Rijnwater heeft geleid tot vermesting van door de Rijn gevoede stagnante wateren zoals het IJsselmeer.



Figuur 15. Eutrofiërende stoffen (jaargemiddelden) in de Rijn bij Tiel/ Lobith van 1967-1987: organisch gebonden stikstof, ammonium, nitraat, ortho-fosfaat en totaal fosfaat (RIWA 1987).


AMMONIUM (N)
mg/l
Tiel
Lobith
ORGANISCH GEBONDEN STIKSTOF (N)
mg/l
NITRAAT (N)
mg/l
1970
1975
1980
1985

3.3.7 Zware metalen

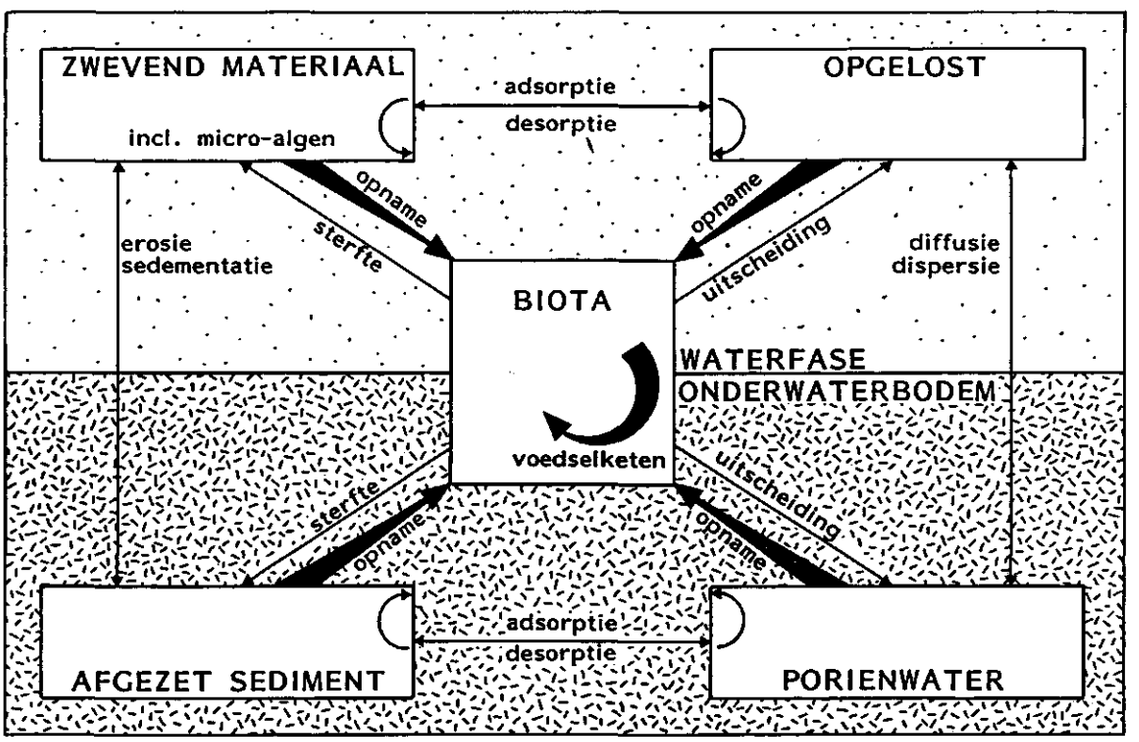
In tegenstelling tot organische mikroverontreinigingen komen zware metalen van nature voor in milieu, zij het soms in zeer lage concentraties (kwik, cadmium). De metalen lood, chroom, koper en zink komen in hogere concentraties voor en kunnen, als spore-elementen, soms zelfs onmisbaar zijn voor plantaardige en dierlijke organismen. In het aquatische milieu kunnen zware metalen zich in drie pools bevinden: in de waterkolom, in de onderwaterbodem en in biota. Hiertussen vinden zeer complexe interacties plaats, zodat metalen van het ene naar het andere reservoir over kunnen gaan (Fig. 16).

Een groot percentage van de door de Rijn getransporteerde zware metalen is gebonden aan zwevende stof. De orde van grootte van dit percentage varieert gemiddeld van 65% deeltjesgebondenheid voor koper tot 90% voor lood. De preciese verdeling tussen geadsorbeerde en opgeloste zware metalen wordt beïnvloed door tal van fysisch-chemische parameters als zoutgehalte, pH en de concentratie van organische complexvormers (b.v NTA, een mogelijke vervanger voor fosfaat in wasmiddelen). Zo worden een aantal aan deeltjes geadsorbeerde metalen gedeeltelijk gemobiliseerd, als ze in contact komen met zout (zee)water. Zij gaan dan als organo-metallische complexen in oplossing (De Groot 1973) en vormen een extra belasting voor de ontvangende zoutwatermassa, in dit geval de Noordzee. Een verhoogde NTA-concentratie heeft het omgekeerde effect en zou kunnen leiden tot een verminderde belasting van de Noordzee, maar een sterkere verontreiniging van het slib in de sedimentatiezones (Salomons 1983). Ook toename van de pH versterkt de adsorbtie van bijvoorbeeld cadmium aan zwevend materiaal.

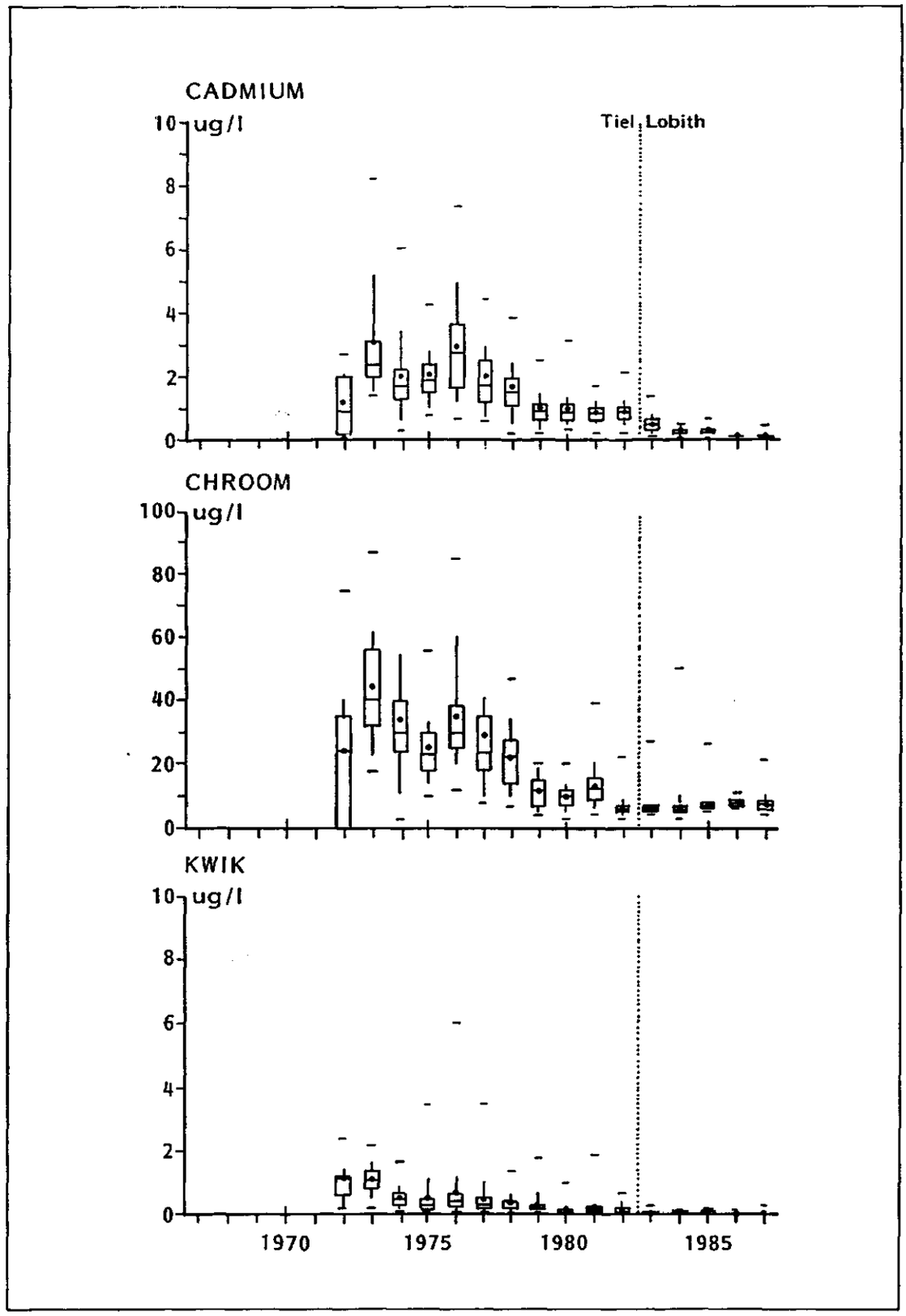
Meer dan 50% van de zware metalenvracht van Rijn en Maas bezinkt momenteel, samen met de zwevende deeltjes, in de sedimentatiezones IJsselmeer, Haringvliet, Biesbosch en Rotterdamse haven (Salomons 1983). Deze afzetting van grote hoeveelheden zwaar vervuild slib leidt tot ecologische verarming en afzetproblemen van opgebaggerd (haven)slib (Hueck-van de Plas 1984).

De gemiddelde gehalten van de zware metalen cadmium, chroom, koper, kwik, lood en zink in het Rijnwater (Fig. 17) waren in de eerste helft van de jaren '70 zeer hoog. Sinds het midden van de jaren '70 hebben zij een, soms spectaculair, dalende tendens te zien gegeven. Deze daling is ook waargenomen in het gehalte van een aantal zware metalen in

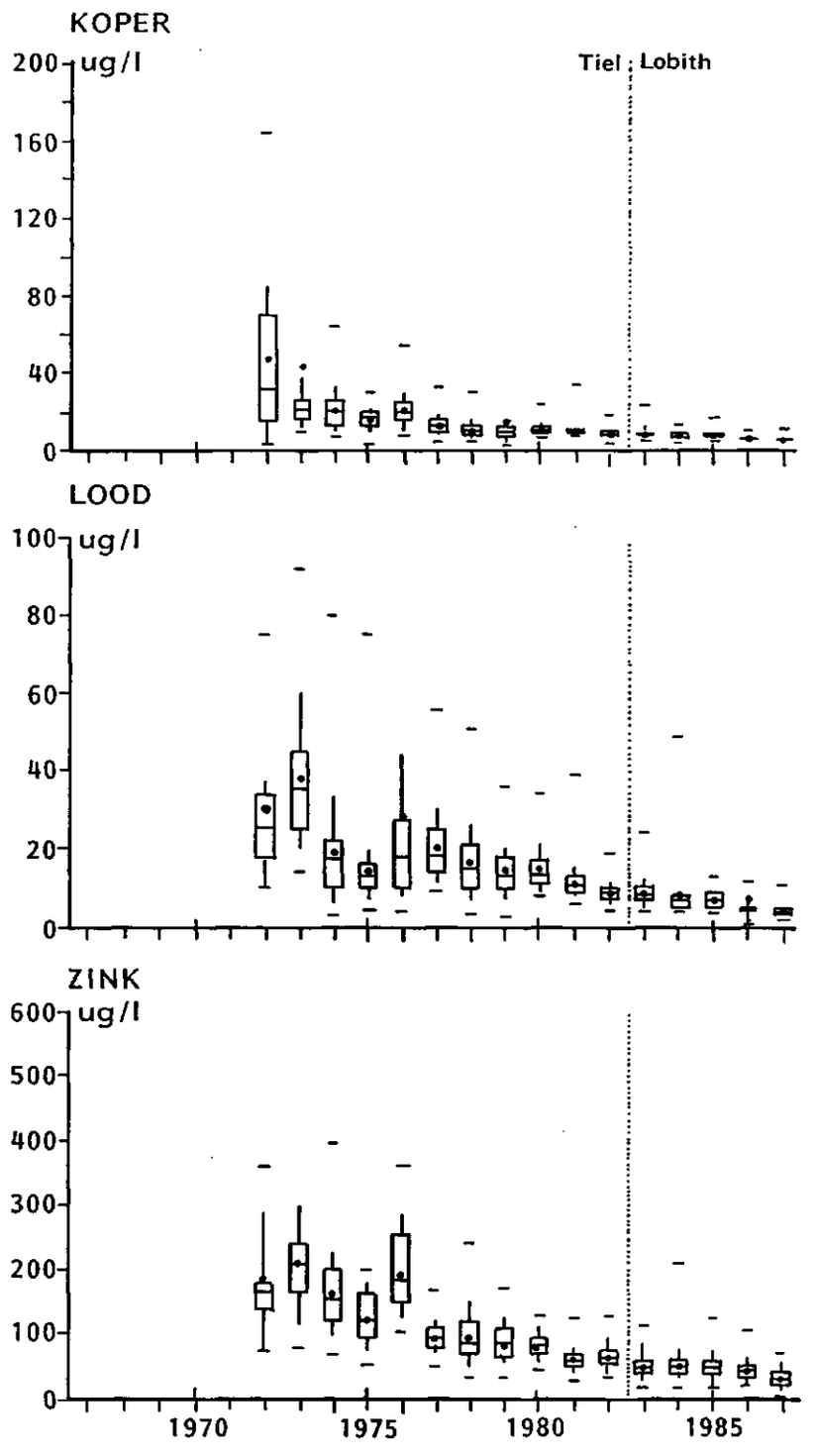
organismen: wel voor het cadmium- en kopergehalte in driehoeksmosselen, niet voor zink (Hueck-van de Plas 1984). Voor een aantal metalen lijkt de situatie zich nu te stabiliseren en treedt geen verdere daling op.



Figuur 16. Een schematische weergave van de belangrijkste interacties tussen de verschillende reservoirs, waarin zware metalen voorkomen (Hueck van der Plas 1984).



Figuur 17. Concentraties van een aantal zware metalen (jaargemiddelden) in de Rijn bij Tiel/Lobith van 1972-1987 (RIWA 1987).


KOPER
ug/l
200
160
120
80
40
0
Tiel
Lobith
LOOD
ug/l
100
80
60
40
20
0
ZINK
ug/l
600
500
400
300
200
100
0
1970
1975
1980
1985

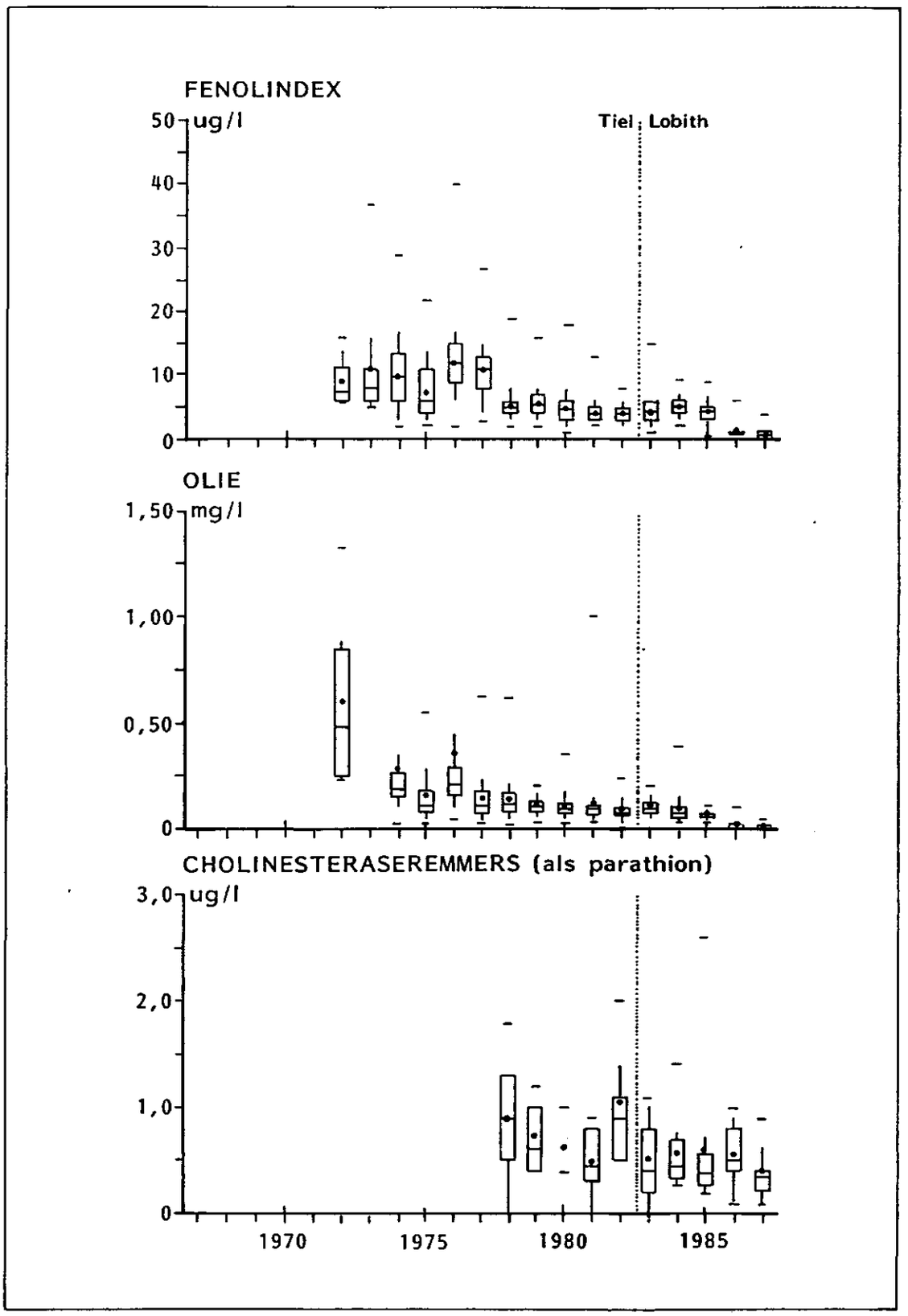
3.3.8 Organische mikroverontreinigingen

De groep van de organische mikroverontreinigingen is een zeer heterogene, grote en nog steeds groeiende groep van milieuvreemde, chemische stoffen. Waar in 1979 nog gesproken wordt van 170 aantoonbare en identificeerbare chemische stoffen (Linders e.a. 1981), wordt in 1989 de keuze van 270 mikroverontreinigingen voor een ecologische onderbouwing voor waterkwaliteitsdoelstellingen "het topje" genoemd (Stortelder e.a. 1989).

De in het Rijnwater aangetroffen mikroverontreinigingen kunnen van uiteenlopende herkomst zijn. Zowel tijdens de productie van een bepaalde stof als bij verdere verwerking of toepassing ervan kunnen schadelijke stoffen vrijkomen. Ook kunnen organische stoffen door fysisch-chemische en bacteriologische processen worden omgezet of gevormd.
De heterogeniteit binnen de groep maakt het bijzonder moeilijk de ecologische effecten van mikroverontreinigingen te overzien. Wat de consequenties van een bepaalde stof voor bepaalde organismen zijn, is slechts in incidentele gevallen bekend (De Kruijf 1983).

In een poging toch meer grip te krijgen op de organische mikroverontreinigingen in het Rijnwater wordt in internationaal kader een zwarte lijst van schadelijke stoffen voor het aquatisch milieu opgesteld. Hiervoor zijn 129 potentiële zwarte-lijst-stoffen geselecteerd. Aan de hand van studies naar de betekenis van onder andere de stoffen van deze lijst voor het aquatisch milieu en de mogelijkheden om het vrijkomen van deze stoffen te beperken, moet dan gekomen worden tot emissiegrenswaarden en doelstellingen voor de waterkwaliteit (Stortelder e.a. 1989).

In figuur 18 is het verloop van een drietal categorieën mikroverontreinigingen weergegeven. De concentraties fenolen, minerale oliën, als cholinesterase-remmers zijn de laatste 10 jaar gedaald. Dit is voor meer mikroverontreinigingen het geval. Bij andere stoffen is van daling nog geen sprake (b.v. polycyclische aromatische koolwaterstoffen, EDTA, NTA, een aantal pesticiden) of is detectie nog niet goed mogelijk.



Figuur 18. Concentraties van een aantal organische mikroverontreinigingen (jaargemiddelden) in de Rijn bij Tiel/Lobith van 1972-1987: fenolen, minerale olie en cholinesteraseremmers (RIWA 1987).

3.3.9 Incidenten

Tot nu toe is in deze paragraaf de gemiddelde waterkwaliteit van de Rijn over langere periodes beschreven en de invloed daarop van de duurbelasting door allerlei antropogene invloeden. Daarnaast speelt het probleem van de incidentele lozingen of ongelukken. Zo waren er in 1986 27 incidentele olieverontreinigingen en 20 incidentele chemische verontreinigingen. In 1987 waren dit er respectievelijk 11 en 41 (RIWA 1987). Deze veroorzaken in het algemeen een tijdelijke aantasting van de waterkwaliteit op meer of minder grote schaal. De ecologische gevolgen van incidenten hangen sterk af van de aard, omvang en toedracht van het ongeval.

Het ongeval bij Sandoz in november 1986, waarbij grote hoeveelheden bestrijdingsmiddelen in de Rijn belandden, veroorzaakte een gifgolf, die tot ver stroomafwaarts alle leven in de Rijn vernietigde. Ook in Nederland heeft dit geleid tot sterfte van organismen (b.v. Hydropsyche contubernalis). De ecologische gevolgen op langere termijn zijn nog niet gehhel te overzien (Canton e.a. 1986, Schäfer e.a. 1986, Tittizer e.a. 1987, Kinzelbach 1988), maar lijken mee te vallen (Van Leeuwen & van Urk 1989).

Juist het incidentele, korte, maar hevige karakter van dit soort vervuilingen heeft plaatselijk vaak grote ecologische gevolgen.

3.4 Morfologie

Reeds in de Romeinse tijd maakte de mens een aanvang de morfologie van de Rijn te veranderen. De Beneden-Rijn bestond in die tijd uit een vlechtwerk van meerdere diepe en ondiepe stroomgeulen, afgesneden oude armen en andere rivierbegeleidende wateren (Fig. 19a). Langs deze wateren lag een uitgestrekte overstromingsvlakte, die bij hoge waterstanden onder water kwam te staan. De riviertakken verlegden voortdurend hun loop, waardoor op steeds wisselende plaatsen erosie of sedimentatie optrad. Door het vrije spel van de, vanwege de grillige waterafvoer, variabele stroming ontstond er een zeer dynamisch rivierengebied met een grote diversiteit in milieutypen (Smit 1985).

Na de eerste waterwerken van de Romeinen hield men zich tot de zeventiende eeuw op lokale schaal met waterbouw bezig en werden kribben, dammetjes en dijken aangelegd en kleine stroomverleggingen uitgevoerd (van Urk & Smit 1989). Eind zeventiende en achttiende eeuw ging men,

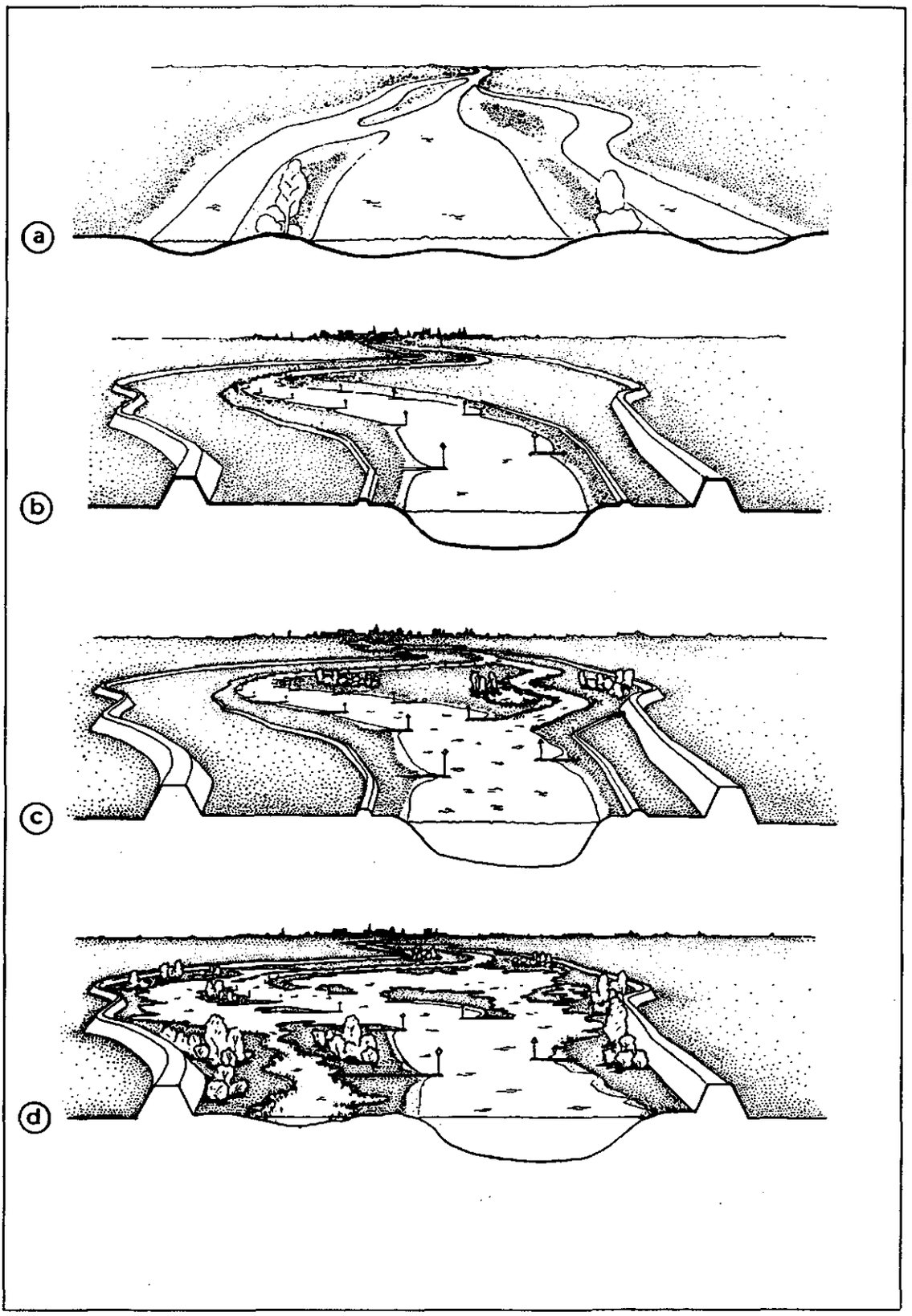
vooral bij riviersplitsingen, over tot grotere werken met als doel een voor de scheepvaart gunstige verdeling van de waterafvoer over de Rijntakken te krijgen. Uit deze periode stammen het Pannerdensch Kanaal en het Bijlands Kanaal.

In de negentiende eeuw kwam er meer coördinatie tussen de verschillende waterwerken. Terwille van betere scheepvaartmogelijkheden en een veilige waterafvoer werd de Beneden-Rijn verbouwd door uitdiepingen en de aanleg van kanalen (Nieuwe Merwede, Bergsche Maas) en kribben. Tevens werd de ruimte die de rivier innam stelselmatig teruggedrongen door bedijkingen en de ingebruikname van overstromingsvlakten voor agrarische doeleinden.

Inmiddels heeft de Beneden-Rijn haar natuurlijke structuur zo goed als geheel verloren. Kribben en strekdammen fixeren de kunstmatige, genormaliseerde loop van de rivier, de oevers zijn verstevigd met stortsteen, stuwen regelen de waterafvoer, zomer- en winterdijken beperken overstromingen en de vegetatie langs de rivier is goeddeels verdwenen ten gunste van een ongehinderde waterafvoer en de landbouw (Fig. 19b). Het riviersysteem met grote dynamiek en biotoopdifferentiatie is omgevormd tot een tamelijk eenvormige stroomgeul, die naast de afvoerfunktie vooral een scheepvaartfunctie heeft (De Gaay & Blokland 1970, Brilhuis 1988).

In en langs de bovenloop van de Rijn heeft een min of meer vergelijkbare ontwikkeling plaatsgevonden (Friedrich & Müller 1984, Kinzelbach 1985). De Mittelrhein is morfologisch gezien weinig veranderd.

Aan de ecologisch functie van de Rijn wordt de laatste jaren in toenemende mate belang gehecht. Het wordt duidelijk dat hiervoor verbetering van de waterkwaliteit alleen niet volstaat, maar dat ook de morfologie van de rivier een sleutelpositie inneemt (Wolff 1977, 1978, Kinzelbach 1985, Klink & Moller-Pillot 1982, Smit 1985, Smit & Van Urk 1987, Bijlsma 1988, Van den Brink e.a. 1988). Over de wijze waarop de riviermorfologie weer een meer natuurlijk karakter zou kunnen krijgen zijn een aantal plannen verschenen (Berndt & Neumann 1985, De Bruin e.a. 1987, Landbouw & Visserij 1988). In figuren 19c en d worden twee mogelijkheden gegeven.



Figuur 19a. Schematische weergave van een natuurlijk riviersysteem.

Figuur 19b. Schematische weergave van een genormaliseerd riviersysteem.

Figuur 19c. Schematische weergave van een riviersysteem met een gecreëerde nevenstroom.

Figuur 19d. Schematische weergave van een riviersysteem met gecreëerde ondiepe water- en moeraszones (Smit & van Urk 1987).

4 MAKROFAUNA VAN DE RIJN

4.1 De natuurlijke situatie als referentie

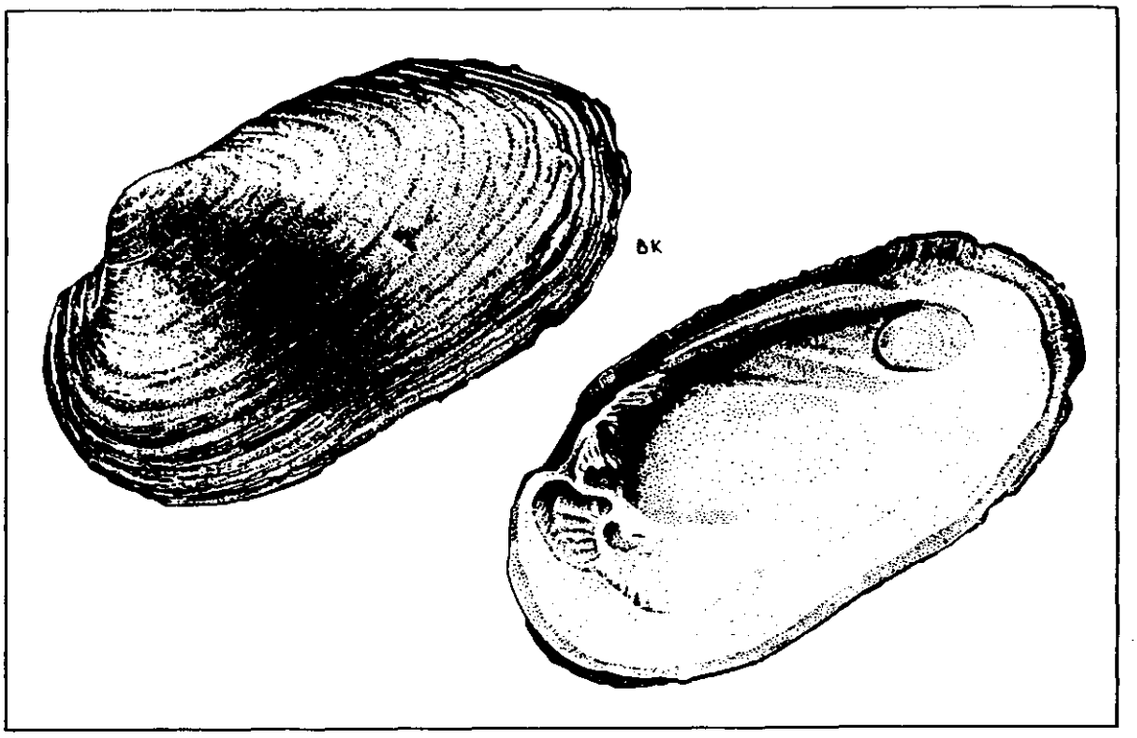
In hoofdstuk 3 is de toestand van de Rijn als leefmilieu beschreven. Hieruit blijkt dat van een natuurlijke situatie geen sprake meer is. Het is evident, dat dit een stempel drukt op de rivierflora en -fauna.

Om uitspraken te kunnen doen over de huidige kwaliteit van de makrofauna in de Beneden-Rijn en plannen te kunnen maken voor toekomstige verbetering hiervan, is de keuze van een referentie noodzakelijk. Gezien de algemene doelstelling in het Rijn Aktie Progamma tot ecologisch herstel, zou de ultieme vorm van ecologisch herstel, de natuurlijke situatie, als referentie gekozen kunnen worden. Door vergelijking van de huidige met de natuurlijke situatie kan de mate van verstoring worden vastgesteld. Het bereiken van een natuurlijke situatie zou tevens de doelstelling van een makrofauna-herstelplan kunnen zijn.

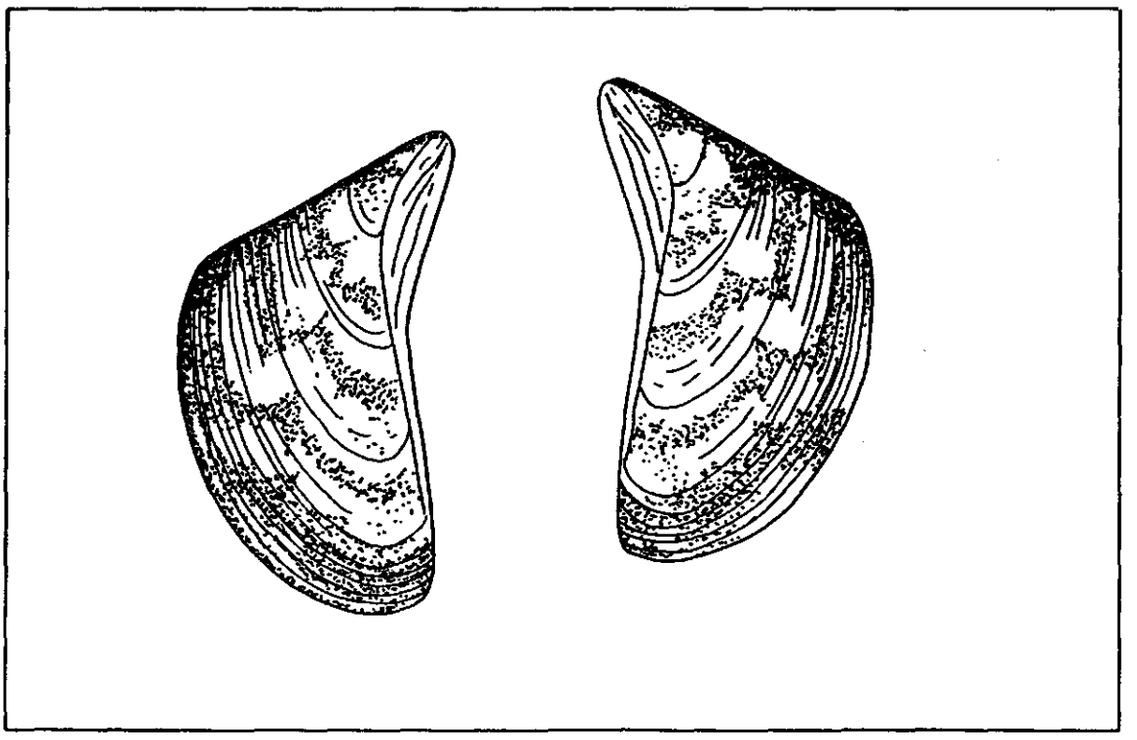
Voor een indruk van het natuurlijke Rijn-ecosysteem moet eeuwen teruggegaan worden in de tijd (Klink & Moller-Pillot 1982, Smit 1985, Klink 1989, Van Urk 1989). Ook in een aantal beleidsvisies en -plannen komen afspiegelingen van de natuurlijk situatie terug als beoogde toestand voor het toekomstige nederlandse rivierenlandschap (De Bruin e.a. 1987,De Bruin 1988, Min. v Landbouw & Visserij 1988, Smit & Van Urk 1987).

Het is echter belangrijk te realiseren, dat herstel van de natuurlijke situatie niet synoniem is met het vullen van het riviersysteem met biota uit de referentie. Dit kan ook niet lukken, aangezien veel veranderingen in de Beneden-Rijn irreversibel zijn, waardoor de ontwikkeling van het riviersysteem gezien moet worden als een voortdurend voortgaand proces. Van de natuurlijke situatie kunnen wel ecologische elementen, die essentieel zijn voor een gezond rivier-ecosysteem, worden afgeleid. Deze elementen kunnen dan worden hersteld. De organismen zijn in deze benadering een symbool voor (verzamelingen van) ecologische elementen.

De nog niet door menselijk ingrijpen beïnvloede morfologie van de Rijn is beschreven in 3.4. De rivier bestond uit een uitgebreid stelsel van hoofd- en nevenstromen, al dan niet tijdelijk met de rivier in verbinding staande rivierbegeleidende wateren en uitgestrekte



Figuur 20. De in de 19e eeuw uitgestorven Rijnmossel: Pseudunio sinuatus (Bivalvia) (Kinzelbach 1985).



Figuur 21. Dreissena polymorpha (Bivalvia) (Kinzelbach 1985).

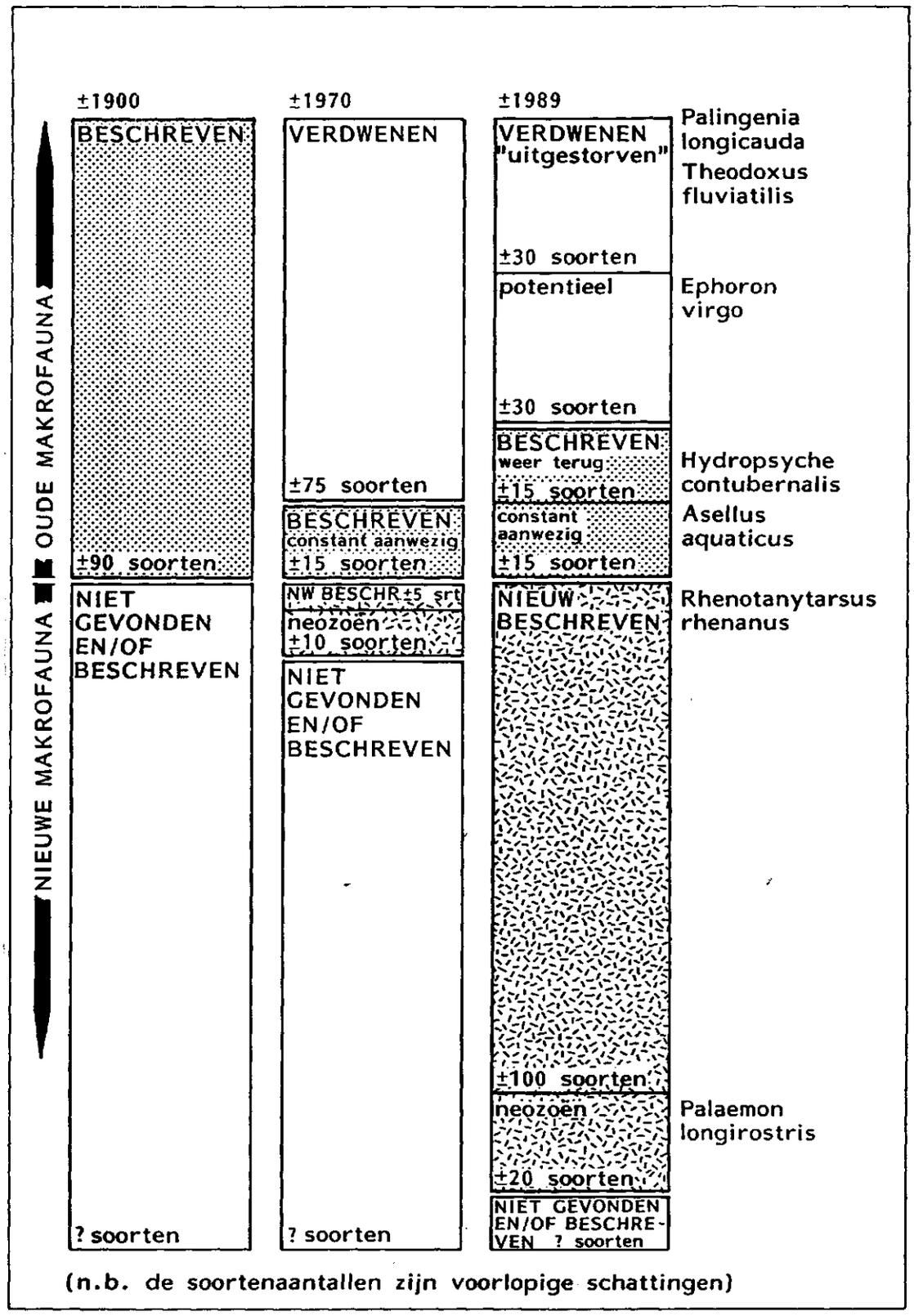
hoogwatervlakten. Dit stelsel omvatte een grote verscheidenheid aan watertypen, stromingspatronen en sedimenten. Waterplantenvegetaties kwamen op tal van plaatsen voor. De hoogwatervlakten waren kilometers breed en liepen onder bij regelmatig optredende hoge waterstanden. Zij waren begroeid met zachthoutooibos (zwarte populier, wilg) op de lagere oeverdelen en hardhoutooibos (eik, iep, es, meidoorn, sleedoorn) op hogere oeverdelen, afgewisseld met moerassen en grazige stukken. Als na een periode van hoog water, het waterpeil zakte, trok het water zich weer terug in de stroomgeulen. Hierbij werden boomresten en ander organisch materiaal naar de rivier getransporteerd en plaatselijk opgehoopt. Dit resulteerde in een nog verdere vergroting van de biotopendiversiteit voor makrofauna in de rivier (Sedell & Frogatt 1984, Triska 1984). Tot zover is het natuurlijke riviersysteem bekend en bruikbaar als referentie.

Het is echter nauwelijks bekend welke makro-evertebraten in dit natuurlijke systeem van enkele eeuwen geleden leefden. Om deze reden is de natuurlijke makrofaunasamenstelling niet bruikbaar als referentie voor de huidige situatie, of als na te streven toestand voor de toekomstige ecologisch herstelde Rijn.

Aan het begin van de twintigste eeuw waren, als gevolg van menselijke invloeden, reeds een aantal soorten uit de Rijn verdwenen (b.v. Pseudunio sinuatus, Fig. 20) en andere (Dreissena polymorpha, Fig. 21) als neozoën geïntroduceerd (Kinzelbach 1985). Toch was de situatie nog wel een benadering van de natuurlijke situatie, in ieder geval veel natuurlijker dan nu het geval is, en redelijk goed beschreven. Daarom is deze situatie gekozen als referentie voor ecologisch herstel van makro-evertebraten in de Beneden-Rijn.

4.2 Beneden Rijn

De soortensamenstelling van de Rijn-macrofauna aan het eind van de vorige eeuw is uitgebreid beschreven door Lauterborn (1916, 1917, 1918). Volgens eigen schrijven is zijn beschrijving van de Beneden-Rijn echter gebaseerd op een oppervakkige inventarisatie en, met 36 soorten, incompleet. De soortenlijst voor de Beneden-Rijn is aangevuld uit andere literatuurbronnen (Albarda 1889, Le Roi 1912, 1913, 1915).
Hierdoor ontstond een lijst van 92 makrofauna-soorten voor ca. 1900 (zie bijlage 1).



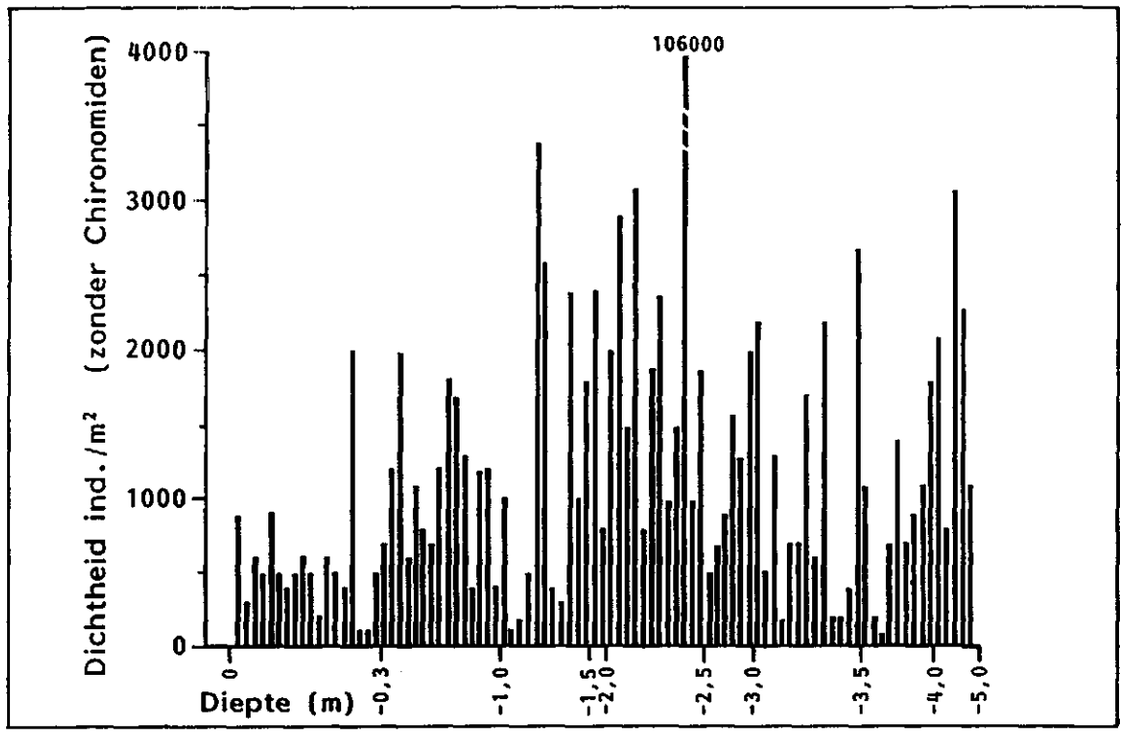
Figuur 22. De ontwikkeling van de makrofauna in de Beneden-Rijn schematisch weergegeven, gebaseerd op de tabel in bijlage 1. Voor de situatie rond 1960 is bovendien gebruik gemaakt van Arbeitsgesellschaft Umwelt Mainz 1972, Brocksieper 1976, Butot 1963, Caspers 1980, Jatzek 1985, Kuiper & Wolff 1970, Peeters & Wolff 1973.

Ook de soortenlijst van 1989 is gebaseerd op het werk van een aantal onderzoekers, aangezien een recente inventarisatie van alle taxa en habitats ontbreekt. Dit bemoeilijkt het aanwijzen van werkelijke verschuivingen in ruimte of tijd binnen de soortensamenstelling, aangezien onderzoekstechnische verschillen het onderscheid in het voorkomen van soorten kunnen vertroebelen:

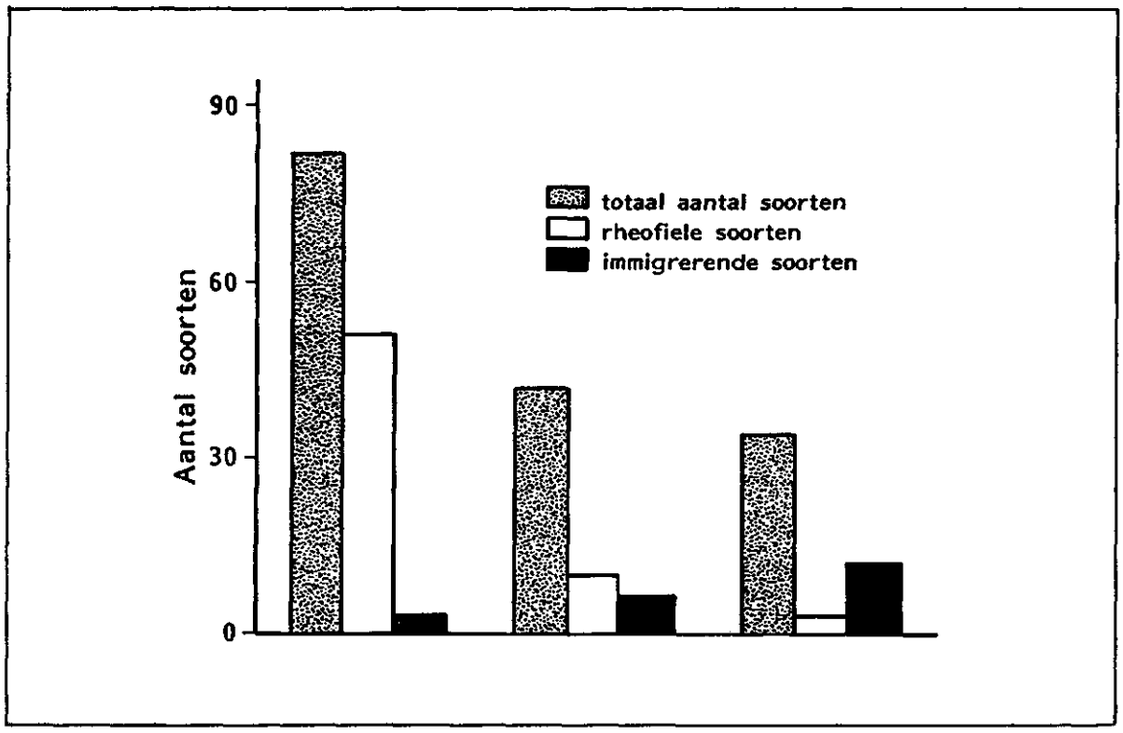
- verschillen in taxonomische kennis en/of belangstelling van de onderzoeker
- verschillen in bemonsteringsmethode
- verschillen in bemonsteringsplaatsen
- verschillen in bemonsteringsfrequentie
- verschillen in doel van de inventarisatie

In de periode van 1900 tot 1989 zijn er zowel ontwikkelingen opgetreden in de makro-evertebratensamenstelling van de Beneden-Rijn, als in de kennis hieromtrent. In figuur 22 zijn deze ontwikkelingen weergegeven. Uit deze figuur valt af te lezen, dat van de in 1900 aanwezige soorten in 1970 nog maar een fractie (15%) voor kwam. Sindsdien is een klein aantal soorten teruggekeerd. Toch is de soortenrijkdom in 1989 groter dan in 1900 het geval was (Bijlage 1, Fig. 22, voor de verdere bespreking van deze figuur zie 5.1). Inventarisaties in de twintigste eeuw hebben namelijk een groot aantal nieuwe, in 1900 nog niet gevonden of voor de wetenschap nog onbekende, soorten opgeleverd. Dit is het gevolg van verbeterde bemonsteringsmethoden, waardoor het ook mogelijk werd diepere rivierdelen te onderzoeken (Tittizer & Schleuter 1986, Tittizer e.a. 1988). In het door hen onderzochte riviertraject worden op grotere diepten relatief veel makroevertebraten aangetroffen (Fig. 23). Bovendien is de taxonomische kennis in deze periode sterk uitgebreid. Vooral de bestudering van groepen als Chironomidae en Oligochaeta heeft de beschrijving van veel nieuwe soorten mogelijk gemaakt. Door middel van palaeoecologisch onderzoek kan de aanwezigheid van een aantal van deze nieuw beschreven soorten in de vroegere Rijn aangetoond worden (Klink 1983, 1986, 1989).

De hierboven beschreven aanwezigheid van een hoger aantal soorten makro-evertebraten in de huidige Beneden-Rijn, in vergelijking met de situatie omstreeks 1900, wordt niet gevonden door Van den Brink e.a. (1988, Fig. 24). In deze telling zijn, in tegenstelling tot in bijlage 1



Figuur 23. Relatie tussen waterdiepte en de kwantitatieve aanwezigheid van makro-evertebraten, excl. Chironomidae (Tittizer & Schleuter 1986).

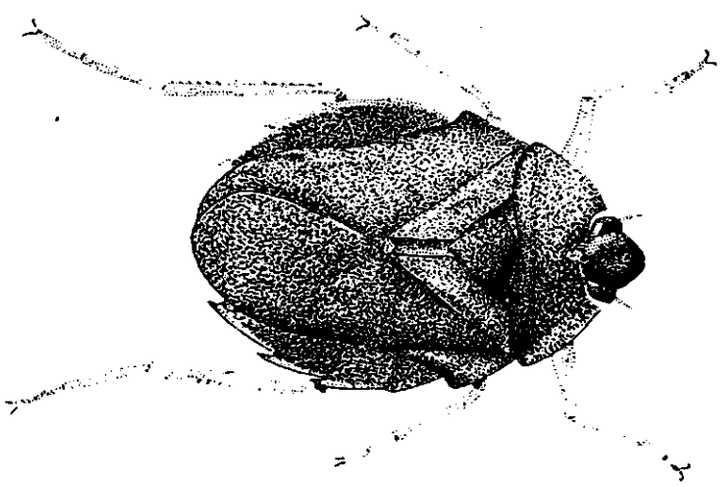


Figuur 24. Het aantal regelmatig voorkomende soorten makro-evertebraten in de Beneden-Rijn rond 1900, 1940 en 1988. Onderscheid is gemaakt tussen rheofiele soorten, immigranten en het totaal aantal soorten (Van den Brink e.a. 1988).

de zeldzame soorten weggelaten en zijn alleen de redelijk algemene soorten geteld. Tittizer e.a. (1987) vinden deze toename wel voor de Rijn in West-Duitsland (4.3).

De uit de Beneden-Rijn verdwenen soorten zijn relatief onevenredig verdeeld over de in de Rijn voorkomende taxonomische groepen. Het aandeel van rivierspecifieke, litho-rheofiele en psammofiele, aquatische insekten (met name Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata) is na 1900 naar verhouding zeer sterk teruggelopen. Van deze groepen kwam in de zeventiger jaren alleen de kokerjuffer Hydropsyche contubernalis (Fig. 28c) nog in redelijke aantallen voor (Klink 1983). Voor de groep van de Chironomidae geldt deze teruggang, met uitzondering van de psammofiele soorten, veel minder (Klink & Moller-Pillot 1982). Vooral de toename van organische verontreiniging, gepaard gaande met een verlaagde zuurstofconcentraties in het water wordt verantwoordelijk gehouden voor de verdwijning van de aquatische insekten. Daarnaast hebben riviermorfologische veranderingen en de belasting met zware metalen hierbij een rol gespeeld. Tegen de tijd dat de organische mikroverontreinigingen hun intrede deden in de Rijn waren de meeste van deze "19^{e} eeuwse soorten" reeds verdwenen.

De in de twintigste eeuw voortschrijdende belasting van de Rijn met industrieel, agrarisch en huishoudelijk afval en de verdere morfologische aanpassingen leidden tot een minimale makrofauna-bezetting van de Rijn rond 1970 (Van Urk 1981, Klink & Moller-Pillot 1982, Van Urk e.a. 1985, Van den Brink 1988). Toen waren ook veel soorten mollusken en de enige karakteristieke waterwants (Aphelocheirus aestivalis, Fig. 25)



Figuur 25. Aphelocheirus aestivalis (Heteroptera) (Arpad 1963).

verdwenen of sterk in aantal en/of verspreiding teruggedrongen (Wolff 1968, 1970, Kuiper & Wolff 1970, Klink & Moller-Pillot 1982). Na dit ecologische dieptepunt trad, door verbeteringen in de waterkwaliteit, een beginnend herstel van de makrofauna op: een aantal soorten (b.v. Hydropsyche contubernalis, Van Urk 1981) keerde, na een periode van afwezigheid terug in de Beneden-Rijn.

Voor 1900 zijn weinig vertegenwoordigers van de Decapoda, Amphipoda en Isopoda beschreven. In de huidige Rijn bestaan deze groepen voor het grootste gedeelte uit recent geïmmigreerde, uitheemse soorten (Pinkster & Platvoet 1982, Adema 1989).

Voor de overige in bijlage 1 aangegeven soorten is een vergelijking van de situatie in 1900 met die in 1989 problematisch, omdat hieraan of in 1900 (Tricladida, Oligochaeta, Hirudinea, Chironomidae) of recentelijk (Porifera, Hydrozoa, Bryozoa) geen aandacht is besteed. Voor de laatstbedoelde categorie mag, gezien de algemene verspreiding meer stroomopwaarts in de Rijn, verwacht worden dat ze ook in de Beneden-Rijn voorkomt.

Het is lastig precies aan te geven in welke mate makrofauna gevoelig is voor veranderingen in waterkwaliteit of riviermorfologie. De gevoeligheid wordt voor een deel bepaald door de zeer variabele en soortspecifieke levenswijze en oecologische behoeften van de organismen (Coutant 1964, Higler & Repko 1981, Buikema e.a. 1982, Slooff 1983). Wel kunnen buiten de reeds genoemde faktoren als zuurstofgehalte, zware metalen en organische mikroverontreinigingen in het water, nog enkele fysisch-chemische veranderingen genoemd worden, die in het algemeen bijgedragen hebben tot de beschreven verschuivingen in de makrofaunasamenstelling:

- Het wegvallen van de interaktie tussen rivier en uiterwaarden, welke in de voegere situatie leidde tot de aanvoer van veel organisch materiaal en planten- en boomresten in het water. Hiermee verdwijnt een belangrijke voedselbron en vermindert de biotoopdifferentiatie (Van Urk & Smit 1989).
- De bodemvervuiling door zware metalen en andere verontreinigingen in de sedimentatiezones van de rivier heeft misvorming en sterfte van organismen tot gevolg (Van Urk e.a. 1985, Van Urk & Kerkum 1987, Klink 1989).
- Gradiënten in de sedimentsamenstelling van de rivierbedding zijn

grotendeels verdwenen, als gevolg van waterbouwkundige werken zoals de aanleg van kribben en onder invloed van de door de scheepvaart veroorzaakte golfslag en stromingen.
- Door de stijging van de temperatuur van het Rijnwater weet een aantal makro-evertebraten met een van nature meer zuidelijke verspreiding zich in de Rijn te handhaven (Klink 1989).
- Het kunstmatig verhoogde zoutgehalte in de Rijn maakt infiltratie van brakwatersoorten mogelijk (Van den Brink e.a. 1988).

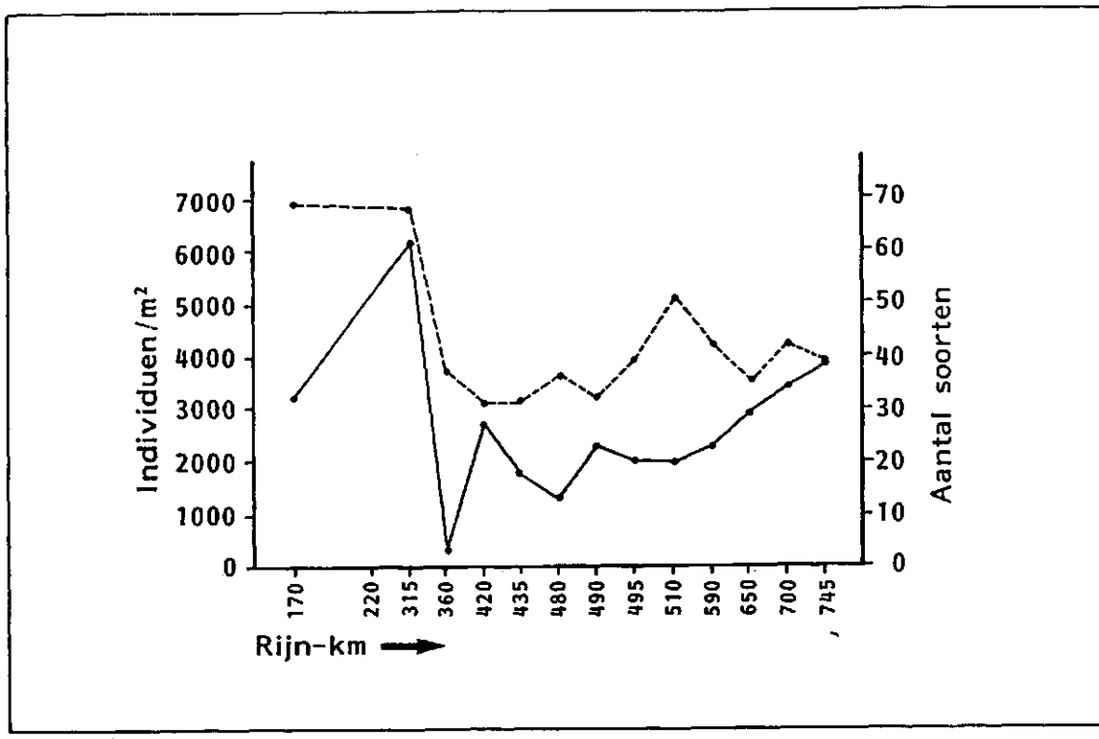
In 5.3 worden voor een aantal soorten afzonderlijk, meer in detail de mogelijke oorzaken van verdwijning besproken.

4.3 Niederrhein en Oberrhein

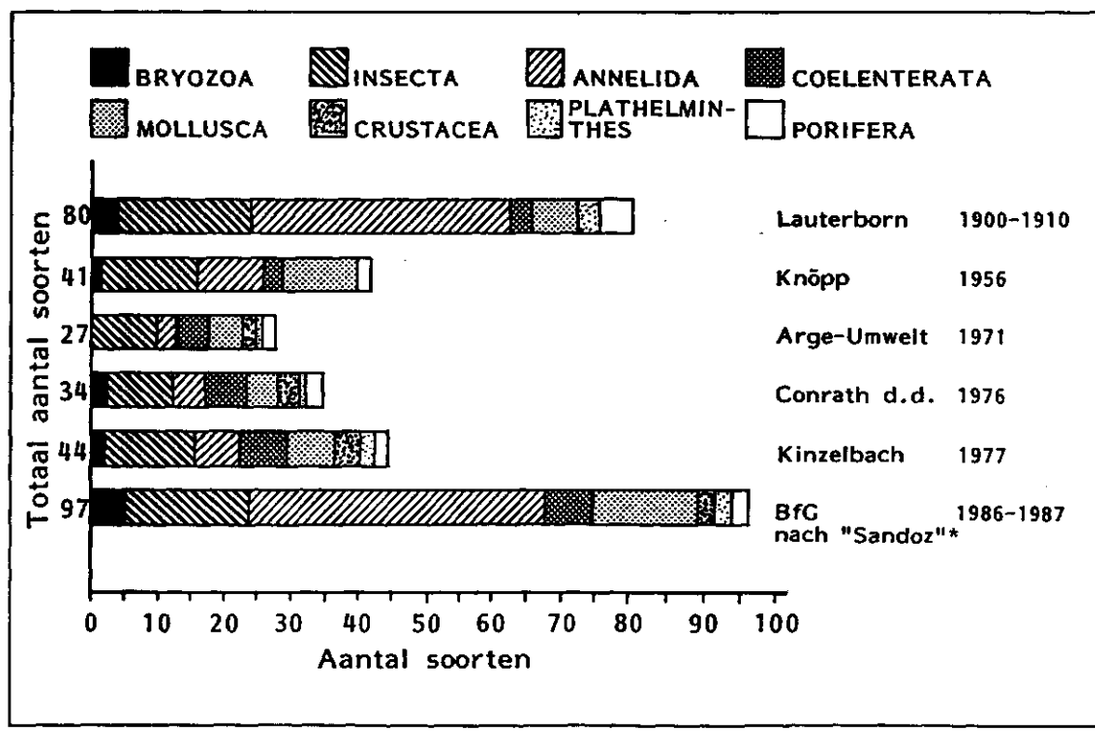
Zoals in paragraaf 2.5 beschreven is, is de samenstelling van de makrofauna langs de lengte-as van een rivier niet constant. In figuur 26 is het verloop van het aantal soorten en de dichtheden van individuen weergegeven voor de Rijn van Basel tot Düsseldorf (Tittizer 1987). De terugval bij Karlsruhe is het gevolg van een plaatselijk hoge duurbelasting met huishoudelijk en industrieel afval. Na Karlsruhe neemt het aantal soorten en de individuendichtheid geleidelijk aan weer toe. Duidelijk is dat de verschillende Rijntrajecten niet (geheel) vergelijkbaar zijn.

De vergelijking van de Nederlandse Beneden-Rijn, met name de Waal, met de Westduitse Niederrhein zou, minstens gedeeltelijk, wel op moeten gaan: beide maken deel uit van de Rijn-benedenloop en vertonen morfologisch hetzelfde beeld, afgezien van de sedimentatiezone.

De makrofauna in de Rijn in West-Duitsland heeft een ontwikkeling doorgemaakt, analoog aan de beschrijving in 4.2. Aangezien in de Duitse Rijn deze eeuw meerdere makrofauna-inventarisaties zijn uitgevoerd (Knöpp 1956, Arbeitsgemeinschaft Umwelt 1971, Conrath e.a. 1976, Kinzelbach 1977, Tittizer e.a. 1987), kan het verloop van de soortenrijkdom in de tijd hier beter gevolgd worden (Fig. 27). Er tekent zich, na een ecologisch dieptepunt rond 1970, een spektakulaire toename af van het aantal soorten. Dit herstel wordt ook gevonden door Schiller (1988) voor de Rijn in Nordrhein-Westfalen, aan de hand van een meetserie over de periode 1969-1987. Schiller schrijft dit herstel hoofdzakelijk toe aan de verbetering van de zuurstofcondities. Van een



Figuur 26. Verloop van het aantal soorten makro-evertebraten (zonder Oligochaeta en Chironomidae) en de individuendichtheid in de Rijn, van Basel (km 170) tot Düsseldorf (km 745) (Tittizer e.a. 1987).



Figuur 27. Het aantal soorten makro-evertebraten in de Rijn in 1900-1910 1956, 1971, 1976, 1977 en 1987. Er is onderscheid gemaakt naar taxonomische groep (Tittizer e.a. 1987).

verdere toename van het zuurstofgehalte wordt geen toename in soortenrijkdom meer verwacht: de beperkende faktor is nu de biotoopstruktuur (Friedrich & Schiller, mond. med.).

Als de soortenlijsten van de Beneden-Rijn en de Niederrhein naast elkaar worden gelegd (Bijlage 1), vallen grote verschillen op: 151 soorten in de Beneden-Rijn tegen 63 in de Niederrhein, 113 soorten die wel in de Beneden-Rijn zijn gevonden, maar niet in de Niederrhein en 26 soorten waarvoor het andersom is. Van enige gelijkenis lijkt nauwelijks sprake. Dit wordt echter voor een groot gedeelte veroorzaakt door onderzoekstechnische aspekten. Zo worden in Duitsland de Chironomidae (in de Beneden-Rijn 70 van de 151 soorten) zelden tot op soort gedetermineerd en ontbreken dus in de tabel. Voor Oligochaeta (18 soorten in de Nederlandse, 5 in de Duitse Rijn) geldt dit ook, maar het vertekent het beeld minder, aangezien een aantal soorten binnen deze groep vooral in de sedimentatiegebieden voorkomt. Voor de taxa der Porifera, Hydrozoa en Bryozoa bestaat in Duitsland meer belangstelling bij inventarisaties (14 soorten tegen 0 in Nederland). Als gevolg van deze onderzoekstechnische verschillen is slechts een beperkte vergelijking van de makrofauna in de Nederlandse en Duitse Rijn-benedenloop mogelijk.

Toch blijft het interessant en waardevol de soorten die niet (meer) in de Beneden-Rijn voorkomen, maar wel in de Niederrhein, nader te bekijken. Deze soorten kunnen van belang zijn voor de rekolonisatie van de Beneden-Rijn. Van een aantal soorten, zoals Theodoxus fluviatilis (5.3.1) en Ephoron virgo (5.3.4) is dat zeker te verwachten, aangezien zij momenteel in de Niederrhein een groot rekolonisatievermogen demonstreren. Het lijkt hierdoor slechts een kwestie van tijd, dat deze soorten weer in de Nederlandse rivieren terugkeren.

Vergelijking van de makrofaunasamenstelling van de Beneden-Rijn met die in de Oberrhein is, vanwege hun zeer verschillende karakter, weinig zinvol. Als meer stroomopwaarts gelegen riviertraject, waar veel uit de Beneden-Rijn verdwenen makrofaunasoorten zich konden en kunnen handhaven, is de Oberrhein echter van groot belang voor het ecologisch herstel van de Rijn-makrofauna in Nederland. Met name rivierspecifieke, aquatische insekten komen daar nog voor, waaronder een aantal soorten, dat (ook) karakteristiek is voor de benedenloop (b.v. Potamanthus luteus, Cheumatopsyche lepida, Psychomyia pusilla, Tittizer e.a. 1987).

De aanwezigheid van deze soorten kan verklaard worden uit de geringere vervuilingsgraad, meer variatie in de riviermorfologie en de aanwezigheid van als refugium geschikte plekken (4.4).
In West-Duitsland zijn twee, in het kader van de makrofauna-rekolonisatieproblematiek interessante, Renaturierungs-plannen uitgevoerd:

- Het plan Schäfer (Schäfer 1973). Dit behelsde de verbinding van een aantal Auengewässer met elkaar en met de Rijn door middel van een stromende doorgang. Deze doorgang werd, naar verluid, wat lukraak gegraven en leidde bovendien vies Rijnwater door de tot dan toe (door kwelwater) veel schonere Auengewässer. Het gevolg was juist een ecologische nivellering in plaats van een verrijking (Friedrich, Kinzelbach mond. med.).
- Een aantal langs de Niederrhein gegraven Kiesgruben bleef c.q. werd verbonden met de stroomgeul. Deze wateren bieden door de open verbinding betere mogelijkheden voor rivierspecifieke makrofauna en zijn ook geschikt als ei-afzettingsplaatsen voor vissen (Berndt & Neumann 1985).

4.4 Refugia in en langs de Rijn

Zeer belangrijk voor de Rijn-makrofauna, juist met het oog op de hoge frequentie van lozingen en incidenten, zijn refugia in en langs de Rijn. In deze gebieden kunnen korte of langere periodes van onleefbare omstandigheden in de Rijn-stroomgeul overleefd worden. In Duitsland, met name langs de Oberrhein, zijn hiertoe meer geschikte wateren aanwezig dan in Nederland. Een belangrijk deel van het onderzoek spitst zich momenteel toe op de ligging, gesteldheid en kwetsbaarheid van deze gebieden (Kinzelbach, Ludwig, Obrdlik mond.med.).

Als refugium kunnen zowel (bovenlopen van) zijrivieren functioneren, als Altrheine, Rheinauen en freatische wateren:

- Het belang van zijrivieren als refugium kan afgemeten worden aan het herstel van Ephoron virgo (5.3.4) en Theodoxus fluviatilis (5.3.1).
- Niet permanent doorstroomde rivierbegeleidende wateren zijn ook voor veel rheofiele soorten geschikte refugia, mede omdat kwel vaak voortdurend voor enige stroming zorgt (Obrdlik e.a. 1988).
- Freatisch water is kwelwater, dat in het rivierbed omhoog komt (geen Rijnwater dus) en vaak beter van kwaliteit is. Het kan een

schoonwaterlaag vormen tussen stenen op de rivierbodem en zo een refugium vormen. Dit treedt vooral op in de Oberrhein (Giessen).
- Tussenkribruimten blijven vaak min of meer verschoond van gifgolven in het water, omdat het meeste gif de stroomgeul volgt (Kinzelbach mond. med.).

4.5 Vergelijkbare rivieren

Naast de vergelijking van de huidige Beneden-Rijn met de vroegere rond 1900, kan de situatie in vergelijkbare, maar minder vervuilde, rivieren bestudeerd worden. Ook dit draagt bij aan het inzicht in de huidige kwaliteit van het Rijn-ecosysteem en eventuele maatregelen om deze te verbeteren. De meest voor de hand liggende rivier, om een dergelijke vergelijking mee uit te voeren is de Maas.

De Maas is, in tegenstelling tot de Rijn, een rivier die uitsluitend gevoed wordt door overtollige neerslag in het stroomgebied, en niet door smeltwater. Hierdoor is het verloop van de waterafvoer over het jaar grilliger. Dit heeft geleid tot andere accenten in gebruiksfuncties (minder goed bevaarbaar) en morfologische aanpassingen (meer stuwen) dan het geval is bij de Rijn. Helemaal vergelijkbaar zijn beide rivieren derhalve niet, maar er zijn veel overeenkomsten, ook in makrofaunasamenstelling (Peeters & Wolff 1973, Klink & Moller-Pillot 1982, Peeters 1988).

Als gevolg van een gemiddeld betere waterkwaliteit (Dijkzeul 1981, Klink & Moller-Pillot 1982) en minder monotone morfologie (Klink 1984, 1986) in de Maas, komen er een aantal aquatische insekten en mollusken voor, die uit de Beneden-Rijn zijn verdwenen (Bijlage 2). Het gaat om soorten als: Theodoxus fluviatilis, Viviparus viviparus, Unio crassus batavus, Baetidae, Heptagenia sulphurea, Paraleptophlebia submarginata, Ceraclea senilis, Neureclipsis bimaculata en Tinodes waeneri. De Maas kan voor deze soorten als leverancier fungeren van potentiële rekolonisten.

Ook vergelijking met andere rivieren behoort tot de mogelijkheden. Klink & Moller-Pillot (1982) doen dit voor de Donau (omstreeks 1965) en een aantal Russische rivieren (tot 1979). De daar gevonden makrofauna-soortensamenstelling vertoont gelijkenis met de situatie in de Rijn rond 1900 en draagt bij tot het beeld van de ongestoorde situatie. Oude beschrijvingen van rivieren als de Wolga (Behning 1928)

of de Susaa (Berg 1948) schetsen een nog ongerepter beeld. Door toenemende druk van menselijke handelingen op de rivieren wordt ook in deze streken een achteruitgang gekonstateerd van organismen, die in Nederland reeds lang zijn verdwenen. De ontwikkelingen in deze rivieren zijn interessant om meer inzicht te krijgen in de processen, die samenhangen met menselijke beïnvloeding van het riviersysteem, maar zijn niet direkt van belang voor de rekolonisatiemogelijkheden in de Beneden-Rijn. Hiervoor wordt verder verwezen naar Klink & Moller-Pillot 1982.

Vergelijking van de Beneden-Rijn met de Theems (Harrison & Grant 1977) Elbe of de Weser (Schirmer mond.med.) leek niet zinvol, aangezien de verschillen in algemeen karakter en makrofaunasamenstelling zeer groot zijn.

Informatie over een aantal Franse rivieren, zoals de Loire (Cellot e.a. 1987,1988) en de Rhone (Gaschignard e.a. 1983, Gaschignard 1984) draagt eveneens bij aan de beeldvorming rond het funktioneren van een (natuurlijk) riviersysteem. Aangezien de problematiek rond het beheer van deze rivieren sterk afwijkt van de Rijn-problematiek en ook de riviermorfologie en de fysische omstandigheden in de stroomgeul meestal weinig gelijkenis vertonen met die in de Beneden-Rijn, wordt hierop verder niet ingegaan.

Herintroductie van in het Rijnstroomgebied uitgestorven, maar elders nog voorkomende, soorten dient derhalve gezien te worden als een noodmaatregel, voor het geval dat andere methoden onmogelijk blijken te zijn.

Makrofaunasoorten uit de groep potentiële soorten, kunnen de Beneden-Rijn in principe op eigen kracht rekoloniseren vanuit de refugia, zodra aan de essentiële, soortspecifieke omgevingsvoorwaarden voldaan wordt. Door bestudering van hun autecologische behoeften kan getracht worden de oorzaak van de verdwijning van deze soorten te achterhalen. Op basis hiervan kunnen maatregelen ter stimulering van rekolonisatie worden bepaald.

De groep potentiële soorten is in eerste instantie de meest interessante, als het gaat om herstel van makrofauna in de Beneden-Rijn. In de rest van dit hoofdstuk wordt hierop verder ingegaan.

5.2 Potentiële soorten

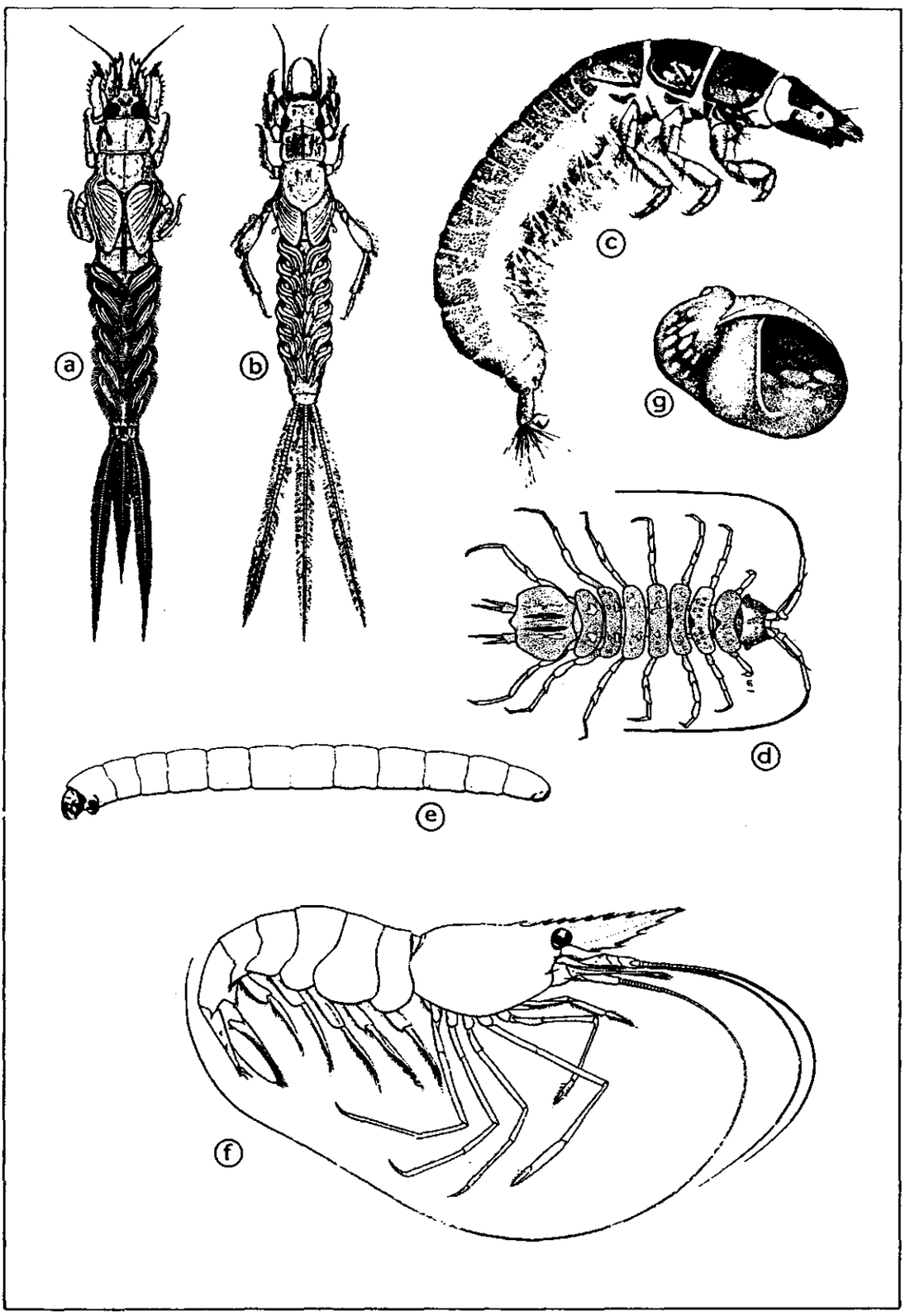
In tabel 1 is een selectie weergegeven van potentiële makro-evertebraten van de Beneden-Rijn. Er is naar gestreefd de lijst samen te stellen uit soorten van zeer verschillende taxonomische groepen. De criteria voor deze lijst zijn:

- zeldzaamheid of afwezigheid in de huidige Beneden-Rijn.
- aangetoonde of waarschijnlijke aanwezigheid in de Beneden-Rijn rond 1900
- aangetoonde aanwezigheid in het Rijnstroomgebied of in wateren in de nabijheid van de Nederlandse Rijntakken, zodat de mogelijkheid tot rekolonisatie reëel is.

De lijst van potentiële soorten moet niet gezien worden als een lijst met doelvariabelen op zich. De sinds de verdwijning van soorten van de potentiële lijst veranderde konkurrentieverhoudingen en omgevingsfaktoren in de Beneden-Rijn kunnen rekolonisatie verhinderen, alle verbeteringen in waterkwaliteit en riviermorfologie ten spijt. De funktie van deze lijst is er in gelegen dat de potentiële soorten symbool staan voor verdwenen of bedreigde biotopen en niches. Herstel hiervan leidt in ieder geval tot ecologische verrijking, ook al komen niet alle voormalige soorten terug.

Tabel 1. Soortenlijst van potentiële makrofauna van de Beneden-Rijn (+=aanwezig, z=zeldzaam, -=afwezig, o=onbekend, a=in Auen e.d.; V=Rijn 1900, R=Rijn 1989, N=Niederrhein 1989, O=Oberrhein 1989, M=Maas 1989)

		V	R	N	O	M
Slakken	Lithoglyphus naticoïdes	+	-	-	a	+
	Theodoxus fluviatilis	+	-	z	+	-
	Viviparus viviparus	+	-	-	+	+
Tweekleppigen	Pisidium amnicum	+	-	-	a	-
	P " supinum	+	-	-	a	-
	Pseudanodonta complanata	+	-	-	a	-
	Sphaerium rivicola	+	-	-	a	-
	S " solidum	+	-	-	a	-
	Unio tumidus	+	-	-	a	-
	U " crassus batavus	+	-	-	-	+
Decapoden	Astacus astacus	+	-	-	-	z
Haften	Ephemera vulgata	+	-	-	a	-
	Ephoron virgo	+	-	+	+	-
	Heptagenia coerulans	+	-	+	+	-
	Potamanthus luteus	+	-	-	+	-
Steenvliegen	Leuctra spec	o	z	-	+	-
	Nemouridae	o	z	-	a	-
Libellen	Calopteryx splendens	+	-	-	+	+
	Gomphus vulgatissimus	+	-	-	a	-
	Onychogomphus forcipatus	+	-	-	a	-
Wantsen	Aphelocheirus aestivalis	+	-	+	+	-
Kokerjuffers	Ceraclea dissimilis	o	-	+	-	+
	C " alboguttata	+	-	o	o	-
	Cheumatopsyche lepida	+	-	-	+	-
	Neureclipsis bimaculata	+	-	-	-	+
	Psychomyia pusilla	+	-	-	+	-
	Tinodes waeneri	+	-	-	a	z
Chironomiden	Demeijerea rufipes	+	-	-	o	z
	Demicryptochiron. vulneratus	+	-	o	o	-
	Glyptotendipes gr signatus	+	-	-	o	z
	Lipiniella arenicola	+	-	o	o	-



Figuur 28a. Palingenia longicauda (Ephemeroptera) (Wesenberg-Lund 1943).

b. Ephoron virgo (Ephemeroptera) (Wesenberg-Lund 1943).

c. Hydropsyche contubernalis (Trichoptera) (Merritt & Cummins 1984).

d. Asellus aquaticus (Isopoda) (Gledhill e.a. 1976).

e. Chironomide-larve (Chironomidae) (Merritt & Cummins 1984).

f. Palaemon longirostris (Decapoda) (Holthuis & Heerebout 1976).

g. Theodoxus fluviatilis (Gastropoda) (Macan 1977).

5.3 Autecologie

De autecologie van potentiële makro-evertebraten is van belang als leidraad voor ecologisch herstel van het riviersysteem. Daarnaast is ook kennis omtrent de ethologie van deze dieren belangrijk, om het rekolonisatievermogen van een soort te kunnen bepalen. In de volgende paragrafen worden 31 potentiële soorten beschreven.

5.3.1 Gastropoda (slakken)

Lithoglyphus naticoïdes, Theodoxus fluviatilis (Fig. 28g), Viviparus viviparus.

Deze soorten slakken worden beschouwd als verdwenen uit de Beneden-Rijn, maar komen meer stroomopwaarts nog wel in de Rijn voor (Janssen & de Vogel 1965,Gloër e.a. 1980, Tittizer 1987). In 1988 is L. naticoïdes door van den Brink gevonden in een aantal, in open verbinding staande, rivierbegeleidende wateren van de Beneden-Rijn. Ook zijn van Lithoglyphus naticoïdes en Viviparus viviparus recent vondsten gedaan in de Maas (Peeters 1988) en haar rivierbegeleidende wateren (van den Brink mond. med.).

Voor alledrie de soorten geldt dat ze karakteristiek zijn voor (zwak) stromend of bewegend (b.v. als gevolg van golfslag) water. Van Benthem-Jutting (1933) beschrijft L. naticoïdes en V.viviparus als soorten van stille bochten, tussenkribruimten en oeverzones, terwijl T. fluviatilis meer langs de stroomgeul thuis hoort Ze zijn vooral te vinden op stevige ondergrond, zoals stenen en beschoeiingen, waar zij zich voeden met algen (diatomeeën) en detritus. Op deze ondergrond zetten zij hun eieren af. L. naticoïdes komt ook voor op zandbodems en eet naast plantaardig tevens dierlijk voedsel. Deze soort was in 1965 nog vrij algemeen in de nederlandse rivieren en hield zich bij voorkeur op tussen hogere waterplanten (Janssen & de Vogel 1965).

T. fluviatilis is in tegenstelling tot de andere twee soorten zoutresistent. Korte tijd geleden leek deze stenoeke, potamale indikator voor zuurstofrijk water ook in de meer bovenstroomse Rijndelen zwaar bedreigd. Waarschijnlijk als gevolg van de verbeterde zuurstofcondities herstelt T. fluviatilis zich op het moment spectaculair (Schöll & Tittizer 1988). Een aantal restbestanden van deze soort hebben zich gehandhaafd in refugia in de Boven-Moezel en in een arm van de zuidelijke Oberrhein. Van hieruit zijn de Nieder- en Oberrhein

gerekoloniseerd.

Geconcludeerd kan worden dat terugkeer en verbreiding van de genoemde drie Gastropoda in de Beneden-Rijn waarschijnlijk is en op korte termijn zou kunnen plaatsvinden. Het is zelfs goed mogelijk, dat ze al plaatselijk aanwezig zijn. Een gerichte inventarisatie is wenselijk. De rekolonisatie van deze soorten zou nog gestimuleerd kunnen worden door de aanwezigheid van rustige, onverstoorde habitats, eventueel met waterplanten.

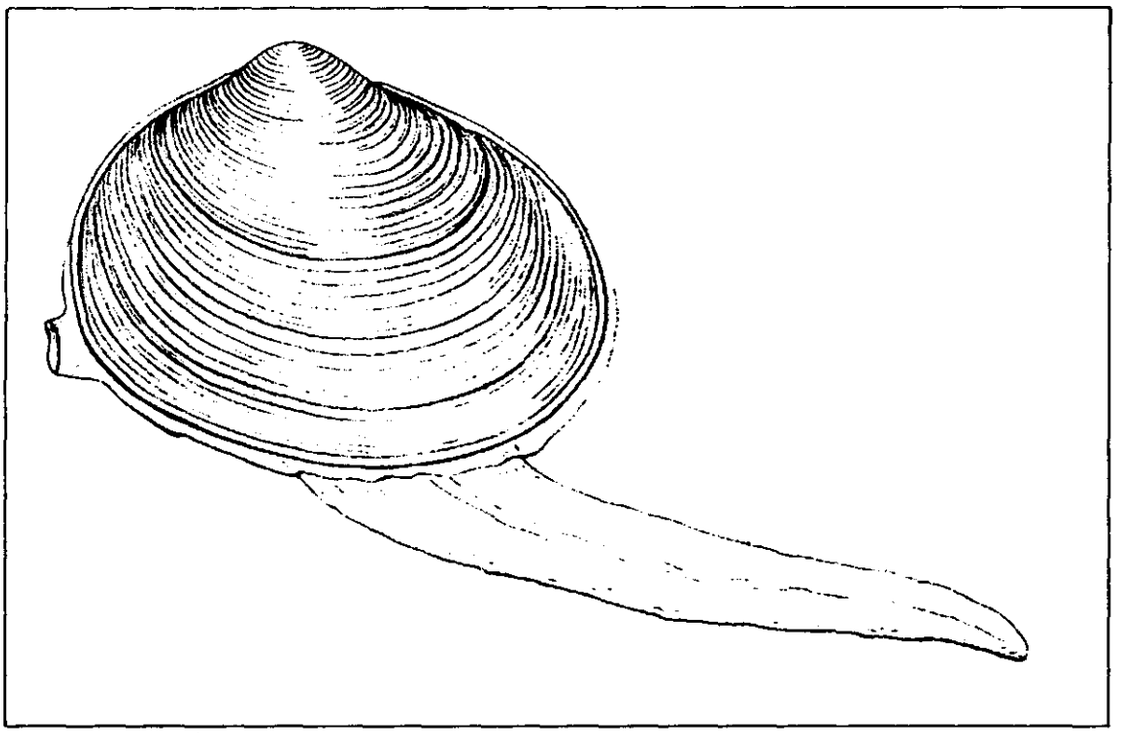
5.3.2 Bivalvia (tweekleppigen)

Pisidium amnicum (Fig. 29), P. supinum, Pseudanodonta complanata, Sphaerium rivicola, S. solidum, Unio crassus batavus, U. tumidus.

Met uitzondering van Pisidium supinum waren deze soorten aan het einde van de jaren '60 nog sporadisch aanwezig in de Beneden-Rijn (Wolff 1968, 1970, Kuiper & Wolff 1970). Toen waren de vindplaatsen in de door Maaswater gevoede delta-wateren al talrijker dan in wateren met overwegend Rijnwater. Daarna zijn zij lang niet gesignaleerd. De uitvoering van de Delta-werken, waardoor het stromingspatroon en de zouthuishouding in de delta van Rijn en Maas drastisch veranderden, heeft voor deze soorten waarschijnlijk grote gevolgen gehad, maar dit is niet onderzocht.

Van den Brink (mond. med.) meldt voor 1988 weer vondsten van Sphaerium rivicola, S. solidum en Unio tumidus in enkele, met de Rijn in open verbinding staande, rivierbegeleidende wateren. In de Maas zijn recentelijk een aantal exemplaren van Unio crassus batavus (Peeters 1988), Sphaerium solidum en Unio tumidus (van den Brink, mond. med.) gevonden. Verwacht wordt dat bij een gerichte inventarisatie (b.v. op oude vindplaatsen) nog, of weer exemplaren van deze en andere potentiële, tweekleppige soorten kunnen worden aangetroffen. In 1980 was Sphaerium solidum stroomopwaarts in het Rijnstroomgebied nog aanwezig in de Main (Gloër e.a. 1980).

Pisidium amnicum en P. supinum zijn karakteristiek voor langzaam stromende rivieren. P. amnicum komt daarnaast ook in beken, meren en kanalen voor. Beide soorten zijn gevoelig voor watervervuiling. De zouttolerantiegrens ligt voor P. amnicum in de buurt van 300 mg Cl^-/l,



Figuur 29. Pisidium amnicum (Bivalvia) (Ellis 1978).

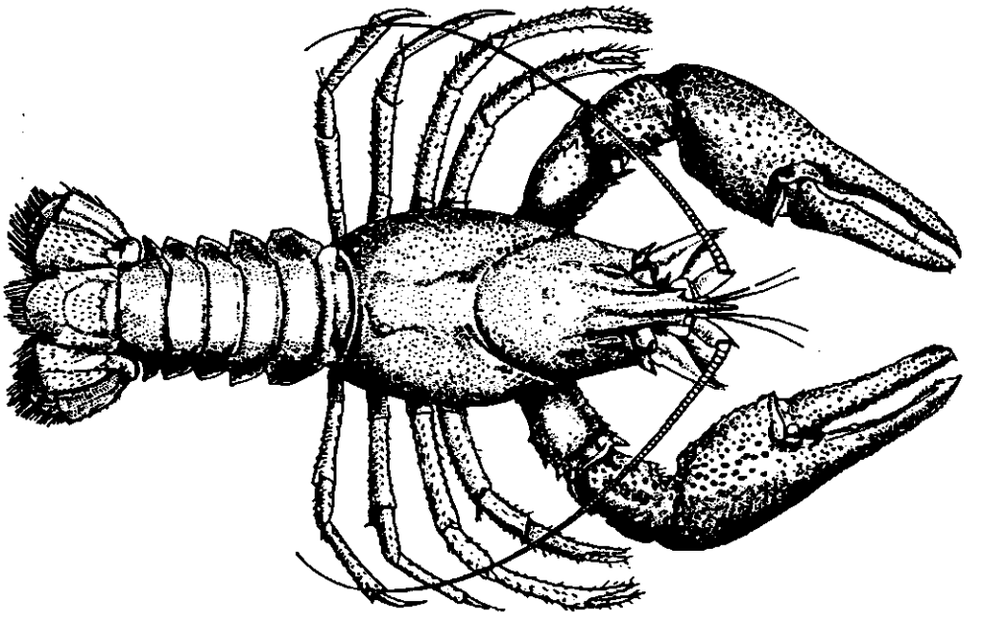
voor P. supinum 200 mg Cl^-/l. Als substraat worden modderige tot zandige (ca. 300 mu) bodems geprefereerd (Kuiper &Wolff 1970). Pisidiae kunnen zich vastzetten op waterkevers, vogels of vissen en zich op die manier passief door de lucht laten verspreiden. Dit verspreidingsmechanisme wordt voor meer tweekleppigen algemeen verondersteld (Fernando 1954, Rees 1965, Kuiper 1965, 1966).

Sphaerium solidum, vroeger vrij algemeen in de Beneden-Rijn, is een redelijk vervuilingstolerante riviersoort, die ook voorkomt in afgesneden rivierarmen en grote meren. Waarschijnlijk kan deze soort geen hogere saliniteiten dan 300 mg Cl^-/l verdragen. S. solidum heeft voorkeur voor middelmatig- tot grofzandige substraten. Sphaerium rivicola leeft eveneens bij voorkeur in rivieren (Van Benthem Juting 1943), maar heeft een lage weerstand tegen waterverontreiniging. In de zestiger jaren was deze soort in de Rijn zo goed als verdwenen. S. rivicola prefereert lagere stroomsnelheden en een modderiger substraat, dan S. solidum.

Unio tumidus en Pseudanodonta complanata zijn soorten van rustig

stromende rivieren, maar komen ook in stagnante wateren voor. P. complanata leeft diep in het substraat en wordt daardoor gemakkelijk over het hoofd gezien (Janssen & de Vogel 1965). Unio crassus batavus is een typische riviersoort, maar wordt ook in stilstaande wateren gevonden, mits deze met de rivier in open verbinding staan. Sterke stroming wordt echter vermeden. Deze drie Unionidae hebben een voorkeur voor modderige substraten. U. tumidus kan, in tegenstelling tot U. crassus batavus en P. complanata, enige mate van verontreiniging goed verdragen (Zonneveld 1960, Davenport & Warmuth 1965, Parma 1966, Wolff 1968). Voor hun larvale ontwikkeling zijn Unioniden afhankelijk van bepaalde vissoorten. De glochidiën-larven hechten zich met kleefdraden aan de kieuwbogen, worden ingekapseld en voeden zich ten koste van de vis, tot aan het jonge mossel stadium (Wolff 1968).

De mogelijkheden voor rekolonisatie door de genoemde, potentiële tweekleppigen zijn gunstig: zij zijn in of nabij de Beneden-Rijn nog (of weer) aanwezig en de huidige milieuomstandigheden lijken voor het merendeel van deze soorten acceptabel, zij het niet optimaal. De oude situatie, van voor 1970, is voor deze groep geen goede referentie, aangezien het karakter van de rivierdelta totaal veranderd is door buitensluiting van de zee, in het kader van het Delta-plan. Een gerichte inventarisatie is noodzakelijk om een compleet en actueel beeld van de huidige abundantie en verspreiding van tweekleppigen, dus van het rekolonistenpotentieel, te krijgen.



Figuur 30. Astacus astacus (Decapoda) (Wesenberg-Lund 1943).

5.3.3 Decapoda (kreeften)

Astacus astacus (Fig. 34)

In de vorige eeuw was de Gewone Rivierkreeft, Astacus astacus, waarschijnlijk zeer algemeen in het zuiden en oosten van Nederland (Holthuis 1950,Geelen 1978). In 1860 brak er een schimmelziekte (Apphanomyces astaci) uit in geheel Europa, waardoor de kreeftenpopulaties vrijwel geheel werden vernietigd. Na deze rivierkreeft-pest heeft de soort zich door de toenemende watervervuiling en de kanalisatie van beken en rivieren niet kunnen herstellen. Sinds 1973 behoort A. astacus in Nederland tot de beschermde diersoorten, maar mogelijk is het al te laat, om deze soort voor uitsterven te behoeden (Geelen 1978). In de Velpse of Rozendaalse beek bij Arnhem bevindt zich waarschijnlijk de laatste, grote populatie van ons land. Recentelijk werd de Gewone Rivierkreeft nog sporadisch aangetroffen in de Maas (Peeters 1988).

A. astacus stelt hoge eisen aan de omgeving: onvervuild, helder en voortdurend zuurstofrijk water. Tevens moet er voldoende gelegenheid zijn om schuilplaatsen te maken. Het is een nachtdier, dat voornamelijk leeft van klein dierlijk voedsel (insektenlarven, kikkervisjes, kleine kreeftachtigen), waterplanten en soms van dode dierlijke resten (Adema 1989).

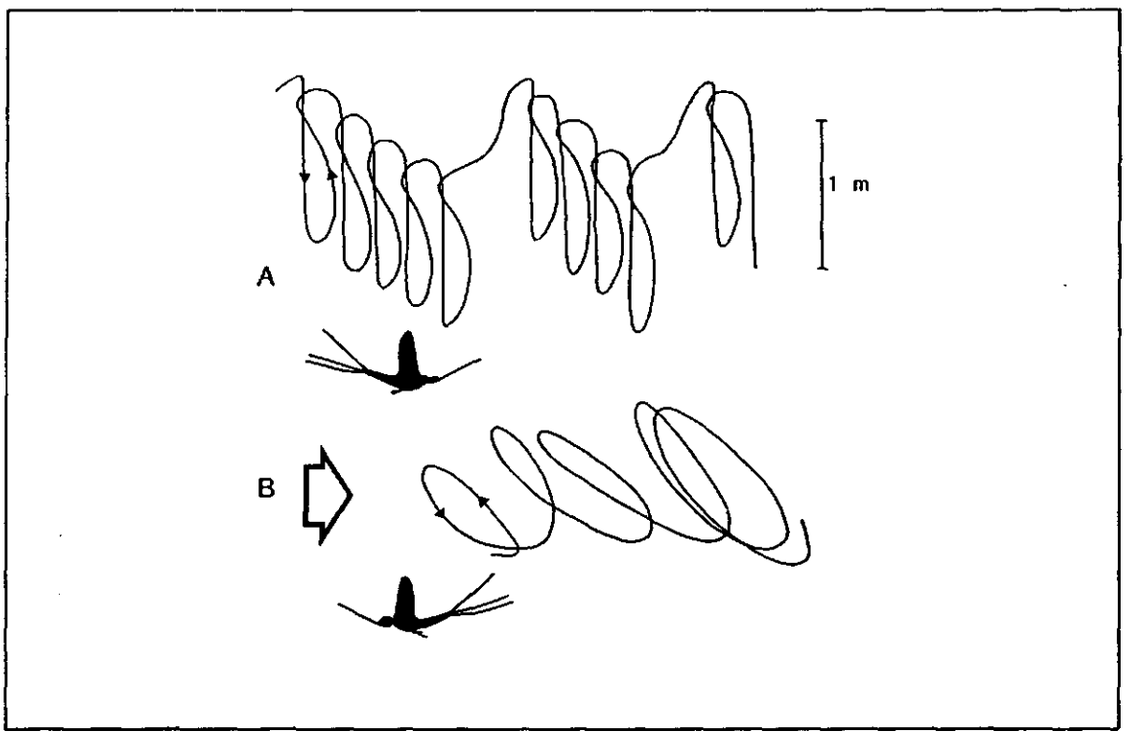
Naast verslechtering van voor deze soort essentiële omgevingsfactoren, is de opkomst van een aantal neozoën voor A. astacus een serieuze bedreiging. Tot eind 1972 was A. astacus de enige rivierkreeft in Nederland. Inmiddels kunnen buiten de inheemse Gewone Rivierkreeft vier exotische rivierkreeften gevonden worden: Astacus leptodactylus, Orconectus limosus, Procambarus clarkii en Pacifastacus leniusculus (Adema 1989). De laatstgenoemde, recent in België ingevoerde, soort is een mogelijke bedreiging voor de toekomst van A. astacus, de eerste twee zijn reeds concurrerend. A. leptodactylus (Turkse Rivierkreeft) wordt vooral gevonden in meren, beken en kanalen, terwijl O. limosus (Gevlekte Amerikaanse Rivierkreeft) voorkeur heeft voor grotere rivieren. Gezien de huidige verspreiding van A. astacus, is A. leptodactylus momenteel de belangrijkste concurrent. In de rivieren is dit O. limosus Beide uitheemse soorten zijn beter bestand tegen vervuiling, verzilting en rivierkreeft-pest, leggen meer eieren en zijn eerder geslachtsrijp (van den Brink e.a. 1988, Adema 1989).

Voor herstel van A. astacus in de Beneden-Rijn dient de waterkwaliteit verder verbeterd te worden en is een, minstens plaatselijk niet gekanaliseerde rivierbedding vereist. Bovendien moet het enige refugium voor deze soort, de Velpse of Rozendaalse beek, beschermd worden. Zelfs als aan deze voorwaarden is voldaan, blijft het echter de vraag of A. astacus zich ten opzichte van de exotische rivierkreeften kan handhaven.

5.3.4 Ephemeroptera (haften)

Van de 25 rond 1900 beschreven soorten haften werden er recent nog slechts 3 waargenomen. Als oorzaken hiervoor kunnen aangevoerd worden: watervervuiling (met als gevolg lage zuurstofconcentraties), biotoopverlies en beperkt rekolonisatievermogen (Spieth 1940, Brodskiy 1973, Sowa 1975, Illies 1979, Brittain 1982, Klink & Moller-Pillot 1982). Haften van stromende wateren hebben onbeweeglijke kieuwen en zijn bijna geheel passief afhankelijk van de zuurstofconcentratie in het water. Wel kunnen zij door aktief positie te kiezen in het stromende water de zuurstofvoorziening enigszins regelen. Door hun ademhalingsfysiologie zijn zij erg kwetsbaar als de zuurstofconcentratie in het water daalt.

De substraatkeuze binnen de groep der Ephemeroptera is divers. Zij worden zowel op en in zandige, stenige en slikkige bodems gevonden als tussen waterplanten. Een bepaalde soort is echter vaak strict gebonden aan een bepaalde biotoop. Een voorbeeld hiervan is het, zich in leembodems ingravende, Groot Haft (Palingenia longicauda). Deze soort was vorige eeuw zeer algemeen (en door zijn massale zwermvluchten erg opvallend) aanwezig in de Rijn (Lauterborn 1918). Met het verdwijnen van leembanken is deze soort eveneens uit de Rijn verdwenen, hoewel ook andere oorzaken hierbij een rol gespeeld hebben. Aangezien P. longicauda een indicatorsoort is voor ongestoorde riviersystemen, is het Groot Haft waarschijnlijk niet of nauwelijks meer in Europa te vinden. Ook in Oost-Europa is deze soort namelijk inmiddels zeer zeldzaam geworden (Csoknya 1973, Obrdlik mond. med.). Rekolonisatie in de Beneden-Rijn kan dan ook als uitgesloten beschouwd worden. De rijkste haften-gemeenschappen worden gevonden in combinatie met watervegetatie (Brittain 1982).



Figuur 31. Paringsvlucht van een mannelijke, volwassen haft (Ephemera vulgata). A bij windstil weer. B met wind. De pijl geeft de windrichting aan (Brodskiy 1973).

Haften of eendagsvliegen brengen het grootste deel van hun leven als ei of larve door in het water en leven slechts enkele uren tot enkele dagen als volwassen insekt. In het volwassen stadium kunnen haften vliegen. Dan wordt, soms in spectaculaire zwermen, de paringsdans uitgevoerd (Fig. 31), bij voorkeur bij hoge obstakels langs het water (bomen, vegetatie, e.d.). Na de paring worden de eieren op het wateroppervlak afgezet (Spieth 1940, Brodskiy 1973). De korte duur van het volwassen stadium beperkt de rekolonisatie-reikwijdte van deze groep. Ook het feit dat één van de weinige haften met een langer adult-stadium, Cloeon dipterum (10 tot 15 dagen, Wesenberg-Lund 1943) tevens één van de 3 haften in de huidige Beneden-Rijn is, kan erop duiden dat een korte levensduur en een daardoor beperkt rekolonisatievermogen, de overlevingskansen van haftesoorten verkleint.

Ephemera vulgata, Ephoron virgo (Fig. 36), Heptagenia sulphurea, Potamanthus luteus

Ephemera vulgata was vroeger een algemene soort in Nederland, maar komt nu nog slechts voor op enkele plaatsen in het oosten des lands, in langzaam stromende wateren (Mol 1985). Deze soort leeft in zachte drijfzanden, die hoofdzakelijk gevormd worden rond opeenhopingen van aangespoeld materiaal (Wesenberg-Lund 1943).

Ook Ephoron virgo is een gravende eendagsvlieg, die rond 1900 in groten getale in de Rijn voor kwam (Mol 1985). Zij graaft gangen in zandige oevers. Een tiental jaren geleden werd deze soort als "waarschijnlijk uitgestorven" Rijnsoort beschouwd. Vermoedelijk heeft toch een restbestand van E. virgo zich kunnen handhaven in de Ober-Main. Van hieruit treedt nu rekolonisatie van de Rijn op en sinds enkele jaren wordt deze soort weer regelmatig in de Duitse Niederrhein aangetroffen (Friedrich & Schiller mond. med., Tittizer e.a. 1987).

Heptagenia sulphurea werd tot in de dertiger jaren algemeen in Nederland gevonden, maar is daarna sterk in aantal afgenomen. Recentelijk zijn enkele larven van deze soort in de Maas bij Maaseijk en de Rijn bij Wageningen aangetroffen (Mol 1985). Ook in de Nieder- en Oberrhein wordt H. sulphurea gevonden (Tittizer e.a. 1987). Deze soort leeft tussen en onder stenen in de stroomgeul.

Potamanthus luteus is een soort van grotere rivieren en komt vermoedelijk niet meer in Nederland voor (Mol 1985). In de Oberrhein en in een aantal Rheinauen wordt deze soort nog wel gevonden (Tittizer e.a. 1987, Obrdlik 1988). P. luteus is een redelijk tolerante soort ten opzichte van waterverontreiniging (Obrdlik e.a 1979) en leeft bij voorkeur ingegraven in de modder.

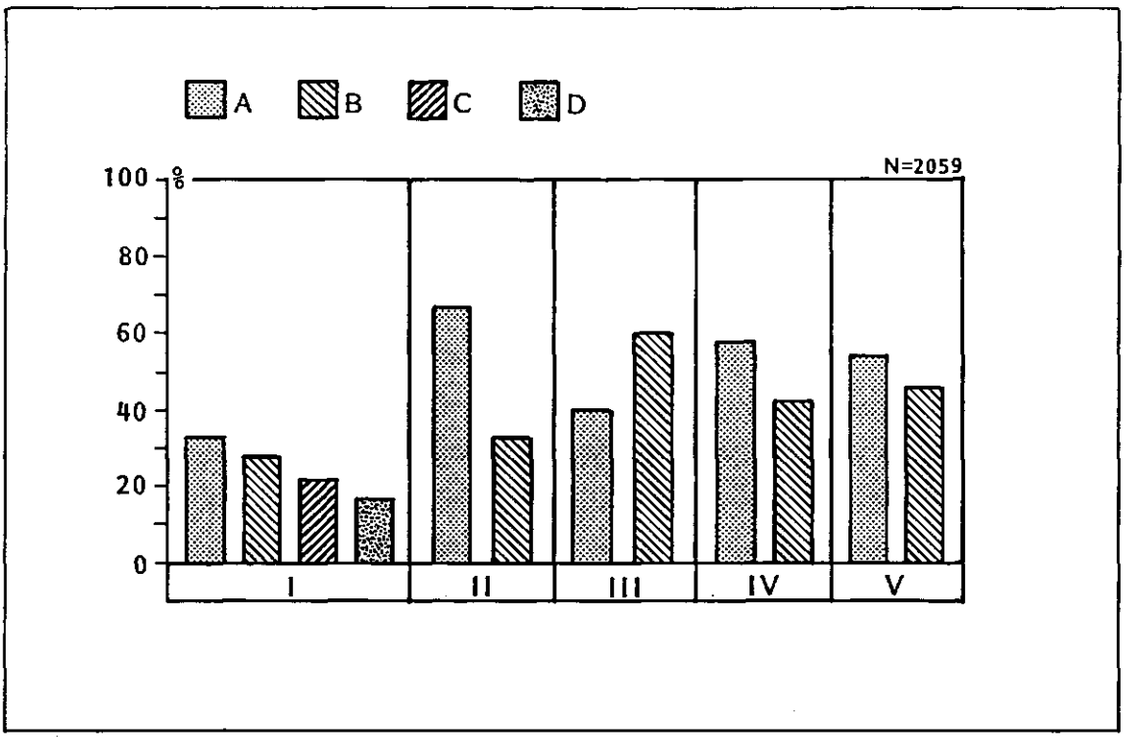
In het algemeen kan ten aanzien van de haften gesteld worden, dat op voorwaarde van een constant hoge zuurstofverzadiging van het water en de aanwezigheid van het juiste substraat (zandige oevers, aanspoelplekken) rekolonisatie van de Beneden-Rijn door een beperkt aantal soorten goed mogelijk is, getuige ook de ontwikkeling van Ephoron virgo. Deze rekolonisatie kan gestimuleerd worden door de biotoopdifferentiatie te vergroten en te zorgen voor ongestoorde rivierdelen, buiten de invloed (golfslag) van de scheepvaart. Dit laatste is bedoeld om de voortplantingsmogelijkheden te verbeteren.

5.3.5 Plecoptera (steenvliegen)

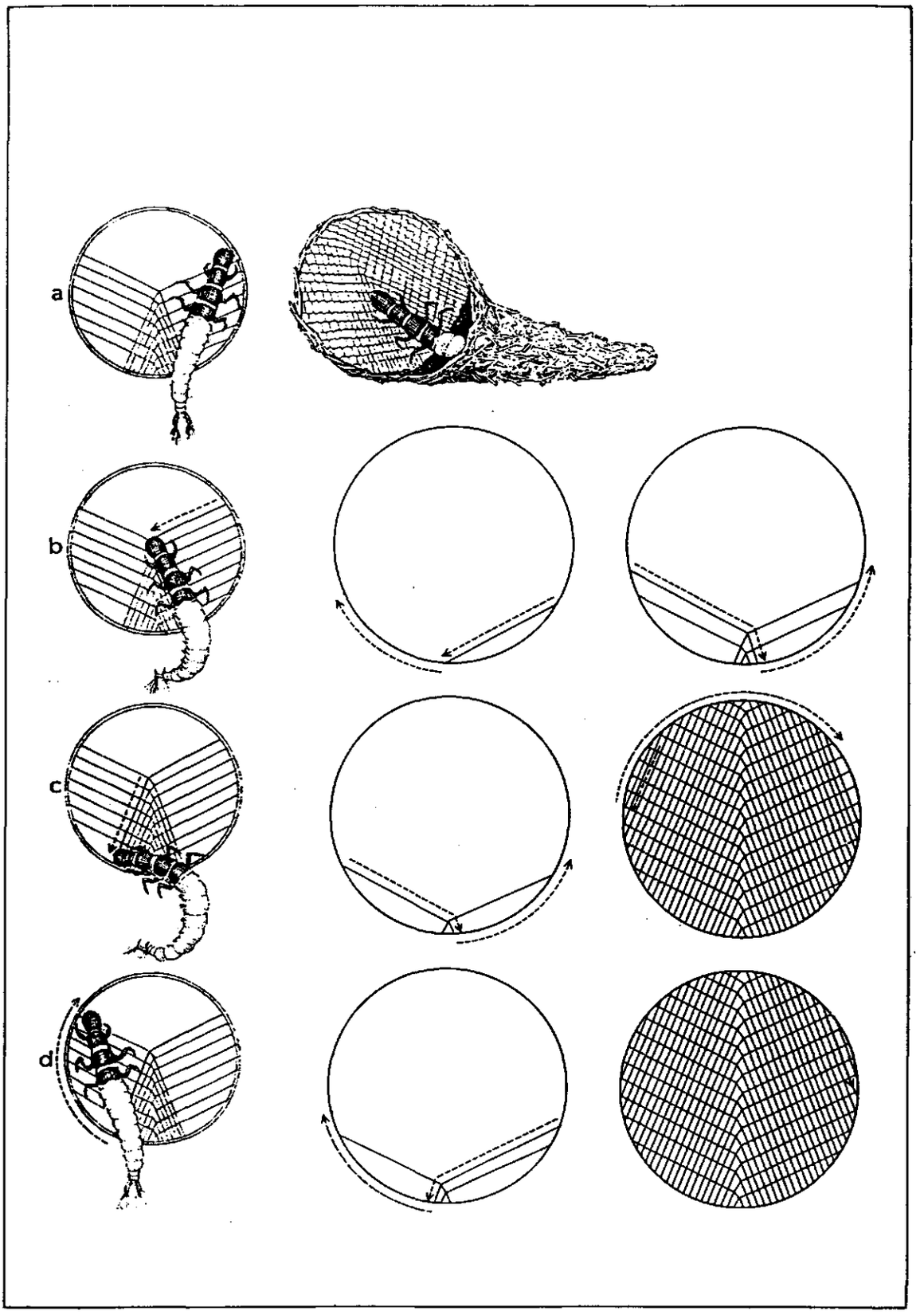
Geen enkele van de in 1900 aanwezige steenvliegen is recent in de Beneden-Rijn gevonden. Ook in de Nieder-, Mittel-, Oberrhein en in de Rheinauen in West-Duitsland komen deze soorten waarschijnlijk niet meer voor. Wel zijn sporadisch exemplaren van het geslacht Leuctra en van de familie der Nemouridae als exuviae gevonden (Klink & Moller-Pillot 1982, Tittizer 1987), maar of deze dieren ook werkelijk als larve in de Rijn geleefd hebben is niet zeker.

De rijkdom aan steenvliegen (14 soorten rond 1900) is verloren gegaan door de opkomst van de motorscheepvaart en de toename van industriële activiteiten in het Rijn-gebied (Geijskes 1940). Hierdoor zijn de milieutypen verdwenen, die de biotoop waren voor steenvliegen, met name ongestoorde zandige, lemige en stenige oevers (Wesenberg-Lund 1943). Plecoptera-larven, vooral in de eerste stadia, stellen zeer hoge eisen aan de zuurstofconcentratie in het water (Knight & Gaufin 1966, Benedetto 1970, Hynes 1976). De meeste soorten zijn dan ook gebonden aan relatief koude en snelstromende wateren (Geijskes 1940).

De substraatkeuze varieert van soort tot soort (stenen, modder, zand, mossen, waterplanten), maar kan per soort zeer specifiek zijn (Fig. 32). De meeste steenvlieglarven voeden zich met dood of rottend plantaardig materiaal en in mindere mate met algen, mos of levende hogere planten. Ook zijn er onder de steenvliegen predatoren. Na de verpopping kruipen de volwassen steenvliegen uit het water en klimmen in hoge voorwerpen, zoals bomen en struiken, maar ook op grassprieten en bruggen (Wesenberg-Lund 1943, Hynes 1976).



Figuur 32. Verdeling van larven van Nemoura cinerea over verschillende bladeren, als gevolg van voedselvoorkeur. I= gedroogd voor het experiment: A= Alnus glutinosa, B= Salix aurea, C= Salix caprea, D= Fagus sylvatica; II= A. glutinosa: A= gedroogd, B= 3 weken geweekt; III= F. sylvatica: A= gedroogd, B= 3 weken geweekt; IV= A. glutinosa: A= 3 weken geweekt, B= geweekt in Cloramine; V= F. sylvatica: A= 3 weken geweekt, B= geweekt in Cloramine (Bengttson 1984).



Figuur 33. De bouw van een vangnet door een kokerjuffer van het geslacht Hydropsyche. De bouw verloopt, in ongestoorde omstandigheden, volgens een vast patroon en duurt 7 tot 8 minuten (Merritt & Wallace 1981).

temperatuursfluctuaties zijn voor niche-differentiatie van belang.

- De temperatuur is hoofdzakelijk indirect, als bepalende faktor voor het zuurstofgehalte, van invloed (Mackay & Wiggins 1979).
- Binnen de groep van de kokerjuffers kunnen vertegenwoordigers van alle voedingsstrategieën (2.3) aangetroffen worden. Op allerlei substraten kunnen dan ook kokerjuffers voorkomen: scrapers, filter-feeders en predatoren op stenen/kiezels, collectors op of in zandig/modderig substraat, shredders tussen dood organisch materiaal en een enkele soort op levende hogere planten. De meeste kokerjuffers beperken zich niet tot één voedselsoort of voedingsstrategie, maar zijn minstens gedeeltelijk omnivoor (Anderson & Grafius 1975).
- Over de invloed van chemische parameters is, afgezien van zuurstof, weinig bekend (Slooff 1983, Resch e.a. 1977). Hydropsyche- en Cheumatopsyche-soorten verdwijnen als laatste kokerjuffers uit vervuilde wateren en keren, als verbetering van de waterkwaliteit op treedt, als eerste weer terug (Mackay & Wiggins 1979).

Het paar- en voortplantingsgedrag van kokerjuffers is divers (Solem 1984, Wichard 1988, Higler mond. med.). Zwermvluchten, zoals beschreven voor Ephemeroptera, komen algemeen voor, maar een aantal soorten zwermt niet of in geringe aantallen. De eieren kunnen zowel worden afgezet aan het wateroppervlak, als onder water op stenen of waterplanten.

Van de 18 soorten, die rond 1900 in de Beneden-Rijn leefden, zijn er nog 4 over. Als belangrijkste oorzaken voor de teruggang kunnen het verlies aan biotoopdiversiteit en de waterkwaliteit (zuurstof) genoemd worden. De verbetering van de zuurstofcondities in de Rijn na 1970, heeft reeds geleid tot de terugkeer en massale ontwikkeling van de kokerjuffer Hydropsyche contubernalis (van Urk 1981). Deze soort ontbreekt in de opgave van Albarda (1889) en Lauterborn (1918). Toch kwam deze soort rond 1900 waarschijnlijk wel in de Rijn voor, maar is pas daarna taxonomisch benoemd (Higler mond.med.).

Ceraclea alboguttata, C. dissimilis, Cheumatopsyche lepida, Neureclipsis bimaculata, Psychomyia pusilla, Tinodes waeneri.

Aan Trichoptera is veel onderzoek gewijd, maar de autecologische behoeften en bijzonderheden van veel soorten zijn onbekend of tenminste onbeschreven. Van de potentieel toekomstige Rijnsoorten konden slechts

algemene gegevens verzameld worden.

Ceraclea dissimilis en Tinodes waeneri zijn niet recent gevonden in de Beneden-Rijn, maar komen wel voor in de Maas. Ook zijn imago's van beide soorten in 1985 gevangen in lichtvallen langs de IJssel (van Urk, mond. med.) en komt C. dissimilis regelmatig voor in de Niederrhein (Tittizer 1987).

Ceraclea alboguttata is na 1950 nog in Nederland waargenomen op een aantal locaties in de Maas (Higler mond. med.). In Europa heeft deze soort een ruime verspreiding, zodat terugkeer in de Beneden-Rijn mogelijk zou kunnen zijn (Tobias & Tobias 1981). Een zelfde verwachting geldt voor Neureclipsis bimaculata. Deze soort komt regelmatig in de Maas voor.

Cheumatopsyche lepida en Psychomyia pusilla zijn eveneens verdwenen uit de Beneden-Rijn, maar handhaven zich verder stroomopwaarts in de Oberrhein (Tittizer 1987). C. lepida komt vermoedelijk niet meer in Nederland voor (Mol 1984). Gezien echter de succesvolle rekolonisatie van de Beneden-Rijn door de ecologisch verwante soort Hydropsyche contubernalis (Hickin 1967, Edington & Hildrew 1981), zou C. lepida ook terug verwacht kunnen worden.

C. dissimilis leeft op stenig en kiezelig substraat en heeft een voorkeur voor matige stroming (Wiberg-Larsen 1979). C. lepida heeft voorkeur voor wat hogere stroomsnelheden (Hickin 1967). Neureclipsis bimaculata is karakteristiek voor grote stromende wateren, met sterkere stroming (Tobias & Tobias 1981). Psychomyia pusilla wordt vooral gevonden op stevige bodems met veel diatomeeën.

Tinodes waeneri is een soort van langzaam stromende en stilstaande wateren. De larven maken op stenen, bij voorkeur in een substraat rijk aan organische stof, buizen van modder, zand en planten(resten). Vanuit deze tunnel wordt de omgeving afgegraasd. Soms wordt ook dierlijk voedsel gegeten (Edington & Hildrew 1981, Tobias & Tobias 1981).

Voor de terugkeer van Trichoptera in de Beneden-Rijn is vergroting van de biotoopdiversiteit een eerste vereiste. De vestigingsmogelijkheden voor een aantal potentiële soorten kunnen verbeterd worden door stimulering van Auen-achtige situaties (stromend water met veel oever en watervegetatie).

5.3.9 Chironomidae (muggelarven, Fig. 38)

De familie der Chironomidae is de meest wijd verbreide en vaak de meest talrijke groep insekten in aquatische milieus. Er is enorm veel onderzoek gedaan aan chironomiden, maar desondanks zijn van vele soorten de ecologie en de levenscyclus onbekend (Pinder 1986).

Demeijerea rufipes, Demicryptochironomus vulneratus, Glyptotendipes gr signatus, Lipiniella arenicola

Klink & Moller-Pillot (1982) noemen Demijerea rufipes en Glyptotendipes gr. signatus als rekolonisten van de Beneden-Rijn op de korte (minder dan 10 jaar) termijn en soorten als Demicryptochironomus vulneratus, Lipiniella arenicola en Robackia demeijerei als rekolonisten op de langere termijn op voorwaarde van verdere verbetering van de kwaliteit van het Rijnwater. D. vulneratus wordt in Moller-Pillot (1984) als waarschijnlijk schaars en gebonden aan goede waterkwaliteit genoemd, maar is ook aangetroffen in de (geëutrofieerde) Loosdrechtse Plassen (van Haren mond. med.). L. arenicola was tot voor kort slechts bekend van Russische rivieren (Moller-Pillot 1984) en het Amstelmeer (Tessel 1984), maar is thans zeer algemmen op zandplaten in het Haringvliet (Smit & Snoek 1988). Gezien deze ontwikkelingen kan (verdere) rekolonisatie door deze soorten van de Beneden-Rijn verwacht worden. R. demeijerei is na de dertiger jaren niet meer in Europa waargenomen (Moller-Pillot 1984).

Demeijerea rufipes is in nederlandse plassen, kanalen en rivieren, waar sponzen voorkomen, vrij algemeen, maar recente gegevens zijn schaars. Van den Brink vond deze soort onlangs in een zelden geïnundeerde strang van de Maas (mond. med.). D. rufipes huist in zoetwatersponzen en mosdiertjes en eet deze ook (Moller-Pillot & Krebs 1981, Pinder & Reis 1983, Moller-Pillot 1984).

Demicryptochironomus vulneratus leeft in zandige en modderige substraten en predeert bij voorkeur op oligochaeten (Pinder & Reis 1983).

Glypototendipes gr. signatus wordt gevormd door, de mogelijk synonieme soorten G. varipes en G. signatus. Beide soorten leven in mosdiertjes, waar zij zich voeden met organische resten. De gastheer wordt hierdoor niet nadelig beïnvloed. In Nederland werden deze soorten gevonden op stenige en kunstmatige (kunst-krabbescheer) substraten (Moller-Pillot 1984).

5.4 Randvoorwaarden voor herstel

Op basis van de autecologische beschrijvingen van 5.3 kunnen een aantal meer algemene voorwaarden geformuleerd worden, waaraan voldaan moet worden, om herstel van de makrofauna, of bepaalde groepen daarvan, in de Beneden-Rijn mogelijk te maken:

- Handhaving (de meeste groepen) of verdere verbetering (Ephemeroptera, Plecoptera) van de huidige zuurstofcondities in het Rijnwater.
- Verdere verbetering van de waterkwaliteit en vermindering van de waterbodemvervuiling, wat zware metalen en organische mikroverontreinigingen betreft (alle groepen). Een verdere precisering van deze voorwaarde is soortsafhankelijk, maar door gebrek aan kennis zelden aan te geven.
- Herstel van de interactie tussen (delen van) de rivier en begroeide uiterwaarden, zodat er (plaatselijk) weer grotere hoeveelheden planten- en boomresten in de rivier belanden. Dit leidt tot een verhoogd voedselaanbod (Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera) en biotoopdifferentiatie (Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Decapoda).
- De Beneden-Rijn moet (minstens plaatselijk) ongekanaliseerd zijn en een min of meer natuurlijke bedding krijgen zonder oeverbeschoeiing, teneinde potentiële vestigingsplaatsen te creëren (Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).
- In de Beneden-Rijn moeten rivierdelen gevrijwaard worden van de invloed van scheepvaart (golfslag), onder andere om gelegenheid te bieden voor succesvolle afzetting van eieren (Ephemeroptera, Trichoptera).
- Voor het ten uitvoer brengen van bepaalde, voor het voortbestaan essentiële, gedragingen als paring (Ephemeroptera, Plecoptera, Tichoptera, Odonata), eiafzetting (Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera) of migratie (Odonata) is oeverbegroeiing noodzakelijk.
- De aanwezigheid van waterplanten is noodzakelijk als voedselbron (Plecoptera), schuilplaats (Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Chironomidae) of afzetplaats voor eieren (Odonata, Trichoptera).
- Het is essentieel dat aan (een aantal) van deze voorwaarden niet alleen voldaan wordt in rivierbegeleidende, stagnante wateren, maar ook in rivierdelen met stroming.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN: EEN PLAN VOOR ECOLOGISCH HERSTEL

Uit literatuurstudie is gebleken dat zich de afgelopen eeuw grote verschuivingen hebben voltrokken in de soortensamenstelling van de makro-evertebraten in de Beneden-Rijn. De meeste rond 1900 voor de Beneden-Rijn beschreven soorten zijn sterk teruggedrongen of verdwenen. Momenteel wordt de rivier voornamelijk door nieuwe, of nieuw beschreven, soorten bevolkt. Deze soorten zijn doorgaans niet karakteristiek voor grote rivieren, maar voor (semi)stagnante wateren of zijn ubiquist. Het aandeel van rheofiele insekten in de makrofaunasamenstelling is vooral sterk gedecimeerd. Deze verschuivingen werden veroorzaakt door:

- verslechtering van de waterkwaliteit door grootschalige lozingen van afbreekbaar organisch materiaal (daling zuurstofconcentraties in het water), industrieel en agrarisch afval.
- verontreiniging van de waterbodem met zware metalen en organische mikroverontreinigingen.
- morfologische aanpassingen van rivierbedding ten behoeve van de scheepvaart- en de afvoerfunctie(normalisatie, kanalisatie, regulatie en oeverbescherming).
- morfologische aanpassingen van de uiterwaarden (verwijderen vegetatie, voorkoming van frequente inundatie) ten behoeve van de landbouw en de afvoerfunctie.
- fysisch-chemische veranderingen in het Rijnwater als gevolg van menselijke activiteiten (stijging van de watertemperatuur, verhoging zoutgehalte).
- introductie van exotische soorten.

Na 1970 is er, door tal van maatregelen, een verbetering van de kwaliteit van het Rijnwater gerealiseerd. Deze heeft geresulteerd in een beginnend herstel van de makrofauna. Ook een aantal sterk teruggedrongen rivierspecifieke soorten keerde terug in de Rijn. Waarschijnlijk heeft vooral de verbetering van de zuurstofcondities hiertoe geleid. Het beginnend herstel van de makrofauna maakt duidelijk dat er zeer reële mogelijkheden voor rekolonisatie van de Beneden-Rijn door een aantal rivierspecifieke makro-evertebraten zijn. Herintroductie van makrofaunasoorten wordt, in dit stadium, daarom overbodig en ongewenst

geacht.

De recente waterkwaliteitsverbetering betekent niet dat de huidige waterkwaliteit, ecologisch gezien, bevredigend is. Ook de overige bovengenoemde bedreigingen voor inheemse makro-evertebraten gelden nog onverkort. Verdere verbetering van de waterkwaliteit alleen, zal dan ook niet leiden tot ecologisch herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn. Hiervoor is (gedeeltelijke) restauratie van het rivierecosysteem en de daarbij horende rivierecologische processen noodzakelijk.

Voorwaarden voor realisatie van ecologisch herstel van de Beneden-Rijn kunnen concreet afgeleid worden van de autecologische behoeften van (bijna) verdwenen, vroegere Rijnsoorten. In tabel 2 wordt, op basis van de autecologie van potentiële rekolonisten van de Beneden-Rijn, een overzicht gegeven van een aantal algemene voorwaarden.

Om de duurzaamheid van gerealiseerd ecologisch herstel van de makrofauna zo goed mogelijk te kunnen waarborgen, is de aanwezigheid van refugia in en langs de Beneden-Rijn onmisbaar. Deze refugia moeten een gunstige ligging hebben ten opzichte van de hoofdstroomgeul (of desnoods afgeschermd kunnen worden) in geval van, waarschijnlijk onvermijdbare, calamiteiten zoals de brand bij Sandoz. Van hieruit kan, na een periode van ongunstige omstandigheden, snel rekolonisatie optreden.

Tijdens dit onderzoek zijn een aantal tekorten gesignaleerd in kennis, die nodig is om de ecologie van rivier-makro-evertebraten te begrijpen en om ecologisch herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn te kunnen begeleiden en stimuleren. Teneinde deze tekorten te verkleinen kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Het is gewenst een aktueel en compleet beeld te krijgen van de makrofauna in de Nederlandse Rijntakken. Hiertoe dient één gebieds- en habitatdekkende inventarisatie uitgevoerd te worden, waarbij speciale aandacht wordt besteed aan oude vindplaatsen van potentiële rekolonisten (met name voor mollusken). Het laatste is nodig om een beter inzicht te krijgen van de termijn, waarop de rekolonisatie van deze soorten verwacht kan worden. Aanbevolen wordt om voor deze inventarisatie aansluiting te zoeken bij onderzoekers in West-Duitsland (Friedrich & Schiller, Kinzelbach,Tittizer), aangezien zij grote ervaring hebben met langdurig, systematisch makrofauna-inventarisatieonderzoek in de Rijn. Bovendien kunnen zo de

Tabel 2.Algemene voorwaarden voor ecologisch herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn.

VOORWAARDE	NOODZAKELIJK voor	GEWENST voor
Handhaving O_2-gehalte	bijna alle groepen	alle groepen
Verbetering O_2-gehalte	Ephemeroptera, Plecoptera	alle groepen
Verbetering chemische waterkwaliteit	aquatische insekten Mollusca, e.a.	alle groepen
Verbetering bodemkwaliteit	Mollusca, aquatische insekten	alle groepen
Herstel rivier/ uiterwaard-interaktie	Tichoptera,Plecoptera, Ephemeroptera,Decapoda	alle groepen
Natuurlijk rivierbed	Decapoda, aquatische insekten	alle groepen
Scheepvaartvrije zone	Ephemeroptera, Odonata Trichoptera	aquatische insekten
Oevervegetatie	aquatische insekten	aquatische insekten
Watervegetatie	aquatische insekten	Decapoda
Stromingshabitat	aquatische insekten, Decapoda	alle groepen

onderzoekstechnische verschillen tussen Duitse en Nederlandse inventarisaties worden verkleind en wordt een compleet en evenwichtig beeld verkregen van de makrofauna-ontwikkeling in de gehele Rijn.

- In de kennis omtrent de autecologie van veel (potentiële) Rijn-makro-evertebraten zijn grote leemten gevonden. Met name de effecten van zware metalen en organische mikroverontreinigingen zijn op soortsniveau slecht bekend. Opvulling van deze leemten door experimenteel onderzoek en veldwerk is gewenst.

- Het ecologisch herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn is geen zaak voor makrofaunisten alleen, maar vergt een geïntegreerde ecologische aanpak. Integratie en een goede coördinatie van onderzoek aan verschillende deelaspekten van het rivierecosysteem (rivierbegeleidende wateren, watervegetatie, verontreiniging van de waterbodem, toxicologie) is noodzakelijk.

SAMENVATTING

In deze studie wordt, uitgaande van de literatuur, een overzicht gegeven van de rekolonisatie- en herintroductiemogelijkheden van de makro-evertebraten in de Beneden-Rijn.

De huidige en vroegere omstandigheden in de Rijn worden beschreven en er wordt een lijst opgesteld van de omstreeks 1900 en van de in 1989 voorkomende soorten. Deze lijst wordt vergeleken met de soortenlijsten van de Niederrhein en Oberrhein in Duitsland en van de Maas.

Geconcludeerd wordt dat de meeste, voor benedenlopen van grote rivieren karakteristieke soorten uit de Beneden-Rijn zijn verdwenen. Mogelijke oorzaken van deze ontwikkeling zijn:

- Daling van het zuurstofgehalte in het water als gevolg van de lozing van organisch afval.
- Verontreiniging van het water en sediment van de rivier door zware metalen en organische mikroverontreinigingen.
- Morfologische aanpassingen van de rivier ter wille van een snelle waterafvoer bij piekbelastingen en in het kader van de scheepvaart.
- Veranderingen van het landgebruik in de uiterwaarden, resulterend in de verdwijning van ooibossen.
- Fysische veranderingen van het rivierwater (stijging van de watertemperatuur).
- Introductie van neozoën met een hogere concurrentiekracht, dan de inheemse soorten.

Sinds 1970 is de waterkwaliteit van de Rijn verbeterd. Dit heeft geresulteerd in een beginnend herstel van de makrofauna in de Beneden-Rijn.

De makro-invertebraten in de Beneden-Rijn worden onderverdeeld in zes categorieën: "uitgestorven", "potentieel", "teruggekeerd", "constant aanwezig", "nieuw beschreven" en "neozoën".

Tot de (in het Rijnstroomgebied) uitgestorven soorten wordt onder andere het Groothaft, Palingenia longicauda, een aantal soorten libellen en de meeste steenvliegen gerekend.

In tabel 1 wordt een lijst gegeven van potentiële rekolonisten. Deze lijst bevat soorten uit verschillende taxonomische groepen en habitats.

De meeste van deze soorten komen verder stroomopwaarts nog voor in de Rijn(begeleidende wateren) of in de Maas. De autecologische behoeften van deze soorten en de kansen voor rekolonisatie worden in detail besproken (bladzijde 60 tot 77).

Aan autecologische eisen van soorten uit de categorie "teruggekeerd" kan het reeds gerealiseerde ecologische herstel van de Beneden-Rijn worden afgelezen.

Voor veel potentiële soorten is de aanwezigheid van oever- en watervegetatie een essentiële voorwaarde voor rekolonisatie. Ook het herstel van de rivierbegeleidende ooibossen en de interactie tussen de rivier en de uiterwaarden is van groot belang. De mogelijkheden voor het herstel van die vegetatie vallen buiten deze studie.

Verdere verbetering van de waterkwaliteit zal, naar verwachting, rekolonisatie door makro-evertebraten bevorderen. Verhoging van het zuurstofgehalte in het rivierwater, en een hoge stabiliteit hiervan, is noodzakelijk voor de terugkeer van met name Ephemeroptera en Plecoptera. Kritische waarden voor de concentraties van zware metalen en organische mikroverontreinigingen kunnen niet gegeven worden, vanwege het gebrek aan kennis omttrent hun toxiciteit voor de geselecteerde soorten.

Herintroductie van uit de Beneden-Rijn verdwenen soorten is voorlopig overbodig en ongewenst. Een groot aantal soorten wordt in staat geacht op eigen kracht terug te keren in de Beneden-Rijn, gezien de huidige ontwikkeling in de Nedelandse en Duitse Rijn. Daarbij komt dat de kans op een succesvolle herintroductie nauwelijks voorspelbaar is, omdat de autecologische behoeften van deze soorten onvoldoende bekend zijn. Bovendien zou de introductie van nieuwe soorten bestaande ecologische evenwichten kunnen verstoren.

SUMMARY

On basis of current literature, the possibilities of the recolonization and reintroduction of riverine macro-invertebrate species in the Lower Rhine are reviewed.

The present and former, more natural, conditions in the Rhine are described, and a list of species occurring in the Lower Rhine around 1900 and at present is constructed. This list is compared with the lists of species occurring in the German reaches of the Rhine and species occurring in the Meuse.

It is concluded that most species, characteristic of the lower courses of large rivers have disappaered from the Lower Rhine. Among the possible causes of this decline are:

- The reduction of the oxygen content of the river water, due to the discharge of organic wastes.
- The contamination of the river water and sediments by heavy metals and toxic organic micropolutants.
- Morphological adaptations for the rapid carrying off of peak discharges and for shipping.
- Changes of land use in the forelands (= the remaining floodplain), resulting in the disappearance of riverine forests.
- Physical changes of the river water, i.c. a rise of temperature.
- Introduction of alien species with whom indigenous species cannot compete.

Since 1970 there has been a gradual improvement of the river's water quality. This resulted in the onset of a recovery of the macroinvertebrate fauna.

The macroinvertebrates of the Lower Rhine are divided into a number of categories: "probably extinct", "potential recolonizer", "returned", "constantly present", "recently described" and "neozoa (immigrants)".

Among the probably extinct species are the mayfly Palingenia longicauda, some odonate species and most stoneflies (Plecoptera).

Potential recolonizers are listed in Table 1. This list includes species from various taxonomic groups and habitats. Most of these species are present along the Upper Rhine, either in the river itself,

or in floodplain waters. The autecological requirements of these species and the prospects for recolonization are discussed in detail on page 60 to 77.

The autecological needs of the category "returned" indicate the progress of the process of ecological rehabilitation.

An essential prerequisite for recolonization of the Lower Rhine by these selected species seems to be the reestablishment of a vegetation near the river banks, consisting of both submerged and emergent vegetation, the reestablishment of alluvial forests and the restoration of a more natural river-floodplain interaction. The possibilities for the reestablishment of vegetation are not discussed in this report.

A further improvement of water quality is supposed to facilitate recolonization by macroinvertebrates. An increase of the oxygen content of the river water, and high stability of it, is necessary for the return of espescially Ephemeroptera and Plecoptera. No critical values for the concentrations of heavy metals and organic contaminants can be given, due to lack of knowledge of their toxicity to the species selected.

Active reintroduction of macroinvertebrates formerly occurring in the Lower Rhine is, for the time being, superfluous and undesirable. This is because of the group of potential recolonizers is rather large and because it is not known how succesfull such an introduction might be, as the ecological requirements of most species are not known in suffient detail. Moreover, a fundamental objection is that deliberate introduction of alien species might alter ecological balances.

LITERATUUR

Adema, J.P.H.M. 1989. De verspreiding van rivierkreeften in Nederland. Nieuwsbrief European Invertebrate Survey. Ned. 19: 3-10.

Albarda, H. 1889. Cataloque raisonné et synonymique des Neuropteres observés dans les Pays-Bas et dans les pays limitrophes. Tijdschrift Entomol. 32: 211-375

Ambühl, 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweiz. Zeits. Hydrol. 21: 133-164.

Anderson, N.H. & E.Grafius 1975. Utilization and processing of allochthonous material by stream Trichoptera. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 3083-3088.

Anderson, N.H. & J.R. Sedell 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. Ann. Rev. Entomol. 24: 351-377.

Anhut, U. 1977. Untersuchungen zur Molluskenfauna des Rechten Unteren Niederrheins im Raum zwischen Rees unnd Emmerich. Gewässer und Abwässer 62/63: 17-62.

Anonymous 1988. Ecological rehabilitation of the river Rhine, a proposal for a Netherlands research programme. Publicaties en rapporten 1988-1 van het project Ecologisch Herstel Rijn, mei 1988. DBW/RIZA, RIVM, RIVO.

Arbeitsgesellschaft Umwelt Mainz 1972. Bestandsrückgang der Schneckenfauna des Rheins zwischen Strassburg und Koblenz. Natur und Museum 102 (6).

Arpad, S. 1963. Poloskak VIII. Heteroptera VIII. Fauna Hung. 68, Akademiai Kiado, Budapest.

Behning, A. van 1928. Das leben der Wolga. E.Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung.

Benedetto, L. 1970. Observations on the Oxygen Needs of some Species of European Plecoptera. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55: 505-510

Bengtsson, J. 1984. Autecological studies of Nemoura cinerea (Retz) Plecoptera. Arch. Hydrob. 100: 299-309.

Benthem Jutting, T. van 1933. Fauna van Nederland VII, Mollusca (I) A. Gastropoda. Zoölogisch Museum, Amsterdam.

Benthem Jutting, T. van 1943. Mollusca (1) C. Lamellibranchia. Fauna van Nederland vol. 12, Leiden 477 pp.

Berg, K. 1948. Biological studies on the River Susaa. København 1948.

Berndt, J. & D.Neumann, 1985. Baggerseen mit Verbindung zu Fliessgewässern - Ergebnisse einer ökologischen Studie am Niederrhein. Natur und

Landschaft 60, 1: 3-8.

Bijlsma, A. 1988. Integraal waterbeheer, een nieuwe aanpak. NIBI 1988, 242 pp.

Bless, R. 1981. Beobachtungen zur Muschelfauna des Rheins zwischen Köln und Koblenz. Decheniana 134: 234-243.

Botosaneanu 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau: 1963-1978. Bijdragen tot de dierkunde 49: 109-134.

Brilhuis, R. 1988. Enkele hydraulische en morfologische parameters van de Nederlandse Rijntakken. RWS-DBW/RIZA nota nr 88-003, 31 pp.

Brink, F.W.B. van den 1982. Het voorkomen van "zoetwater" garnalen in Nederland. Natura 79: 160-163.

Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde 1986. Observations on the population dynamics and distribution of the white prawn Palaemon longirostris in The Netherlands, with special reference to its occurrence in the major rivers. Arch. Hydrobiol. 107: 465-495.

Brink, F.W.B. van den, G.van den Velde & W.G.Cazemier 1988. The faunistic composition of the freshwater section of the River Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900, in press.

Brittain, J.E. 1973. The biology and life cycle of Nemoura avicularis. Fresh wat. Biol. 3: 199-210.

Brittain, J.E. 1982. Biology of mayflies. Ann. Rev. Entomol. 27: 119-147.

Brocksieper, J. 1976. Die Ökologie des Rheins. Decheniana 130: 266-267.

Brodskiy, A.K. 1973. The swarming behaviour of mayflies. Entomol. Rev. USSR 52: 33-39.

Bruin, D. de, D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuijze, W. Overmars, D. Sijmons, F. Vera 1987. Ooievaar. De toekomst van het rivierengebied. De Gelderse Milieufederatie, 127 pp.

Brusven, M.A. 1970. Drift periodicity and upstream dispersion of stream insects. J. Entomol. Soc. Brit. Columbia 67: 48-59

Buchholtz, C. 1951. Untersuchungen an der Libellen-Gattung Calopteryx unter besonderer Berücksichtigung ethologischer Fragen. Zeitschr. für Tierpsychologie 8: 273-293.

Buikema, A.L., E.F.Benfield & B.R.Niederlehner 1982. Effects of pollution on freshwater invertebrates. Journal WPCF, 54: 862-868.

Butot, L.J.M. 1963. Mollusken in en langs de grote rivieren. Natura 60: 57-62.

Canton, J.H. e.a. 1986. De Rijnvervuiling door het ongeval bij Sandoz AG.

RIVM 718600002.

Caspers, N. 1980. Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Rheins bei Bonn. Decheniana 133: 93-106.

Cellot, B. & M.Bournand 1988. Dynamique spatio-temporelle des deplacements de macroinvertebres dans une grande rivière. Can. J. Zool. 66: 352-363

Cellot, B., D.Maucet & M.Bournand. Application aux grandes rivieres d'un indice de qualite biologique base sur les macroinvertebres benthiques. Sciences de l'eau, 6, 1987, 473-495.

Chutter, F.M. 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to speed. Int. Revue. ges. Hydrobiol. 54: 413-422.

Claessens, E.E.C.M. 1981. The stoneflies of the Netherlands. Nieuwsbrief EIS-Nederland, 10: 73-79.

Conrath, W., B.Falkenhage & R.Kinzelbach 1977. Übersicht des Macrözoobenthon des Rheins in 1976. Gewässer und Abwässer 62/63: 63-84.

Coutant, C.C. 1964. Insecticide sevin: effect of aerial spraying on drift of stream insects. Science 146: 420-421

Csoknya, 1973. Experimental investigation of the respiration of nymphs of Palingenia longicauda. Tiscia 8: 47-51.

Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol. 18: 183-206.

Cummins K.W. & M.J.Klug 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Ann. Rev. Syst. 10: 147-172.

Davenport, D. & M.Warmuth 1965. Notes the relationship between the freshwater mussel Anadonta implicata and the alewife Pomolobus pseudoharengus. Limnol. Oceanogr. vol. 10, suppl. pp. 74-78.

Dijkzeul, A.H.J. 1981. De waterkwaliteit van de Maas in Nederland in de periode 1953-1980. H_2O 14: 628-634.

Dijkzeul, A.H.J. 1982. De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970-1981. RWS-RIZA nota nr. 82-061.

Edington, J.M. 1965. The effect of water flow on populations of netspinning Trichoptera. Mitt. Internat. Ver. Limnol. 13: 40-48.

Edington, J.M. 1968. Habitat preferences in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of water velocity. J. of Animal. Ecol. 37: 675-692.

Edington, J.M. & A.G.Hildrew 1981. Caseless caddis larvae of the British Isles. Fresw. Biol. Ass. Scient, Publ. nr. 43.

Elliot, J.M. 1967. Invertebrate drift in a dartmoore stream. Arch.

Hydrobiol. 63: 202-237.

Elliott, J.M. 1968. The life histories and drifting of Trichoptera in a Dartmoor stream. J. Anim. Ecol. 37: 615-625.

Ellis, A.E. 1978. British freshwater Bivalve Molluscs. Synopses of the British Fauna 11, Academic Press, London.

Fernando, C.H. 1954. The possible dispersal of Pisidium by Corixidae. J. Conch. 24: 17-19.

Fortuin, A.W. 1985. Dichtheden en biomassa van de belangrijkste bodemdieren van het Hollands Diep en Haringvliet in 1983. DIHO-Verslagen en Rapporten 1985-2.

Franz, H. & H.J.Jatzek 1985. Der Keulenpolyp Cordylophora caspia im Flusssystem des Rheins. Mainzer Naturw. Archiv. 23: 109-118.

Friedrich, G. & D.Müller 1984. Rhine. Ecology of European Rivers (B.A. Whitton ed.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 265-315.

Gaay, A.C. de & P.Blokland 1970. The canalisation of the Rhine. Rijkswaterstaat communications.

Gaschignard, O., H.Persat & D.Chessel 1983. Repartition transversale des macroinvertebres benthique dans un bras du Rhône. Hydrobiologia 106: 209-215.

Gaschignard, O. 1984. Impact d'une crue sur les macroinvertebres benthiques d'un bras du Rhône. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1997-200

Geelen, J.F.M. 1975. Orconectes limosus and Astacus astacus in the Netherlands. Hydrobiol. Bulletin 9: 109-113.

Geijskes, D.C. 1940. Verzeichnis der in den Niederlanden vorkommenden Plecoptera, mit einigen geschichtligen, oekologischen und systematischen Bemerkungen. Tijdschr. Entomol. 83: 3-16.

Geijskes, D.C. & J. van Tol 1983. De Libellen van Nederland. KNNV 31, Natuurwetenschappelijke Bibliotheek nr. 31.

Ghetti, P.F. & U.Ravenetti 1984. The drift over one year of Plecoptera and Ephemeroptera in a small stream in N.Italy. Arch. Hydrobiol. 99: 478-438.

Gledhill, T., D.W.Sutcliffe & W.D.Williams 1976. Key to British Freshwater Crustacea: Malacostraca. Freshw. Biol. Assoc. Scient, Publ. nr. 32.

Gloër, P., C.Meier-Brook & O.Ostermann 1980. Süsswassermollusken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.

Greven, H. 1970. Die Libellen des linken Niederrheins und der angrenzenden niederländischen Gebiete. Decheniana, 122: 251-267.

Harrison, J. & P.Grant 1976. The Thames transformed. Andre Deutsch Ltd. London, 239 pp.

Hawkes. H.A. 1975. River zonation and classification. In: River ecology (B.A. Whitton ed.), Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Hickin, N.E. 1967. Caddis Larvae, Larvae of the British Trichoptera. Hutchinson & Co, Ltd, London.

Higler, L.W.G. & Repko, R.F. 1981. The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1077-1082.

Higler, L.W.G. & H.H.Tolkamp 1983. Hydropsychidae as bio-indicators. Environmental Monitoring and Assessment 3: 331-341.

Holthuis, L.B. 1950. Decapoda. A. Natantia, Macrura reptantia en Stomatopoda. In: Fauna van Nederland 15 (H. Boschma ed.).

Holthuis, L.B. & G.R. Heerebout 1976. De Nederlandse Decapoda. KNNV wet. med. 111.

Hoof, S.van 1988. Makrofaunagemeenschappen in de IJssel en haar zijrivieren. RIN-rapport 88-43. Basisrapport project EKOO-21.

Hueck-van de Plas, E.H. (red.) 1984. Zware metalen in aquatische systemen.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press.

Hynes, H.B.N. 1976. Biology of Plecoptera. Annual Rev. of Entomol. 1976: 135-153.

IAWR 1986. Memorandum der IAWR. IAWR, Amsterdam.

Irvine, J.R. 1985. Effects of successive Flow Perturbations on stream Invertebrates. Can. J.Fish. Aquat. Sci. 42: 1922-1927.

Jansen, A.W. & E.F. de Vogel 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. NJN, Amsterdam.

Jatzek, H.J. 1985. Das Makrozoobenthon des Schiffbaren Rheins. Die Tierwelt des Rheins einst und jetzt (Kinzelbach ed.) 67-85. Naturhistorisches Museum Mainz.

Keller, A. 1975. Die Drift und ihre ökologischen Bedeutung. Schweiz. Zeits. Hydrol 37: 294-331.

Kinzelbach, R. 1977. Makrofauna der Rhein im Jahre 1977. In: Tittizer 1987.

Kinzelbach, R. 1985. Zur Entstehung der Zoozönose des Rheins. Die Tierwelt des Rheins einst und jetzt, (Kinzelbach ed), 5-51. Naturhistorisches Museum Mainz.

Kinzelbach, R. 1988. Die Tierwelt im Rhein nach November 1986. Hohenheimer

Arbeiten, Gefährdung und Schutz von Gewässern.

Klink, A. 1983. Studie over de toepasbaarheid van palaeolimnologisch onderzoek in riviersedimenten. Hydr. Adv. Buro Klink. Rap. + Med. 7, 27 pp.

Klink, A. 1984. De Maas voor en na België. Rapporten en mededelingen 10.

Klink, A. 1986. Literatuuronderzoek naar enige factoren die invloed hebben op het biologisch herstel van de grensmaas. Hydrobiologisch adviesburo Klink BV Wageningen. Rapporten en Mededelingen 24 (juni 1986).

Klink, A.G. & H.Moller Pillot 1982. Onderzoek aan de makro-evertebraten in de grote Nederlandse rivieren. Hydrobiologisch Adviesburo A.G.Klink/Oekologisch adviesburo H.Moller Pillot, 57 pp.

Klink, A. 1989. Palaeoecological analysis in the lower Rhine. Historical change of large alluvial Rivers: Western Europe. Ed: G.E.Petts. 1989. John Wiley & Sons Ltd.

Knight, A.W. & A.R.Ganfin 1966. Oxygen Consumption of several species of stoneflies. J. Insect. Physiol. 1966: 347-355.

Knöpp, H. 1957. Die heutige biologische Gliederung des Rheinstroms zwischen Basel und Emmerich. Dt. Gewässerk. Mitt. 1: 63-65.

Kruijf, H.A.M. de 1982. Progress in the application of the convention against the chemical pollution of the river Rhine. Tox. and Environm. Chem. 6: 41-63.

Kuiper, J.G.J. 1965. Familie Pisidiidae. In: A.W.Janssen & E.F. de Vogel. Zoetwatermollusken in Nederland 95-111. Amsterdam.

Kuiper, J.G.J. 1966. Note on the Pisidia of the Azores, the Canary Islands and Madeira. Bol. Mus. Municip. Funchal 20: 34-37.

Kuiper, J.G.J. & W.J.Wolff 1970. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrografy of the area III: the genus Pisidium. Basteria 34: 1-42.

Landbouw & Visserij 1988. Natuurontwikkeling, een verkennende studie, sept.

Lanterborn, R. 1916-1918. Die geografische and biologische Gliederung des Rheinstroms I-III teil. Der Heidelberger Akademie der Wissenschaften Mathematisch Naturwissenschaftliche Klasse Abteilung B. Biologische wissschaften 1916 VII B: 1-16; 1917 VIII B: 1-70; 1918 IX B: 1-87.

Van Leeuwen, K. & G. van Urk 1989. De Sandoz calamiteit: de balans na twee jaar. H_2O 22: 272-278.

Linders, J.B.H.J., C.F.H.Morra, A.C. den Boer, C.T.H.M.Ruygrok 1981. Inventarisatie van organische microverontreinigingen in de Rijn in 1979.

RID-Mededeling 81-7.

Macan, T.T. 1977. A key to the British fresh and brackish water Gastropods. Freshw. Biol. Ass. Sc. Publ. 13.

Mackay, R.J. & G.B.Wiggins 1979. Ecological diversity in Trichoptera. Ann. Rev. Entomol. 24: 185-208.

Mauch, E. 1963. Untersuchungen über das Benthos der deutschen Mosel, unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte. Mitt. Zool. Mus. Berlin B 39, H.1

Merritt, R.W. & J.B.Wallace 1981. Filter feeding Insects. Scientific American 244: 108-115.

Merritt, R.W. & K.W. Cummins 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Comp., Dubuque, Iowa.

Mol, A.W.M. 1981. Some prelimary notes on the distribution patterns of Ephemeroptera in the Netherlands. Nieuwsbrief EIS-Nederland 10: 67-71.

Mol, A.W.M. 1984. Limnofauna Neerlandica. Nieuwsbrief EIS. 15, 124 pp.

Mol, A.W.M. 1985. Een overzicht van de Nederlandse haften 1. Siphlonuridae, Baetidae, Heptageniidae. 2. Overige families. Entomologische Berichten 45, 105-111 + 128-135.

Moller-Pillot, H. & B. Krebs 1981. Concept van een overzicht van de oecologie van Chironomidelarven in Nederland.

Moller-Pillot, H.K.M. 1984. De larven der Nederlandse Chironomiden 1A, 1B. Stichting EIS-Nederland/RNH-Leiden.

Müller, K. 1954. Investigations on the organic drift in North-Swedish streams. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm 35: 133-149.

Nieser, N. 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. KNNV wet. med. 155.

Obrdlik, P., Z. Adamek & J. Zahradka 1979. Mayflyfauna and the biology of the species Potamanthus luteus in a warmed stretch of the Oslava River. Hydrobiologia 67: 129-140.

Obrdlik, P. e.a. 1988. Regenerierung der Rheinbiozönose durch Auengewässen (Zwischenbericht). Rapport W.W.F. Aueninstitut.

Parma, S. 1966. Hydrobiologisch onderzoek in de Biesbosch. Mimeographed report RIVON, 87 pp.

Peeters, J. & W.Wolff 1973. Macrobenthos and fishes of the River Meuse and Rhine, the Netherlands. Hydrbiol. Bull. 7:121-126.

Peeters, E.T.H.M. 1988. Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas. Makrofauna in relatie tot biotopen. L.U. vakgroep Natuurbeheer i.o.v.

RWS-DBW RIZA.

Peelen, R. 1975. Changes in the composition of the plankton of the Rivers Rhine and Meuse in the Netherlands during the last 55 years. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1997-2009.

Pinder, L.C.V. & F.Reiss 1983. The larvae of Orthocladiinae of the Holarctic region-keys and diagnoses. In: Chironomidae of the Holarctic region part 1. Larvae (T.Wiederholm ed.). Ent. Scand. Suppl. nr. 19: 293-437.

Pinder, L.C.V. 1986. Biology of Freshwater Chironomidae. Ann. Rev. Entomol. 31: 1-23.

Pinkster, S. & D.Platvoet 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. KNNV Wetens. Med. nr. 172.

Rabeni, C.F. & G.W. Minshall 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. Oikos 29: 33-43.

Randall, L.F., R.J. Mackay, H.B.N. Hynes 1983. Seston capture by Hydropsyche betteni nets. Arch. Hydrobiol. 97: 251-261.

Rees, W.J. 1965. The aerial dispersal of Mollusca. Proc. Malac. Soc. London 36: 269-282.

Rehfeldt, G. von 1986. Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fliesgewässern des N.W. Deutschen Tieflandes. Arch. Hydrobiol. 108 (1): 77-95.

Resch, V.H. 1977. Life histories of the coëxisting species of Ceraclea caddisflies. Can. Entomol. 108: 1303-18.

Rieder, N. & P.Rohrer 1982. Über die möglichkeit der Wiederansiedlung des Biebers (Castor fiber) in S.W.Deutschland. Carolinea 40: 91-98.

RIWA 1967-1987. De Samenstelling van het Rijnwater in... RIWA, Amsterdam.

Roi, O. le 1912. Zur Kenntnis der Plecopteren von Rheinland-Westfalen. Verh. Nat. Hist. Ver. Preiss. Rheinl. Westf. 69: 25-52.

Roi, O. le 1913. Die Trichopteren-Fauna der Rheinprovinz. Verh. Nat. Hist. Ver. Preuss. Rheinl. Westf. 70: 14-44.

Roi, O. le 1915. Die Odonaten der Rheinprovinz. Verh. Nat. Hist. Ver. Preuss. Rheinl. Westf. 72: 119-178.

Roth, G. 1987. Zur Verbreitung und Biologie von Potamopyrgus jenkinsi im Rhein-Einzugsgebiet. Arch. Hydrobiol./Suppl. 79: 49-68.

Ruyter van Steveninck, E.D. de e.a. 1988. Changes in plankton communities exposed to sedimentation in regulated reaches of the lower river Rhine. in press.

Salomons, W. 1983. Trace metals in the Rhine, their past and present

(1920-1983) influence on aquatic and terrestrial ecosystems. Edinburgh CEP. Consultants.

Schäfer, W. 1973. Altrheinverbund am nördlichen Oberrhein. Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 7: 63pp.

Schäfer, A.J., G. van Urk, C.J. van Leeuwen 1986. De gevolgen van de brand bij Sandoz voor de waterkwaliteit in Nederland. H_2O 19 no. 25: 605-609.

Schiller, W. 1988. Die Entwicklung der Macrozoöbenthonbesiedlung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987 Darmstadt Symposium 1988, in press.

Schöll, F. & T.Tittizer 1988. Wiederauftreten grösserer Populationen von Theodoxus fluviatilis am Mittelrhein. Mitt. dtsch. malakozool. Ges. 43: 35-36.

Schumacher, H. 1970. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie einiger Köcherfliegenarten der Gattung Hydropsyche. Int.-Revue ges. Hydrobiol. 55 (4): 511-557.

Sedell, J.R. & I.L. Frogatt 1984. Importance of streamside forests to large rivers: the isolation of the Willamete River. Verh. Int. Ver. f. Theor. u. Angew. Limnol. 22 : 1828-1834.

Slooff, W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations. Aquatic Toxicol. 4: 73-82.

Slooff, W., J.H.Canton, & M.A. v.d. Gaag 1985. Betekenis van 10 jaar ecotoxicologisch onderzoek aan Rijnwater. H_2O, 18: 119-121, 126.

Smit, H. 1985. Het ecosysteem van de Nederlandse grote rivieren. De Levende Natuur 86, 5: 162-167.

Smit, H. & G. van Urk 1987. Het herstel van de ecologische waarden van de Rijn: over de zalm en ecologische doelstellingen. H_2O 20: 427-430.

Smit, H. & W.Snoek 1988. Makrofauna in de oeverzone van het noordelijk Deltabekken. DBW/RIZA nota 88. In prep.

Solem, J.O. 1984. Adult behaviour of North European caddisflies. 4th Int. Symp. on Trichoptera Ser. Entom. vol. 30: 375-382.

Sowa, R. 1975. Ecology and biogeography of mayflies of running waters in the Polish part of the Carpatians. 1. Distribution and quantitative analysis. Acta Hydrobiol. 17/3: 223-297.

Spieth, H.T. 1940. Studies on the biology of the ephemeroptera II: the nuptial flight. J. of the New York entomol. Society 48: 379-390.

Statzner, B. 1981. The relation between "hydraulic stress" and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running

water system the Schierenseebrooks (North. Germ.). Arch. Hydrobiol. 91: 192-218.

Statzner, B. & L.W.G.Higler 1986. Stream hydrolics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freshwater Biology 16: 127-139.

Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag, L.A. van der Kooy 1989. Kansen voor waterorganismen. RWS-DBW/RIZA nota nr. 89-016.

Tessel, J. 1984. Hydrobiologisch onderzoek van de Amstelmeerboezem. Hoogheemraadsch. v.d. Uitw. sluizen Kennemerland & W.Friesland.

Tittizer, T. & A.Schleuter 1986. Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten grösserer Flüsse und Ströme. Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen 30, H 5/6: 147-149.

Tittizer, T., F.Schöll & M.Schleuter 1987. Faunistische Erhebungen an der Rheinsohle zur Feststellung und Bewertung der Schädigung der Benthosbiozönose durch den Brand bei der Fa. Sandoz in Basel. Forschungsbericht, Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Tittizer, T., F.Schöll, A.Schleuter & M.Schleuter 1988. Einsatz von Taucherschacht und Taucherglocke bei benthosbiologischen Untersuchungen. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 32: 141-144.

Triska, F.J. 1984. Role of wood debris in modifying channel geomorfology and riparian areas af a large woodland river under pristine conditions. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 1876-1892.

Tobias, W. & D.Tobias 1981. Trichoptera Germanica. Cour. Forsch-Inst. Senskenberg 49.

Urk, G. van 1981. Veranderingen in de macro-invertebratenfauna van de IJssel. H_2O 14: 494-499.

Urk, G. van 1984. Lower Rhine-Meuse. In: Ecology of European rivers (B.A. Whitton ed.), Blackwell Scientific Publications.

Urk, G. van, F.Kerkum & S.Wiersma 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H_2O 18: 509-513.

Urk, G. van & H.Smit 1989. Lower Rhine Geomorphological changes. Historical change of large alluvial Rivers: W.Europe. Ed. by G.E.Petts.

Vannote, R.L. e.a. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci 37: 130-137.

Veen, C.v.d. 1985. Zorgen over stagnatie Rijnsanering. H_2O 18: 18-21: 449-455.

Velde, G. van der e.a. 1988. Changes in numbers of mobile macroinvertebrates and fish in the River Waal in 1987, studied by sampling the cooling

water intakes of a power plant, in press.

Verdonschot, P.F.M. 1981. Some notes on the ecology of aquatic oligochaetes in the Delta Region of the Netherlands. Arch. Hydrobiol. 92: 53-70.

Verkeer & Waterstaat, Min. van 1851-... Tienjarige overzichten der waterhoogten en afvoeren. Staatsuitgeverij. Den Haag.

Ward, J.V. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol. 27: 97-117.

Waters, T.F. 1972. The drift of stream insects. Scient. Journ. Ser. Paper no. 7630. Minnesota Agricultural Experiment Station, St. Paul, Minnesota.

Wesenberg-Lund, C. 1943. Biologie der Süsswasserinsekten. Gyldendalske Boghandel, Kopenhagen, und Verlag J. Springer, Wien.

Wessels, H.R.A. 1973. Veranderingen van de Rijntemperatuur. De Ingenieur 58-60 .

Whitton, B.A. (ed.) 1975. River Ecology. University of California Press.

Whitton, B.A. (ed.) 1984. Ecology of European Rivers. Blackwell scientific publications.

Wiberg-Larsen, P. 1979. Larvae of the caddisfly Ceraclea dissimilis. Ent. Scand. 10: 119-122.

Wichard, W. 1988. Die Köcherfliegen. Die neue Brehm-Bücherei nr. 512, Wittenberg Lutherstadt, 79 pp.

Williams, D.D. & H.B.N.Hynes 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27: 265-272.

Wilson, R.S. & S.E.Wilson 1982. An Exuvial Reconnaissance of the River Rhine. Mem Amer. Soc., 34:361-385.

Wolff, W.J. 1968. The Mollusca of the estuarine region of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area I: the Unionidae. Basteria 32: 13-47.

Wolff, W.J. 1970. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area: IV the Genus Sphaerium. Basteria 34: 75-90.

Wolff, W.J. 1973. The distribution of Asellus aquaticus and Proasellus meridianus in the SW. part of the Netherlands. Hydrobiologia 42: 381-392.

Wolff, W.J. 1977. Verziekte Rijnmilieus. Natuur & Milieu 2: 24-28.

Wolff, W.J. 1978. The degradation of ecosystems in the Rhine. In: The breakdown and restoration of ecosystems. (M.W.Holdgate & M.J.Woodman

eds.)

Zahner, R. 1959. Über die Bindung der Mitteleuropäischen Calopteryx-arten an den Lebensraum des strömenden Wassers I. Der Anteil der Larven an der Biotopbindung. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 45: 101-123.

Zonneveld, I.S. 1960. De Brabantse Biesbos. Versl. Landbouwk. Onderz. vol 65-20, 210 + 396 pp.

SOORTENLIJSTEN RIJNMAKROFAUNA

De soortenlijsten zijn samengesteld op basis van: Adema 1989, Albarda 1889, Anhut 1977, Bless 1981, Van den Brink 1982, Van den Brink e.a. 1988, Claessens 1981, Fortuin 1985, Franz & Jatzek 1985, Geyskes 1940, Van Hoof 1988, Jatzek 1985, Kinzelbach 1988, Klink & Moller-Pillot 1982, Klink 1989, Lauterborn 1916, 1917, 1918, Mol 1981, 1984, 1985, Le Roi 1912, 1913, 1915, Royh, 1987, Schiller 1988, Schöll & Tittizer 1988, Smit & Snoek 1988, Tittizer e.a. 1987, Verdonschot 1981, Wilson & Wilson 1982, Wolff 1968, 1970, 1973.

V=Rijn 1900	(km 655-1030)	:	-=niet gevonden
R=Rijn 1989	(km 860-1030)		+=aanwezig/regelmatig
N=Niederrhein 1989	(km 655-860)		z=zeldzaam
O=Oberrhein 1989	(km 170-530)		m=algemeen/massaal
M=Maas			o=niet bekend

H=Habitat	:	i=lithaal	P=potamaal
		r=litho-rheaal	R=rheaal
		e=pelaal	S=stagnant water
		p=psammo-pelaal	B=brakwatersoort
		s=psammaal	I=immigrant
		h=phytaal	T=(half)terrestrisch
		u=ubiquist/geen voorkeur	

Bijlage 1
Soortenlijst Rijn

Tricladida:						
Dugesia lugubris gr	o	-	m	+	-	i
D " polychroa	o	m	-	-	+	i S
D " tigrina	o	m	m	+	+	i IS
Dendrocoelum lacteum	o	z	+	+	+	i S
Planaria torva	o	-	+	-	-	i
Polycelis spec.	o	-	-	-	z	i S
Oligochaeta:						
Dero digitata	o	+	-	-	-	esp S
Eiseniella tetraeda	o	-	+	+	-	T
Haplotaxus gordioides	o	-	+	+	-	u RS
Limnodrilus claparedeianus	o	+	-	-	-	ep S
L " hoffmeisteri	o	+	-	-	-	ep S
L " udekemianus	o	+	-	-	-	ep S
Lumbriculus variegatus	o	+	+	-	+	i S
Nais barbatus	o	+	-	-	-	ph S
N " bretscheri	o	z	-	-	m	i S
N " elinguis	o	+	-	-	-	u BS
N " simplex	o	z	-	-	-	p S
N " variabilis	o	-	+	-	-	u S
Peloscolex cf moszynskii	o	+	-	-	-	p S
Potamothrix hammoniensis	o	+	-	-	-	pe S
P " moldaviensis	o	+	-	-	-	pe S
Propappus volki	o	+	-	-	m	ep S
Psammoryctides albicola	o	+	-	-	-	pe SRB
P " barbatus	o	+	-	-	-	pe SRB
Stylaria lacustris	o	m	m	+	m	pe S
Tubifex tubifex	o	z	-	-	-	u RS
Hirudinea:						
Cystobranchus respirans	o	z	-	-	-	r R
Erpobdella nigricollis	o	z	-	-	-	i S
E " octoculata	o	m	m	+	+	i S
E " testacea	o	z	-	-	z	i S
Glossiphonia complanata	o	+	+	+	+	i S
G " heteroclita	o	+	+	+	+	i S
Haemopsis sanguisuga	o	-	+	+	-	i S
Helobdella stagnalis	o	+	+	+	+	r S
Hemiclepsis marginata	o	z	+	+	z	ih S
Piscicola geometra	o	m	+	+	z	i S
Theromyzon tessulatum	o	+	-	-	+	i S
Gastropoda:						
Acroloxus lacustris	+	+	m	+	+	ih S
Ancyclus fluviatilis	+	m	m	+	+	i RS
Bithynia tentaculata	+	m	m	+	+	u S
Ferrissia wautieri	-	+	-	-	-	o S
Gyraulus albus	-	-	-	+	+	h S
Lithoglyphus naticoïdes	+	-	-	-	-	i R
Lymnaea palustris	+	m	-	-	-	u S
L " peregra	-	m	m	+	+	u S
Physa acuta	+	z	+	+	-	i IS

Bijlage 1 Soortenlijst Rijn	V	R	N	O	M	H
P " fontinalis	+	m	+	+	+	ih S
Pomatopyrgus jenkinsi	-	z	+	+	+	i IBS
Theodoxus fluviatilis	+	-	z	+	+	s R
Valvata piscinalis	+	+	-	+	+	uh S
Viviparus viviparus	+	-	-	+	+	i S
Bivalvia:						
Anodonta anatina/ piscinalis	+	z	+	+	+	pe S
A " cygnea	+	-	+	+	-	e S
Dreissena polymorpha	+	m	m	+	+	i IS
Pisidium amnicum	+	-	o	o	o	p RS
P " casertanum	+	z	o	o	+	i S
P " henslowanum	+	+	o	o	+	ir RS
P " supinum	+	-	o	o	o	p R
P " spec			+	+	+	
Pseudanodonta complanata	+	-	-	-	-	p RS
Sphaerium corneum	+	+	m	+	o	pe S
S " rivicola	+	+	-	-	o	p S
S " solidum	+	-	-	-	o	ps S
S " spec	+	+	+	+	+	
Unio crassus batavus	+	-	-	-	+	p R
U " pictorum	+	z	+	+	+	ps S
U " tumidus	+	-	-	-	-	p RS
Decapoda:						
Astacus astacus	+	-	-	-	z	u R
A " leptodactylus	-	+	-	-	+	u RS
Atyaephyra desmaresti	-	m	-	-	z	u IRS
Eriocheir sinensis	-	m	-	-	-	u IBS
Orconectes limosus	-	m	+	+	+	u IRS
Palaemon longirostris	-	m	-	-	+	u IBS
Rhithropanopeus harrisi	-	z	-	-	-	u IB
Amphipoda:						
Corophium curvispinum	-	+	+	+	-	e IS
Gammarus pulex	+	m	m	+	+	ip SR
G " tigrinus	-	m	+	+	z	ip IB
G " zaddachi	-	m	-	-	-	ip IB
Orchestia cavimana	_	z	+	+	z	i IBA
Isopoda:						
Asellus aquaticus	+	m	+	+	z	pi RS
Proasellus coxalis	-	z	-	-	+	pi IR
P " meridianus	-	z	+	+	+	pi IRS
Ephemeroptera:						
Ametropus fragilis	+	-	-	-	-	s R
Baetis fuscatus	-	-	o	o	z	r P
B " lutheri	+	-	o	o	-	r R
B " rhodani/vernus	+	+	o	o	+	r R
B " sp	+	+	+	+	+	
Brachycercus harrisella	+	-	-	-	-	r R
Caenis luctuosa	+	z	+	+	r	i RS
Choroterpes picteti	+	-	-	-	-	r R

Bijlage 1 Soortenlijst Rijn	V	R	N	O	M	H
Cloeon dipterum	+	z	-	-	+	i S
Ecdyonurus affinis	+	-	-	-	-	r R
E " aurantiacus	+	-	-	-	-	r R
E " dispar	+	-	-	-	-	r R
E " insignis	+	-	-	-	-	r R
Ephemera lineata	+	-	-	-	-	s R
E " vulgata	+	-	-	-	-	s R
Ephoron virgo	+	-	+	+	-	s R
Heptagenia coerulans	+	-	-	-	-	r R
H " longicauda	+	-	-	-	-	r R
H " sulphurea	+	-	+	+	z	i P
Isonychia ignota	+	-	-	-	-	r R
Oligoneuriella spec	+	-	-	-	-	r R
Palingenia longicauda	+	-	-	-	-	s R
Paraleptophlebia submarginata	+	-	-	+	z	r R
Potamanthus luteus	+	-	-	+	-	r R
Raptobaetopus tenellus	+	-	-	-	-	s R
Rhithrogena diaphana	+	-	-	-	-	r R
Plecoptera:						
Brachyptera risi	+	-	-	-	-	ir R
Chloroperla bipunctata	+	-	-	-	-	i R
Dinogras cephalotes	+	-	-	-	-	r R
Isogenus nubecula	+	-	-	-	-	r R
Isoperla obscura	+	-	-	-	-	r R
Isoptena serricornis	+	-	-	-	-	i R
Leuctra spec	-	z	-	+	-	rp r
Marthamea selysii	+	-	-	-	-	r R
Nemoura cf cambrica	o	z	-	+	-	rp R
Nemouridae	o	z	-	+	-	rp R
Oemopteryx loewii	+	-	-	-	-	r R
Perla burmeisteriana	+	-	-	-	-	r R
Perlodidae non det	+			+		
Siphlonoperla burmeisteri	+	-	-	-	-	rp R
S " torrentium	+	-	-	-	-	rp R
Taeniopteryx nebulosa	+	-	-	-	-	r R
Xanthoperla apicalis	+	-	-	-	-	r R
Odonata:						
Calopteryx splendens	+	z	-	+	r	pu R
Gomphus flavipes	+	-	-	-	-	p R
G " vulgatissimus	+	-	-	-	-	p R
Ischnura elegans	+	z	-	-	z	hu RS
Onychogomphus forcipatus	+	-	-	-	-	p R
Ophiogomphus serpentinus/ cecilia	+	-	-	-	-	e r
Platycnemis pennipes	-	-	-	-	z	ph RS
Heteroptera:						
Aphelocheirus aestivalis	+	z	+	+	-	r R
Trichoptera:						
Agraylea sp	-	-	+	+	-	h S
Athripsodes albifrons	+	-	-	-	-	h R

Bijlage 1 Soortenlijst Rijn	V	R	N	O	M	H
Ceraclea alboguttata	+	-	o	o	-	r R
C " dissimilis	-	-	r	o	r	r P
C " fulva	+	z	o	o	-	i S
C " riparia	+	-	o	o	-	i R
C " senilis	-	-	o	o	z	hi S
C " sp			+	+		
Cheumatopsyche lepida	+	-	-	+	-	r R
Cyrnus trimaculatus	+	z	-	+	r	ri RS
Ecnomus tenellus	+	m	+	+	m	ri RS
Hydropsyche angustipennis	+	-	-	-	-	i R
H " contubernalis	-	m	m	+	r	i P
H " exocellata	+	-	-	-	-	i R
H " ornatula	+	-	-	-	-	i R
Molanna angustata	+	-	-	-	-	s RS
Neureclipsis bimaculata	+	-	-	-	r	ri RS
Oecetis notata	+	-	-	o	-	h S
O " tripunctata	+	-	-	o	-	h R
O " sp				+		
Polycentropidae spp				+		
Psychomyia pusilla	+	-	-	+	-	r R
Setodes punctatus	+	-	-	-	-	s R
S " viridis	+	-	-	-	-	ri R
Tinodes waeneri	+	-	-	o	z	ri RS
Tinodes sp				+		
Megaloptera:						
Sialis lutaria	-	+	-	+	-	e S
Muscidae:						
Limnophora riparia	-	+	-	-	-	p S
Chironomidae:			m	+		
Diamesinae						
Prodiamesa olivacea	+	z	o	o	z	p R
Tanypodinae						
Ablabesmyia longistyla	o	+	o	o	-	e S
A " monilis	o	+	o	o	z	e S
A " spp	+		o	o		
Conchapelopia melanops	o	z	o	o	+	i R
Conchapelopia/Rheopelopia	o	z	o	o	+	i R
Macropelopia nebulosa	o	+	o	o	-	p R
Procladius spec	+	+	o	o	z	p S
Psectrotanypus varius	o	-	o	o	+	p S
Rheopelopia ornata	o	+	o	o	+	r R
Tanypus punctipennis	+	+	o	o	-	p RS
Orthocladiinae						
Brillia longifurca	+	+	o	o	z	r R
B " modesta	+	z	o	o	-	r R
Cardiocladius spec	+	z	o	o	-	r R
Corynoneura edwardsi	+	+	o	o	+	i S
C " scutellata	o	-	o	o	+	h S
Cricotopus bicinctus	o	m	o	o	m	i R
C " curtis/cylindraceus	o	z	o	o	-	r R
C " intersectus	o	m	o	o	m	ri RS
C " silvestris	o	+	o	o	+	i S

Bijlage 1 Soortenlijst Rijn	V	R	N	O	M	H
C " triannulatus	+	+	o	o	+	r R
C " subg Isocladius			o	o	m	
Diplocladius cultriger	+	+	o	o	+	ih R
Eukiefferiella spp	o	+	o	o	+	r R
E " calvescens	o	+	o	o	z	r R
E " claripennis	+	z	o	o	-	r R
E " discoloripes	o	z	o	o	z	r R
E " verralli	+	+	o	o	-	r R
Nanocladius bicolor	o	+	o	o	+	iu RS
N " rectinervis	o	z	o	o	z	iu R
N " spec	+	+	o	o	+	
Orthocladius spp	+	+	o	o	+	r R
O " sg Eudactylocladius	o	-	o	o	z	r R
O " sg Euorthocladius	+	z	o	o	z	r R
O " sg Orthocladius	o	+	o	o	+	r R
Paratrichocladius rufiventris	+	+	o	o	+	r R
Pseudosmittia gr virgo	+	z	o	o	-	h S
Rheocricotopus chalybeatus	+	z	o	o	z	p R
R " fuscipes	+	+	o	o	+	p R
R " spp	+	+	o	o	+	
Synorthocladius semivirens	+	+	o	o	z	ih P
Thienemaniella flaviforceps	o	-	o	o	+	ir R
Chironomini						
Beckidia zabolotzkyi	+	-	o	o	-	s R
Chernovskiia orbicus	+	-	o	o	-	s RS
Chironomus fl fluviatilis	o	m	o	o	+	e R
C " plumosus	+	m	o	o	+	e S
C " fl reductus	o	+	o	o	+	eu R
Cryptochironomus burganadzea	o	-	o	o	-	o
C " defectus	o	m	o	o	-	p RS
C " obreptans	o	+	o	o	+	p S
C " rostratus	o	m	o	o	o	s R
C " supplicans	o	+	o	o	o	p S
C " spec	o	+	o	o	+	
Cryptocladopelma laccophilus	+	+	o	o	-	p S
Cryptotendipes spec	o	-	o	o	-	s S
Demeijerea rufipes	+	-	o	o	z	i S
Demicryptochironomus vulnera.	+	-	o	o	-	s RS
Dicrotendipes nervosus	+	m	o	o	m	ri RS
Endochironomus albipennis	+	+	o	o	+	hi S
Glyptotendipes pallens	+	+	o	o	+	hp S
G " gr signatus	+	-	o	o	z	hp S
G " spp	+	+	o	o	+	
Harnischia spec	+	+	o	o	m	pe RS
Kiefferulus tendipediformis	+	-	o	o	-	e S
Lipiniella arenicola	+	-	o	o	-	s RS
Microchironomus tener	+	m	o	o	-	e S
Microtendipes chloris	+	-	o	o	-	p S
Parachironomus arcuatus	+	+	o	o	+	is S
P " longiforceps	+	+	o	o	+	i RS
P " spec kampen	o	z	o	o	-	i P
P " gr vitiosus	+	-	o	o	z	i S
Paracladopelma spec	+	-	o	o	-	s R
Paratendipes intermedius	+	-	o	o	-	s RS
Paratendipes spec	+	-	o	o	-	

Bijlage 1 Soortenlijst Rijn	V	R	N	O	M	H
Phaenopsectra spec	+	z	o	o	z	e S
Polypedilum breviantennatum	+	m	o	o	+	u SR
P " laetum agg	o	z	o	o	-	r RS
P " gr nubeculosum	+	m	o	o	+	pe SR
P " sordens	+	+	o	o	-	h SR
Robackia demeijerei	+	-	o	o	-	s R
Saetheria spec	o	-	o	o	-	s RS
Stictochironomus spec	+	-	o	o	-	ph SR
Xenochironomus xenolabis	+	+	o	o	+	ri RS
Tanytarsini						
Cladotanytarsus mancus	+	+	o	o	-	e S
C " spec	+	+	o	o	+	e S
Micropsectra atrofasciata	+	+	o	o	+	r R
Paratanytarsus confusus	+	+	o	o	+	ri RS
Rheotanytarsus photophilus	o	+	o	o	+	h R
R " rhenanus	o	+	o	o	+	r R
R " spec	+	+	o	o	+	
Tanytarsus spec	+	+	o	o	+	ih S
Porifera:						
Ephydatia fluviatilis			m	o		
E " mülleri			m	+		
Spongilla lacustris	+		m	+		
S " fragilis			+	+		
S " spp.			+	+		
Hydrozoa:						
Cordylophora caspia			+	+		
Hydra sp.			+	+		
Bryozoa:						
Fredericella octoculata			+	-		
F " sultana			+	+		
Paludicella articulata			+	+		
Plumatella emarginata			+	+		
P " fructicosa			+	+		
P " repens	+		+	+		
Coleoptera:						
Dryopidae spp			-	+		
Elmis sp			+	+		
Haliplidae spp		+	-	+		
Haliplus sp			-	+		
Hydrphylidae spp			-	+		
Limnius sp			-	+		
Orectochilus villosus			-	+		
Oulimnius sp			-	+		

Bijlage 2: Lijst van bezochte en geciteerde deskundigen

Nederland:
- DBW-RIZA: G. van Urk
- KUN: F. van den Brink
- RIN: B. Higler, J. van Haren

Duitsland:
- Düsseldorf, Landesamt für Wasser und Abfall: Dr. G. Friedrich, Dr. W. Schiller
- Köln, Universität: Dr. Korreck (Gruppe Neumann)
- Darmstadt, Technische Hochschule: Prof. Dr. R. Kinzelbach
- Rastatt, WWF-Aueninstitut: Dr. P. Obrdlik, E. de Costella
- Heidelberg, Universität: Prof. Dr. Storch, Dr. Ludwig, G. Halbfass, R. Metzger, H. Neugebauer
- Koblenz, Bundesamt für Gewässerkunde: Dr. F. Schöll, M.Dommermuth, J. Bäthe (Gruppe Tittizer)