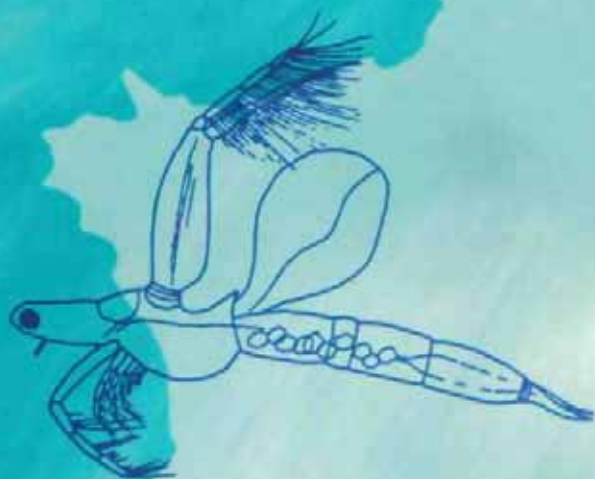




Biologische monitoring zoete rijkswateren Randmeren

Notanummer: 95.003





Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Biologische monitoring zoete rijkswateren

Watersysteemrapportage

Randmeren

RIZA Rapport nr.: 95.003
ISBN nummer 9036904641
ISSN nummer 1386-0143

Redactie:
R. Noordhuis
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer
en Afvalwaterbehandeling, Lelystad

bij citaten vermelden:

Noordhuis, R., 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Randmeren. RIZA Rapport nr. 95.003.

Inhoud

Samenvatting 5

Summary 7

1. Inleiding Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 9

2. Watersysteembeschrijving Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 11

3. Ecosysteembeschrijving Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 17

4. Fytoplankton Ronald Bijkerk (Koeman en Bijkerk BV) 23

5. Zoöplankton Pina Dekker (Koeman en Bijkerk BV) en
Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 37

6. Water- en oeverplanten Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 45

7. Macrofauna Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 57

8. Vissen Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA),
Joost Backx (Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs BV / RIZA)
en Wobbe Cazemier (RIVO-DLO) 67

9. Vogels Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA),
Marc van Roomen, Ronald Zollinger (SOVON Vogelonderzoek Nederland),
Jaap Tempel en Wouter Bouw (Provincie Flevoland) 77

10. Ecotoxicologie Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA), Els de Jong (RIZA)
en Henk Pieters (RIVO) 95

11. Integratie Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA) 105

Literatuur 113

Verantwoording 119

Colofon 121

Samenvatting

Inleiding

De randmeren hebben in de loop der jaren onder de zoete watersystemen relatief veel aandacht genoten. Dit betekent onder meer dat relatief veel informatie over ontwikkelingen in waterkwaliteit en ecosystemen beschikbaar is. In dit rapport is veel van deze informatie bijeen gebracht, om zo een beeld te scheppen van de ontwikkelingen die zich in de randmeren afspelen, de effecten van genomen maatregelen en van de huidige toestand van het ecosysteem. De gepresenteerde informatie is tevens van belang om te komen tot een verantwoorde afstemming van de vele gebruiksfuncties van het gebied.

Watersysteembeschrijving

Het huidige watersysteem randmeren is grotendeels kunstmatig ontstaan na de afsluiting van de Zuiderzee en de aanleg van de Flevopolders. Door verschillen in waterbeheer, mogelijk geworden door compartimentering en aanleg van de Roggebotsluis en de Nijkerkersluis, en de invloed van omliggende wateren zijn drie deelsystemen te onderscheiden: de deltarandmeren (Zwarte Meer, Ketelmeer en Vossemeer), de Veluwerandmeren (Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Nuldernauw) en de zuidelijke randmeren (Nijkerkernauw, Eemmeer en Gooimeer). Door de invloed van de IJssel wijken de deltarandmeren in veel opzichten af van de andere meren. Hydrologische veranderingen die in de loop der jaren invloed op het systeem hebben gehad zijn enkele peilveranderingen, maar vooral de doorspoeling van de Veluwerandmeren met fosfaatarm water uit de polders, waardoor de verblijftijden in de meren afnamen.

De randmeren hebben een groot aantal functies, waaronder ecologische, maar ook functies met betrekking tot bijv. landbouw, scheepvaart en recreatie. Voor de ruimtelijke afstemming van functies in de randmeren heeft vooral de Commissie Integraal Beleidsplan Randmeren IJsselmeerpolders (CIBRIJ) zich ingespannen. Met betrekking tot de Veluwerandmeren is de afstemming van functies recent georganiseerd in het project Integrale Inrichting VeluweRandmeren (IIVR) van BOVAR.

Ecosysteembeschrijving

In de meeste randmeren wordt het ecosysteem gestuurd door geohydrologische randvoorwaarden als geringe diepte en lange verblijftijden. Deze randvoorwaarden hebben er toe bijgedragen dat de ontwikkeling van het ecosysteem sterk door eutrofiëring werd beïnvloed. Rond 1970 werden de effecten hiervan duidelijk in de vorm van een omslag van een helderwater-systeem met veel waterplanten en een rijk gevarieerde fauna naar een troebel systeem, gedomineerd door blauwalgen en Brasem. Achtereenvolgens hielden de Werkgroep Sanering Randmeren (WSR), de Projectgroep Eutrofiëring Randmeren (PER) en de projectgroep Bestrijding Overmatige Algengroei Randmeren (BOVAR) zich met dit probleem bezig. Maatregelen omvatten vooral de start van defosfatering in de waterzuiveringsinstallaties van Elburg en Harderwijk, doorspoeling van de Veluwerandmeren met fosfaatarm water uit de polders en Actief Biologisch Beheer, met name in de vorm van een beheerexperiment waarbij in 1990/91 drie kwart van de vis uit het Wolderwijd werd verwijderd. Deze aanpak resulteert de laatste jaren in een terugkeer van het heldere ecosysteem. In de zuidelijke randmeren heeft de Stuurgroep/Commissie Eutrofiëringsbestrijding Gooien Eemmeer zich sinds 1979 ingespannen voor vermindering van de nutriëntbelasting.

Met name in het Ketelmeer is eutrofiëring minder van invloed geweest op het ecosysteem omdat, als gevolg van de grotere diepte en de veel kortere verblijftijd, de algenconcentraties hier veel lager bleven. Ook op andere manieren drukt de IJssel hier een duidelijk stempel op het ecosysteem dat hierdoor, onder meer in soortenstelling van flora en fauna, afwijkt van dat van de andere meren.

Fytoplankton

In de jaren zeventig en tachtig hebben vooral de Veluwerandmeren en de zuidelijke randmeren te lijden gehad van sterke bloei van blauwalgen, met name *Planktothrix agardhii*. Dankzij verlaging van de fosfaatgehalten en doorspoeling van de Veluwerandmeren zijn in de meeste meren de chlorofylgehalten sindsdien gedaald, en heeft

er een soortverschuiving plaatsgevonden van *Planktothrix* naar andere blauwieren, kiezelwieren en groenwieren. Alleen het Eemmeer is in deze ontwikkeling achtergebleven. In de Veluwerandmeren werd de dominantie doorbroken nadat het fosfaatgehalte was gedaald tot beneden 0.12 mg/l. Hierbij hebben "catastrofen" als strenge winters en afvissing een belangrijke rol gespeeld.

Zoöplankton

In alle randmeren, met uitzondering van het Ketelmeer, zijn de dichtheden van zoöplankton hoog. Er is weinig verschil in soortensamenstelling tussen de meren. Talrijk zijn onder meer waternlooien van het geslacht *Daphnia*, in verband met predatie vaak van geringe grootte. Het Ketelmeer wijkt af door een hoog aandeel van de waternvlo *Bosmina* en van raderdieren, die ook in de rivieren relatief veel voorkomen. In de Veluwerandmeren is de diversiteit van het zoöplankton toegenomen met de terugkeer van de waterplanten; diverse vegetatie- en anderszins substraatgebonden soorten die bekend waren uit de jaren zestig, worden tegenwoordig weer aangetroffen.

Water- en oeverplanten

Zowel in het Zwarte Meer als in de Veluwerandmeren is de ondergedoken vegetatie in de jaren vijftig en zestig grotendeels verdwenen als gevolg van de eutrofiëring en de daaruit voorkomende algenbloei. Ook de oevervegetatie is eenzijdiger geworden: biezenvelden, die vroeger met name in het Zwarte Meer stonden, zijn grotendeels verdwenen of vervangen door Riet. In de Veluwerandmeren is dankzij fosfaatvermindering en doorspoeling het doorzicht inmiddels zodanig verbeterd dat eerst de fonteinkruiden en later de kranswieren zich weer konden uitbreiden. In het Veluwemeer en het Wolderwijd is de laatste jaren een groot deel van de bodems met een diepte van minder dan een meter geherkoloniseerd door kranswier. In de deltarandmeren en de zuidelijke randmeren is nog geen sprake van duidelijke ontwikkelingen in deze richting, zij het dat dit ten dele een gevolg is van de grotere

diepte (Ketelmeer en Gooimeer). De deltarandmeren wijken af door het voorkomen van velden nymphaeïde waterplanten (Gele Plomp, Waterlelie, Watergentiaan, m.n. in het Zwarte Meer) en Rivierfonteinkruid (Ketelmeer).

Macrofauna

In de deltarandmeren is de bodemfauna nog steeds beïnvloed door verontreiniging. Verlaagde soortenrijkdom, verlaagde dichtheden en verhoogde percentages afwijkingen van muggelarven komen vooral voor in de slibbige sedimenten van het Ketelmeer, maar ook in het Zwarte Meer. In de Veluwerandmeren is deze situatie aanmerkelijk beter. Wel zijn hier effecten van eutrofiëring zichtbaar (geweest): zuurstoftekort op de bodem is vermoedelijk één van de oorzaken geweest voor het verdwijnen van de Driehoeksmossel in de tweede helft van de jaren zestig. De laatste jaren is de Driehoeksmossel teruggekeerd en is de diversiteit van de macrofauna ten opzichte van de jaren zeventig en tachtig toegenomen. In de zuidelijke randmeren is dat waarschijnlijk nog niet het geval.

Vissen

Het Ketelmeer, en in mindere mate het Zwarte Meer, is door het voorkomen van zowel vissen van stagnerend als van stromend water (prikken, Zeeforel) één van de meest soortenrijke wateren in Nederland. In de andere meren ontbreken de meeste stroomminnende soorten en is de diversiteit geringer. De totale biomassa is vaak hoger, maar wordt hoofdzakelijk bepaald door grote Brasem. In de Veluwerandmeren heeft Brasem het visbestand gedomineerd sinds de waterplanten eind jaren zestig verdwenen, waarna deze soort de effecten van eutrofiëring versterkte door bodemwoeling en consumptie van waterplooiën. Sinds de jaren tachtig lijkt de biomassa van Brasem in de Veluwerandmeren echter weer af te nemen, ten gunste van Blankvoorn. In het Wolderwijd werd in 1990/91 drickwart van de vis verwijderd om het ecosysteem een schop in de goede richting te geven. Met de terugkeer van de waterplanten die onder meer door deze maatregel werd gestimuleerd, lijkt de diversiteit in de

Veluwerandmeren weer wat toe te nemen, gezien vangsten van een soort als de Kleine Modderkruiper. In het Eemmeer wordt de visstand nog steeds overheerst door Brasem.

Vogels

In de jaren vijftig en zestig profiteerden honderdduizenden watervogels in de randmeren van voedselbronnen als vis, waterplanten en Driehoeksmosselen. Door de verdwijning van de laatste twee voedselbronnen, als gevolg van eutrofiëring en verontreiniging, nam het aantal vogels eind jaren vijftig in het Zwarte Meer en eind jaren zestig in de Veluwerandmeren drastisch af. Omdat Schedefonteinkruid het als enige waterplant min of meer uithield, bereikte jarenlang alleen de Kleine Zwaan, die de wortelknolletjes van deze plant als voedsel gebruikt, aantallen van (internationale) betekenis. Sinds rond 1990 de kranswieren terugkwamen, is het aantal planteneters met name in het Veluwemeer spectaculair toegenomen. Vooral Knobbelzwaan, Kleine Zwaan, Tafeleend en Meerkoet bereiken hoge aantallen. Op meer bescheiden schaal profiteren ook soorten als Pijlstaart en zelfs Krooneend. Zeer recent worden ook grote aantallen Kulfeenden aangetrokken door de toenemende dichtheid van Driehoeksmosselen. In mindere mate zijn deze ontwikkelingen ook zichtbaar in het Drontermeer en het Wolderwijd. De deltarandmeren en de zuidelijke randmeren hebben door de relatief hoge dichtheden van Driehoeksmosselen onder meer betekenis voor duikenden. Het Zwarte Meer neemt een bijzondere positie in i.v.m. de betekenis voor schaarse broedvogels als de Purperreiger en de Grote Karekiet. Vooral door de ontwikkelingen in de Veluwerandmeren echter, neemt de nationale en internationale betekenis van de randmeren voor vogels snel toe.

Ecotoxicologie

Sinds de jaren zeventig zijn gehalten van toxicanten als metalen en PCB's in water, bodem en biota behoorlijk gedaald. Toch is er met name in het Ketelmeer nog sprake van aanzienlijke accumulatie in de weefsels van Aal en

Driehoeksmossel. Ook de bodemfauna vertoont, met name in de gebieden met slibbig sediment, nog duidelijk tekenen van verstoring in de vorm van verlaagde dichtheid en soortenrijkdom en het voorkomen van afwijkingen. In de andere randmeren is deze situatie aanmerkelijk beter, en bij veel stoffen is nauwelijks sprake van accumulatie. Toch is lokaal sprake van verontreiniging, met name de verspreiding van bestrijdingsmiddelen in de meren verdient aandacht, zowel in de Veluwerandmeren (lindaan, endosulfaan) als in de zuidelijke randmeren.

Integratie

Het Ketelmeer neemt een afwijkende positie in onder de randmeren. Door de zeer korte verblijftijd en de relatief grote diepte heeft eutrofiëring op het ecosysteem minder effect gehad dan elders, en kan van de desbetreffende aanpak dan ook minder resultaat worden verwacht. Des te meer problematisch is nog steeds de verontreiniging, die ook recent nog grote invloed heeft op de samenstelling en vitaliteit van de bodemfauna. In de andere meren overheerst de eutrofiëringsproblematiek. In de Veluwerandmeren leidt langdurige brongerichte aanpak in de vorm van defosfatering en doorspoeling recent tot spectaculair ecologisch herstel. Effecten van strenge winters en visserij hebben hieraan belangrijke bijdragen geleverd. Verdere verlaging van de nutriëntbelasting en een natuurlijk peilbeheer kunnen de voortgang van het herstel bevorderen en het heldere systeem stabiliseren.

In de zuidelijke randmeren zijn de nutriëntgehalten sterk gedaald, maar van ecologische ontwikkeling is nog nauwelijks sprake. In het Gooimeer heeft dat te maken met de relatief grote diepte. In het Eemmeer waren de nutriëntgehalten zo hoog dat groeibeperking van fytoplankton nu pas in zicht komt. Verdere nutriëntreductie houdt hier dus voorlopig de hoogste prioriteit.

Summary

Introduction

The borderlakes have always enjoyed a great deal of attention. This resulted in a large amount of information being available on the lake ecosystems. For this report much of this information has been assembled in order to present a picture of the changes that took place, the effects of measures taken and the present status of the systems. The information presented may also be used to approach a proper balance between the various functions that have been assigned to the borderlakes.

Hydrology

The present borderlakes are largely artificially made; they are remnants of a brackish inland Sea (the "Zuiderzee", which turned fresh after construction of the "Afsluitdijk" in 1932) that were isolated as a result of reclamation of the present "Flevopolders". Two sluices divide the lakes into three separate subsystems: three lakes in the delta of the River IJssel (Lake Zwarte Meer, Ketelmeer and Vossemeer), four lakes to the east of the Flevopolders (Lake Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd and Nuldernaauw) and three to the south of the polders (Lake Nijkerkernaauw, Eemmeer and Gooimeer). The subsystem mentioned first differs from the other two in possessing several riverine characteristics as a result of the impact of River IJssel. The hydrology of the central subsystem has been changed around 1980. From that year onwards these lakes were "flushed" with water from the polders in order to improve water quality. This shortened the retention time in the lakes considerably.

The borderlakes serve several functions, among which not only ecological ones, but also functions with respect to agriculture, shipping and recreation. A committee established in the 1980s and a more recent project are involved in integration of these functions.

Ecosystem

In most borderlakes the ecosystem is influenced by the small waterdepth (1-2 m on average in most lakes) and the short retention time of the lakes (several months). These characteristics have contributed to the huge impact eutrophica-

tion has had on the systems. Around 1970 a clear-water system, characterized by large stands of submerged macrophytes and a rich and diverse fauna, turned into a turbid system dominated by bluegreen algae and Bream. Several successive committees and projects dealt with this problem, resulting in measures like removal of phosphorus in waste water treatment plants, flushing the lakes with water from the polders, which was much lower in nutrients, and biomanipulation (large-scale removal of Bream). This approach has recently resulted in restoration of the original ecosystem in the eastern borderlakes (central subsystem). In the southern lakes nutrient levels have dropped considerably as well, but they will have to increase further still in order to create conditions suitable for macrophytes.

In Lake Ketelmeer in the riverdelta the situation is different. Due to the short retention time (3 days) the algae have not been able to diminish transparency as much. Also in other respects, like floral and faunal species composition, the ecosystem of Lake Ketelmeer is influenced by the River IJssel to a large extent.

Phytoplankton

In the central borderlakes, the 1970s and 1980s were characterized by extensive blooms of bluegreen algae, especially *Planktothrix agardhii*. As a result of the decrease of phosphorous levels and flushing, the density of filamentous bluegreens has dropped in most lakes. There has been a shift towards other bluegreen algae, diatoms and green algae. Only in Lake Eemmeer, where phosphorous levels are still relatively high, the situation remains unchanged. In the central lakes the dominance of *Planktothrix* was broken when phosphorous levels dropped below 0.12 mg/l. "Catastrophies" like harsh winters and fish removal have helped.

Zooplankton

In all borderlakes, with the exception of Lake Ketelmeer, zooplankton densities were high. There was not much difference in species composition between these lakes, with cladocerans of

the genus *Daphnia* being particularly common. Due to predation the average length of cladocerans is often relatively low. In Lake Ketelmeer the share of the cladoceran *Bosmina* was relatively high, as was the share of rotifers, which is often the case in rivers as well. In the central lakes diversity has increased as several species known from the vegetated areas in the 1960s were reported back recently.

Macrophytes

Both in Lake Zwarte Meer and in the central lakes submerged macrophytes largely disappeared when algal blooms started to occur as a result of eutrophication. In Lake Zwarte Meer the bank vegetation also changed as rushes were largely replaced by Reed. In the central borderlakes transparency has improved to such an extent that recently pondweeds and subsequently stoneworts managed to return and expand. Since then, stoneworts have covered much of the areas less than 1 m deep in Lake Wolderwijd and Lake Veluwemeer. In the delta area and the southern lakes such a development has not been detected yet. In part this is due to the larger depth of Lake Ketelmeer and Gooimeer. Lake Ketelmeer and Zwarte Meer are also different in that fields of nymphaeids and *Potamogeton nodosus* occur in parts of these lakes.

Macrozoobenthos

In Lake Ketelmeer, and to a lesser extent in Lake Zwarte Meer and Vossemeer, macrozoobenthos is still influenced by pollution. Low species diversity, low densities and high proportions of abnormally developed chironomids are found especially in silty sediments in Lake Ketelmeer. In the central borderlakes the situation with respect to toxic substances is a lot better. Effects of eutrophication however, can still be found. Oxygen shortage near the lake bottom was probably one of the reasons for Zebra Mussels to disappear in the second half of the 1960s. Recently the mussels have returned and the diversity of macrozoobenthos has increased since the 1970s and '80s. In the southern lakes such an increase has not been recorded yet.

Fish

In Lake Ketelmeer and Lake Zwarte Meer species of fish from stagnant water as well as riverine species (lampreys, Seatrout) occur, as a result of which these lakes are among the richest in species of all freshwaterbodies in the country. In the other borderlakes riverine species are either absent or much less common and diversity is much lower. Biomass per ha is often higher, but is largely composed of Bream. This species has dominated the stocks since the lakes turned turbid around 1970, and has subsequently worsened the situation by stirring up silt and consuming the larger zooplankters. During the 1980s biomass of Bream in the central borderlakes seemed to decrease to the benefit of Roach. In Lake Wolderwijd three quarters of the fish was removed during winter 1990/91 in order to help improve water quality. It seems as though with the rehabilitation of submerged vegetation, which was the result of this and other measures, the diversity of the fish stocks also increases. Among other species, Spined Loach and Bullhead can be found in considerable numbers nowadays. In Lake Eemmeer on the other hand, the fish stock is still dominated by Bream.

Birds

During the 1950s and '60s hundreds of thousands of waterbirds benefited from food sources like fish, waterplants and Zebra Mussels that were available in large quantities in the borderlakes. When the latter two foodtypes all but disappeared from the lakes, bird numbers dropped

dramatically. Only *Potamogeton pectinatus* managed to maintain stands worth exploiting, and Bewick's Swans, feeding on the tubers, were the only waterbirds that kept coming in significant numbers. Only after the stoneworts returned around 1990 did the numbers of other bird species increase again. Especially numbers of Mute Swan, Bewick's Swan, Pochard en Coot rose spectacularly, but less numerous species like Pintail and even Red-crested Pochard benefitted as well. More recently Tufted Ducks, attracted by the growing densities of Zebra Mussels, are also increasing. Similar developments, although in much smaller numbers, have been recorded in Lake Drontermeer and Wolderwijd. The lakes of the River IJssel delta area and the southern lakes have high numbers of benthivorous ducks, while Lake Zwarte Meer has special relevance to less common breeding birds like Purple Heron and Great Reed Warbler. Especially due to the increasing numbers of waterbirds, the international significance of the borderlakes is growing rapidly.

Ecotoxicology

Ever since the 1970s the levels of many toxic substances in the tissues of Eel and Zebra Mussel have been decreasing. Nevertheless in Lake Ketelmeer these substances still strongly accumulate in their tissues. Apart from that, effects like lowered diversity and density and elevated proportions of improperly developed chironomids are still found in macrozoobenthos, especially in silty sediments. In the other lakes

this situation is much better, and many substances do not seem to accumulate significantly. Others however, in particular insecticides and herbicides, are found in high concentrations, both in the central and the southern borderlakes.

Synthesis

Lake Ketelmeer is different from the other borderlakes in several respects. Due to the short retention time and the relatively large depth, eutrophication did not have as great an impact as in the other lakes, and measures against eutrophication cannot be expected to gain as much result. All the more impact have the high concentrations of toxic substances, that still influence diversity and vitality of benthic fauna.

In the other lakes eutrophication caused more problems. In the central lakes long term measures have lowered nutrient levels, which is presently resulting in spectacular ecological rehabilitation. Effects of severe winters and fishery have contributed to this result. Continued decrease of nutrients and a more natural management of waterlevel will further stimulate rehabilitation and stabilize the clear-water system.

In the southern lakes nutrient levels have dropped considerably as well, but ecological rehabilitation is hardly visible yet. In Lake Gooimeer this is largely due to the relatively large depth. In Lake Eemmeer nutrient levels were so high that only now nutrient limitation of phytoplankton growth comes within reach. Further reduction of nutrients is therefore required.

1. Inleiding

Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

De randmeren van Flevoland mogen zich de laatste paar jaar verheugen in een groeiende belangstelling. Dat is met name het gevolg van het ecologisch herstel dat zich hier als gevolg van diverse beheersmaatregelen begint af te tekenen. De terugkerende natuurwaarden ontmoeten echter onder meer een sterk toegenomen recreatieve druk, die nog eens extra wordt versterkt door de toenemende aantrekkelijkheid van het gebied. Hoewel de aanpak van de waterkwaliteit nog veel aandacht vergt, beginnen de activiteiten van de beheerder langzamerhand te verschuiven in de richting van de zorg voor een verantwoorde afstemming van de verschillende gebruiksfuncties (zie hfdst. 2, tabel 1) bij de (her)inrichting van het gebied.

Biologische Monitoring

Tegen de hiervoor beschreven achtergrond groeit ook de behoefte aan biologische gegevens. Enerzijds zijn deze gegevens nodig om inzicht te krijgen in de huidige en de potentiële ecologische waarde van het gebied en in de kwetsbaarheden van het ecosysteem. Anderzijds maakt biologische

monitoring het mogelijk om de vele inrichtings- en herstelmaatregelen in de randmeren te evalueren.

In het kader van MWTL (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands) is na het chemisch-fysische programma een biologisch meetprogramma opgezet dat sinds 1992 in alle zoete rijkswateren wordt uitgevoerd. Dit basisprogramma, dat jaarlijks wordt gepresenteerd in de vorm van **Jaarrapportages** (Prins *et al.* 1993, Noordhuis 1995, Timmerman & Prins 1996), wordt in de afzonderlijke watersystemen eens per vier jaar aangevuld met extra metingen ("peiljaren"). In 1992 is dit gebeurd in het IJsselmeer/ Markermeer en in de Maas, en in 1993 in de randmeren. Na deze peiljaren worden **Systeemrapportages** samengesteld (IJsselmeer: Prins *et al.* 1994, Maas: Kerkhofs & Prins 1995, Volkerak-Zoommeer: Breukers *et al.* 1996), die ruimte bieden voor een meer uitgebreide analyse dan de Jaarrapportages. Het onderhavige rapport is zo'n systeemrapportage. De gegevens die in 1993 zijn verzameld zijn aangevuld met gegevens uit de basisprogramma's van 1992 en 1994, en waar mogelijk zijn ook oudere gegevens gebruikt, veelal afkomstig uit projecten of uit

monitoringsprogramma's die in ander verband zijn uitgevoerd.

De gegevens uit het MWTL programma in de randmeren zijn verzameld met medewerking van Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, de Meetkundige Dienst, het Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek (RIVO-DLO), SOVON Vogelonderzoek Nederland, en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM).

Het besproken gebied

De betekenis van de aanduiding "randmeren" is niet altijd duidelijk. In de meest ruime betekenis ("randmeren van Flevoland") wordt hiermee een keten van wateren bedoeld die zich uitstrekt tussen Amsterdam en Blokzijl, terwijl in engere zin vaak de meren tussen de Roggebotsluis bij Kampen en de Nijkerkersluis worden bedoeld ("Veluwerandmeren"). De randmeren in wijdere zin vormen een onderdeel van het waterhuishoudkundig hoofdsysteem, en worden daarom beheerd door het rijk (RWS Dir. IJsselmeergebied). Dit geldt niet voor het Vollenhoveer en Kadoelermeer, dit zijn dus geen rijkswateren. Het IJmeer is in verband met de nauwe samenhang met het Markermeer in de IJsselmeerrapportage besproken. De in dit rapport gepresenteerde gegevens zijn dus afkomstig uit de volgende wateren: Zwarte Meer, Ketelmeer, Vossemeer, Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd, Nuldernauw, Nijkerkernauw, Eemmeer en Gooimeer (figuur 1).

Opbouw rapport

Dit rapport geeft een beeld van de huidige situatie van het ecosysteem van de randmeren. Deze situatie wordt bekeken tegen de achtergrond van historische gegevens, die in het geval van de randmeren rijkelijk voorhanden zijn. Er kan zo een relatie worden gelegd tussen ontwikkelingen bij diverse biologische parametergroepen en die van fysisch-chemische parameters, zodat het mogelijk wordt beheersmaatregelen ook op lange termijn te evalueren.



Figuur 1
De ligging van de besproken randmeren met de daarin uitstromende wateren.
The border lakes and connected waters.

Het rapport begint met een algemene beschrijving van het watersysteem randmeren en een globale beschrijving van het ecosysteem. In de hoofdstukken 4 t/m 9 komen achtereenvolgens de belangrijkste biologische groepen van het systeem aan bod. Zoogdieren, amfibieën en reptielen,

die nu nog een beperkte rol spelen en waarover weinig informatie beschikbaar is, zijn in dit rapport niet opgenomen. In hoofdstuk 10 worden gegevens over de chemische kwaliteit van water en bodem gegeven en wordt de mogelijke invloed op de in het gebied levende organismen

aangegeven. Tenslotte wordt in hoofdstuk 11 de eerder gebruikte informatie geïntegreerd tot een algemeen beeld van het functioneren van het systeem, uitmondend in overwegingen en aanbevelingen voor beleid en beheer.



Foto 1

Een zeilboot passeert een groep foeragerende watervogels in het Vossemeer. Dankzij herstel van de waterkwaliteit en de ondergedoken vegetatie neemt onder meer het aantal watervogels toe en wordt de belevingswaarde voor de bezoekers van de randmeren vergroot.

Sailing boat passes foraging waterbirds in Lake Vossemeer. Improving waterquality results in the return of submerged vegetation and increasing numbers of birds, which makes a visit to the lakes all the more enjoyable.

2. Watersysteembeschrijving

Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

Het watersysteem randmeren dankt zijn bestaan aan de aanleg van de IJsselmeerpolders. In een brak, ondiep kustgebied met enige getijwerking, afgewisseld door de delta's van de IJssel en de Eem, ontstond door de Zuiderzeewerken een keten van zoetwaterbekkens met een grotendeels kunstmatig gereguleerde hydrologie. De combinatie tussen de geomorfologische (en biologische) erfenis en de nieuw opgelegde hydromorfologie vormde de basis voor de ontwikkeling van het huidige ecosysteem.

Bodemgesteldheid

De oude zuidoostelijke oever van de Zuiderzee wordt voor een belangrijk deel gevormd door uitlopers van de stuwwallen die tijdens de voorlaatste ijstijd (Saalien) zijn gevormd; die van de Veluwe grenzen aan het huidige Veluwemeer, Wolderwijd en Nuldernaau, die van de Utrechtse Heuvelrug aan het Gooimeer. Tijdens de laatste ijstijd (Weichselien, tot 10.000 jaar geleden), waarin het ijs Nederland niet bereikte maar wel sterk beïnvloedde (poolwoestijn), werd overal in het huidige randmeergebied zand afgezet, vooral in de vorm van door de wind aangebrachte "dekzanden". Dit pleistocene zandpakket helt in

het algemeen af vanaf de stuwwallen in noordwestelijke richting. Alleen in het zuidwestelijke deel van het Gooimeer en op enkele plaatsen in het Nuldernaau komt het pleistocene zand nog aan het bodemoppervlak voor (Stoffer & van der Scheer 1994).

Na de ijstijden steeg de zeespiegel. Aanvankelijk werden op het pleistocene oppervlak veenpakketten afgezet, maar deze werden later grotendeels weer weggespoeld. Resten hiervan zijn te vinden in het zuidelijke deel van het Nuldernaau, Nijkerkernaau en Eemmeer.

Vervolgens werd, in de Almere-periode (800-1600 na Chr.), in vrijwel het gehele gebied klei afgezet, later overdekt met soortgelijke afzettingen (maar nu vermengd met marien schelpmateriaal) uit de Zuiderzee-periode. Dit materiaal vormt de huidige bodem van het noordwestelijke deel van het Veluwemeer en Wolderwijd, en van grote delen van de zuidelijke randmeren.

Sinds het begin van de bedijking van de IJssel, rond 1100, werd in de IJsseldelta zand afgezet ("Rampspolzand"), dat nu de bodem vormt van het Vossemeer en het oostelijk deel van het Ketelmeer. In westelijke richting gaat dit materiaal geleidelijk over in zware zavel ("Ijsselslib"). Tenslotte zijn overal langs de oostelijke en zuidoostelijke Zuiderzeekust zandpakketten afgezet,

die nu in grote delen van het Zwarte Meer, de Veluwerandmeren ("Spijkzand") en het Gooimeer de waterbodembodem vormen. Met dit materiaal, dat grotendeels bestaat uit verplaatst en opnieuw afgezet pleistoceen zand, zijn door de golfwerking ook strandwallen gevormd. Dit gebeurde met name langs de Veluwerand, waar de wallen een stijle afslagrand hadden en tot 3 meter boven het achterland uitstaken. Als gevolg van afgraving en egalatie in de loop van de twintigste eeuw zijn de strandwallen grotendeels verdwenen (Stoffer & van der Scheer 1994).

Aanleg van de randmeren

De oorspronkelijke plannen van ir. Lely voor de inpoldering van het IJsselmeer voorzagen niet in de aanleg van randmeren, ze waren simpelweg gericht op het winnen van zoveel mogelijk land (figuur 2). Diverse voorstellen voor brede randkanalen t.b.v. scheepvaart en afwatering haalden het niet, en de Wieringermeerpolder (1930) en de Noordoostpolder (1942) zijn min of meer aansluitend op het oude land drooggelegd. Geleidelijk groeide echter het inzicht dat door een aanzuigende werking van de nieuwe polders de grondwaterspiegel tot ver in het oude land zou dalen, en dat dit effect door de aanleg van randmeren aanzienlijk zou kunnen worden beperkt (figuur 3). Langs de zandige Veluwe werd daarbij nog een sterkere verdroging verwacht dan die welke in het oude land achter de Noordoostpolder inderdaad werd gemeten. In het definitieve ontwerp voor de flevopolders (en in die voor de Markerwaard/Westelijk Flevoland) werden daarom brede randmeren opgenomen.

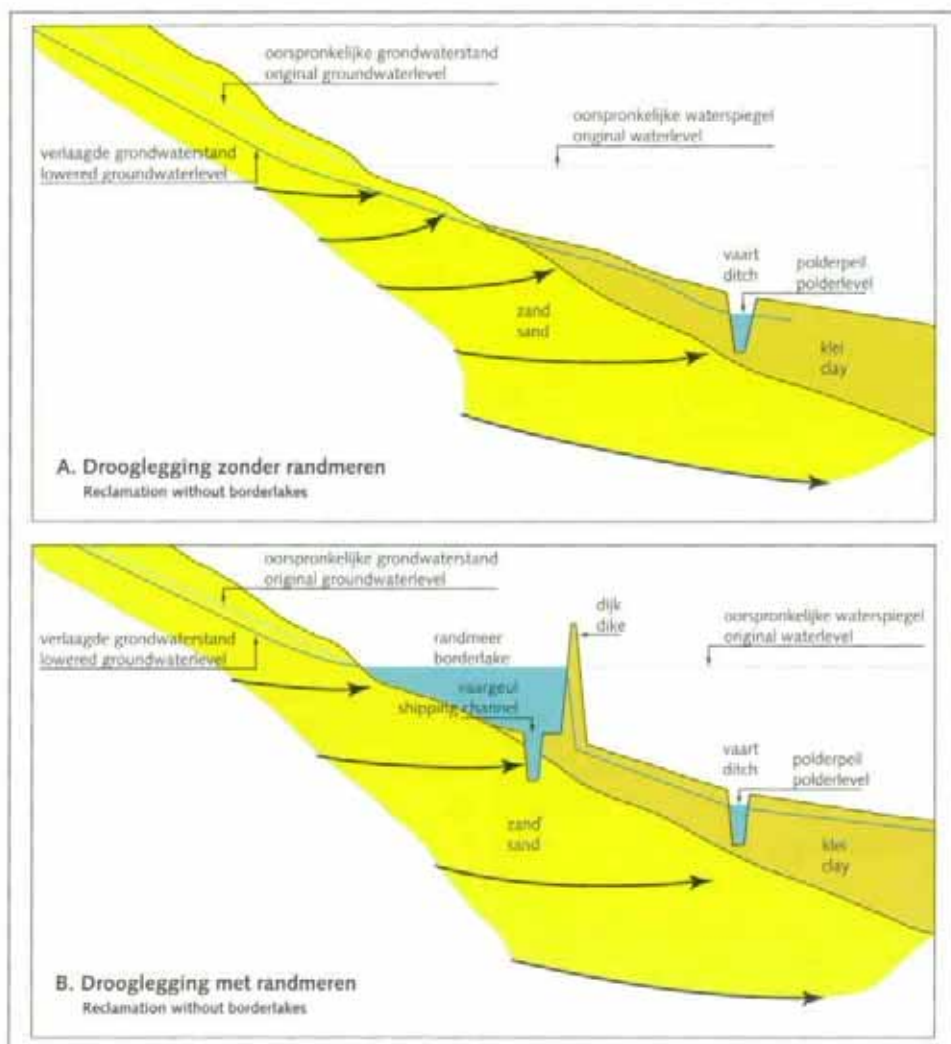
De werkzaamheden aan Oostelijk Flevoland zijn begonnen in 1952. In juli 1956 werden de dijken rond het huidige Veluwemeer en Drontermeer gesloten, in september van dat jaar was de hele dijk rond Oostelijk Flevoland gereed. In juni 1957 viel de polder droog. Zuidelijk Flevoland werd van het IJsselmeer afgescheiden in oktober 1966. De dijk Harderwijk - Nijkerk kwam gereed in oktober 1967, waarmee het Wolderwijd en het Nuldernaau waren ontstaan. Zuidelijk Flevoland viel droog in mei 1968.



Figuur 2

Plan tot inpoldering van de Zuiderzee met polders zonder randmeren, Bosatlas 1916.

In the first designs for reclamation of the former Zuiderzee, borderlakes were not taken into account.



Figuur 3
Na drooglegging van een polder zonder randmeer daalt het grondwaterpeil in het achterland door de aanzuigende werking van de polder. Dit effect kan worden beperkt door de aanleg van randmeren. Naar Van der Kaa 1991.
As a result of reclamation groundwater levels in the adjacent areas will fall. The construction of borderlakes minimizes this effect.

De wisselende breedte van de randmeren staat in relatie tot de geomorfologie van het achterland (doorlatendheid, hoogteligging). Soms hebben ook landschappelijke overwegingen (Eemmeer) of economische belangen (zandwinningsmogelijkheden Gooimeer) een rol gespeeld bij het ontwerp van de randmeren. De hier besproken randmeren hebben een gezamenlijke oppervlakte van ruim 160 km² (tabel 1), de grootste breedte bedraagt ca. 4 km. De diepte van de meren (uitgezonderd Zwarte Meer en Ketelmeer) neemt geleidelijk toe in de richting van het nieuwe land, de diepste van deze meren (Veluwemeer, Wolderwijd, Eemmeer en Gooimeer) bereiken een diepte van ca. 3 m -NAP aan de voet van de dijk. Alleen het Ketelmeer is dieper; hier

neemt de diepte in westelijke richting toe tot meer dan 5 m. De meren zijn doorsneden door een vaargeul die in diepte varieert van ca. 3.2 tot 6 m (Gooimeer).

Hydrologie

In de randmeren kunnen drie hydrologische systemen worden onderscheiden. Deze indeling wordt in de rest van het rapport gebruikt:

1) Deltarandmeren: Ketelmeer, Vossemeer en Zwarte Meer.

Deze meren worden van de Veluwerandmeren gescheiden door de Roggebotsluis. Het Ketelmeer

ontvangt vrijwel al zijn water uit de IJssel. De open verbinding met het IJsselmeer en het IJsseldebiet van gem. ca. 300 m³/s zorgen voor een korte verblijftijd in het Ketelmeer; ca. 3 dagen. Veel aspecten van de waterkwaliteit worden dan ook gedecteerd door de kwaliteit van het Rijn- en IJsselwater (zie ook figuur 5).

Dat geldt ook voor het Zwarte Meer. Hier is de aanvoer via het Zwarte Water (Vecht), met een gemiddelde winteraanvoer van 95 m³/s, van belang. In de zomer is deze aanvoer geringer, en is een groot deel van het water afkomstig uit het Ketelmeer, waardoor de verblijftijd kan oplopen van enkele dagen tot ongeveer een maand (van Bakel *et al.* 1993).

De hydrologie en waterkwaliteit van het Vossemeer wordt 's zomers bepaald door menging met water uit het Ketelmeer, 's winters door de afvoer van Drontermeerwater via de Roggebotsluis. De indeling van het Vossemeer bij de Deltarandmeren is dan ook enigszins discutabel, in een aantal opzichten sluit het ecosysteem beter aan bij dat van het Drontermeer.

2) Veluwerandmeren: Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd/Nuldernauw.

Deze meren worden afgescheiden door de Roggebotsluis in het noorden en de Nijkerkersluis in het zuiden. Door middel van de Hardersluis zijn verschillen mogelijk in het waterbeheer van Veluwemeer en Drontermeer enerzijds en Wolderwijd en Nuldernauw anderzijds. In de huidige situatie (zie doorspoeling) is het water in de Veluwerandmeren voor een groot deel afkomstig uit de polder. Dit water wordt vanuit de Hoge Vaart in het Veluwemeer gemalen door gemaal Lovink, het enige poldergemaal dat voor de waterhuishouding van de randmeren van belang is (de invloed van gemaal Colijn op het Ketelmeer is verwaarloosbaar). In het Wolderwijd bedroeg deze aanvoer in 1992 met ca. 100 milj. m³ ongeveer 76 % van de totale aanvoer, in het Veluwemeer bedraagt dit aandeel jaarlijks ca. 40 %. Andere bronnen zijn beken (Veluwemeer en Nuldernauw) en gemalen van het oude land (Drontermeer), kwel (Veluwemeer en Wolderwijd) en depositie (Wolderwijd). De verblijftijd bedraagt tegenwoordig ca. 2 maanden in het Veluwemeer en 3 maanden in het Wolderwijd.

3) Zuidelijke Randmeren: Nijkerkernauw/ Eemmeer en Gooimeer.

De belangrijkste aanvoerbron is hier de Eem, met een gem. debiet van ca. 10 m³/s. In het Eemmeer/Nijkerkernauw was dit tot 1990 ca. 75 % van de totale aanvoer, met als enige andere belangrijke bron de aanvoer via de Nijkerkersluis (65 milj. m³/jr of 14 %). Tegenwoordig is het aandeel vanuit het Nuldernauw toegenomen tot ongeveer een derde van de totale aanvoer. Het Eemmeer/Nijkerkernauw had ook daarvoor door de aanvoer van de Eem een relatief korte verblijftijd: ca. 2-4 weken. Het Gooimeer ontvangt enerzijds water uit het Eemmeer (74 %), anderzijds uit het IJmeer (21 %). De verblijftijd is ca. 2-3 maanden.

Peilbeheer

In het zomerhalfjaar wordt in verband met recreatie en handhaving van een voldoende hoog grondwaterpeil in de bodem van het oude land, een relatief hoog peil in de randmeren gehandhaafd. Gedurende de eerste jaren uit het bestaan van het Drontermeer en het Veluwemeer werd een zomerpeil van +30 cm NAP nagestreefd (1959-61). In de periode 1962-70 werd een zomerstreefpeil van +5 à +10 cm gehanteerd, en na 1970 werd het streefpeil nogmaals verlaagd tot het huidige peil van -5 à -10 cm NAP. Het huidige winterstreefpeil van de Veluwerandmeren bedraagt -30 cm NAP. Zomer- en winterpeil van de overige

randmeren sluiten met resp. -20 en -40 cm NAP aan bij die van het IJsselmeer en Markermeer. Het zomerpeil wordt meestal in maart of april opgezet, waarna het watervolume in de meren toeneemt met tien tot twintig procent. Rond eind september wordt het peil weer verlaagd (figuur 4).

Doorspoeling, zout- en kalkgehalte

Tot de aanleg van de Afsluitdijk was de Zuiderzee een brak getijdegebied met een chloridegehalte dat varieerde van 15.000 mg/l in het noorden tot 2000 mg/l in het zuiden. Na de afsluiting in mei 1932 volgde een snelle daling van de chloridegehalten totdat in 1937 in het hele IJsselmeer een niveau van 150-200 mg/l werd bereikt.

Na het droogmalen van Oostelijk Flevoland werd de hoeveelheid water die naar het Veluwemeer werd gepompt steeds meer beperkt, onder meer omdat men de verhoging van het chloridegehalte in de randmeren, die door de toevoer van het relatief zoute polderwater plaatsvond, wilde beperken. Ondanks het verlaagde streefpeil kon minder water worden uitgelaten via de Roggebotsluis en steeg de verblijftijd van het water in Veluwe- en Drontermeer. Door de toegenomen invloed van de aanvoer van zoet water (beken, depositie) daalde het chloridegehalte tot ca. 100 mg/l (figuur 5a).

In verband met de eutrofiëringsproblematiek werd echter vanaf 1979 via gemaal Lovink het

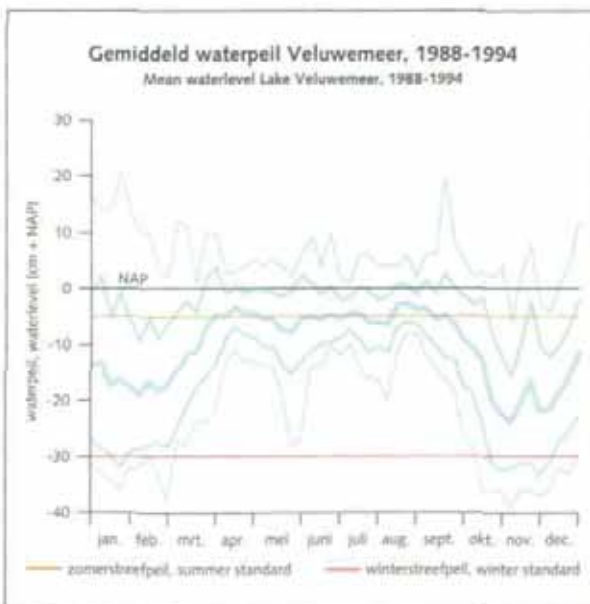
Veluwemeer/Drontermeer doorgespoeld met fosfaatarm polderwater. De verblijftijd daalde daarna weer tot ca. 3 maanden en het chloridegehalte steeg weer tot 150-200 mg/l (gehalte Lovink tegenwoordig 200-215 mg/l). Vanaf 1990 werd een hoger percentage van het Lovinkwater naar het Wolderwijd gevoerd, gemiddeld 45 % in de jaren 1992-94 (zie hfdst. 3, figuur 9). Ook hier nam de verblijftijd vervolgens af van bijna een jaar tot ca. 3 maanden, terwijl het chloridegehalte toenam tot het niveau van het Veluwemeer. Het calciumgehalte nam tegelijkertijd toe van ca. 60 mg/l in 1989/90 tot ca. 100 mg/l in 1993.

De zoutgehalten in de andere randmeren sluiten aan op de gehalten in het IJsselmeer en Markermeer. De gehalten in het IJsselmeer worden op hun beurt sterk beïnvloed door de Rijn en IJssel. Dit geldt nog sterker voor het Ketelmeer, dat door de afvoer van de IJssel een verblijftijd heeft van slechts enkele dagen. De chloridegehalten zijn hier nagenoeg gelijk aan die in de Rijn bij Lobith, en van enige invloed van de doorspoeling van de Veluwerandmeren is geen sprake (figuur 5b).

Inrichting

Ten aanzien van de randmeren wordt een groot aantal functies herkend (tabel 2). Alle randmeren behoren tot het Waterhuishoudkundig Hoofdsysteem zoals aangegeven in de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie V&W 1989). Daarbij staan functies als bescherming tegen overstroming, wateraf- en aanvoer en scheepvaart voorop, maar de laatste jaren winnen ook de natuur- en recreatiefuncties aan betekenis (Ministerie V&W 1993). Volgens het Natuurbeleidsplan (NBP, Ministerie LNV 1990) zijn de randmeren onderdeel van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), wat inhoudt dat de natuurwaarden in het gebied behouden dan wel versterkt dienen te worden.

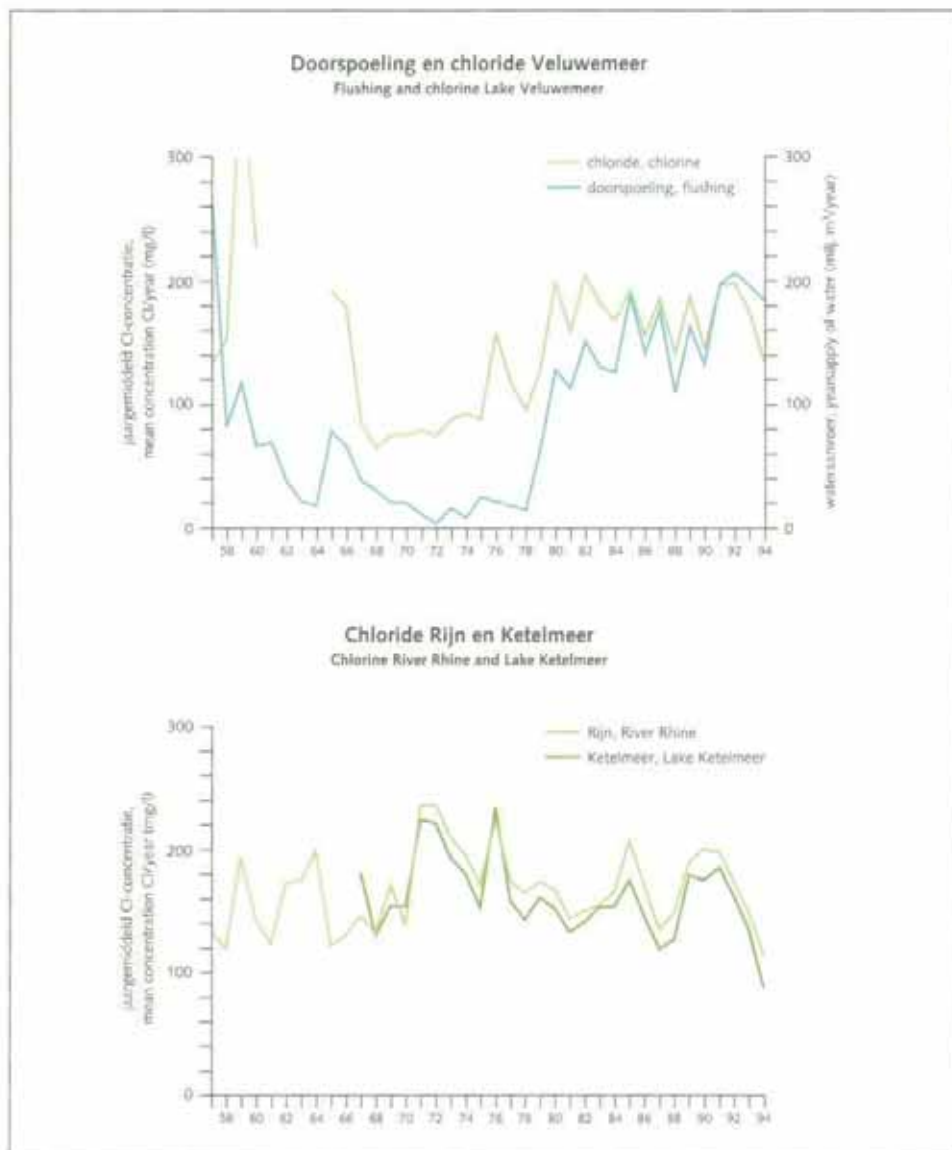
In de praktijk concentreert de beheers- en ontwikkelingsproblematiek van de randmeren zich enerzijds om de ruimtelijke verdeling van functies, anderzijds om de waterkwaliteit. In de tweede helft van de jaren tachtig is voor beide probleemvelden een integraal plan van aanpak



Figuur 4

Werkelijk waterpeil in het Veluwemeer bij Elburg, gemiddelden, standaarddeviatie en range per week over de jaren 1988-94. Onder meer door op- en afwaaiing vertoont het werkelijke waterpeil fluctuaties rond het streefpeil. In het winterhalfjaar zijn deze fluctuaties relatief sterk en ligt de gemiddelde waarde vaak boven het streefpeil. Gegevens Dir. IJsselmeergebied.

Mean waterlevel of Lake Veluwemeer per week with standard deviation and range, 1988-94. In summer the level is maintained at 5cm below sealevel, in winter the average levels are lower.



Figuur 5

a) Relatie tussen de wateraanvoer naar de Veluwerandmeren via gemaal Lovink en het chloridegehalte in het Veluwe-meer. Het verloop van het zoutgehalte, maar ook dat van andere parameters zoals het kalkgehalte, wordt groten-deels gedictieerd door de aanvoer vanuit de polder.

The chlorine content of the water in Lake Veluwemeer largely depends on the amount of water pumped into the lake from out of the polders.

b) Chloridegehalten in de Rijn bij Lobith en in het Ketelmeer. Zoals ook geldt voor andere fysisch-chemische en zelfs biologische parameters wordt het zoutgehalte hier volledig bepaald door de aanvoer vanuit de rivier.

Like many other parameters the chlorine content in Lake Ketelmeer is closely linked to the contents in the Rivers Rhine and IJssel.

opgesteld; m.b.t. de ruimtelijke verdeling door de Stuurgroep/Commissie Integraal Beleidsplan Randmeren IJsselmeerpolders (STIBRIJ/CIBRIJ) en m.b.t. de waterkwaliteit (eutrofiëring) in de Veluwerandmeren via het project Bestrijding Overmatige Algen-groei (BOVAR; zie hfdst. 3).

De Commissie Integraal Beleidsplan Randme-
ren IJsselmeerpolders (CIBRIJ) is evenals zijn
voorganger, de Commissie Recreatief Gebruik

Randmeren IJsselmeerpolders (CORRIJ) opgezet
als samenwerkingsverband van de ministeries van
V&W, van Landbouw en van Volkshuisvesting &
Ruimtelijke Ordening en andere instituten.

De CIBRIJ pleit voor duurzame integratie van
functies, maar wel met een zekere onderlinge
afscherming (ontmenging). De plannen voor-
zien in een natuuraccent op Gelderse oever, en
recreatie met name aan Flevolandse zijde. Deze
verdeling is terug te vinden in de betreffende

streekplannen; Streekplan Flevoland (1993) laat
natuurontwikkeling aan Gelderland over en
richt zich op recreatie, langs de kuststrook van
de bredere delen van de randmeren en meer
landinwaarts van de smallere delen. Streekplan
Gelderland biedt vooral bescherming aan de
oeverzone tussen Harderwijk en Elburg, die is
aangewezen als kerngebied in de zin van het
Natuurbeleidsplan (onderdeel van de Ecologi-
sche Hoofdstructuur). Hoewel de nadruk in het
algemeen steeds meer komt te liggen op de be-
levingswaarde van "de natuur", waardoor integra-
tie van natuur en recreatie bevorderd wordt,
wordt een zekere afscherming in dit gebied
noodzakelijk geacht. Samenwerking tussen
Flevoland en Gelderland is er op het gebied
van ontwikkeling van de infrastructuur t.b.v.
het toerisme; het Productontwikkelingsplan
Veluwemeer Wolderwijd (1993) richt zich op
o.a. de aanleg van recreatie eilanden, het ophef-
fen van de Hardersluis en het verbeteren van
vaar- en aanlegmogelijkheden. In het kader van
BOVAR (zie verder hoofdstuk 3) is recent het
project "Integrale Inrichting VeluweRandmeren"
(IIVR) gestart. De doelstelling van dit project is
het maken van een uitvoeringsgericht inrich-
tingsplan voor het BOVAR-gebied (meren tussen
Roggebotsluis en Nijkerkersluis) waarin natuur,
recreatie en economische belangen op bestuurlijk
en maatschappelijk niveau zijn afgestemd.

Eilandjes en dammen

In de jaren na het ontstaan van de randmeren
verrezen uit sediment dat vrijkwam bij het gra-
ven van de vaargeul een aantal eilandjes. Een
deel van die eilandjes is later ingericht voor re-
creatie, een ander deel als broedgebied voor o.a.
sterns. De laatste jaren zijn opnieuw een aantal
structuren in de randmeren aangelegd (RWS
Dir. IJsselmeergebied 1995b). Voorbeelden zijn
de dammetjes bij Polsmaten in het Veluwe-meer
(1989) en bij Horst in het Wolderwijd (1992),
die zijn aangelegd om een scheiding aan te
brengen tussen de natuur- en recreatiefuncties
van het gebied.

Andere voorbeelden zijn het sterneneilandje in
het Eemmeer (1993) en een verzameling eiland-
jes en "verondiepingen" bij de Abbert in het
Drontermeer (1994). Deze projecten zijn primair



Foto 2
Natuurontwikkelingsproject "Abbert II" in het Drontermeer, begin 1996, ruim een jaar na de aanleg.
In the second half of 1994 a complex of islets was thrown up in Lake Drontermeer in order to create more space for waders and swamp breeders.

3. Ecosysteembeschrijving

Ruud Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

De ecologie van de randmeren wordt in eerste instantie bepaald door de hydromorfologische kenmerken. Door de **geringe diepte** van de meeste meren zijn er, mits de waterkwaliteit voldoet, uitgebreide mogelijkheden voor het voorkomen van waterplanten en de daarbij behorende fauna. Plantengroei en bodemfauna (filtratie) hebben dan ook relatief veel invloed op het systeem. Aan de andere kant zijn ondiepe systemen relatief gevoelig voor weersinvloeden (wind, ijs). In de meren van de IJsseldelta, met name het Ketelmeer, waar de **verblijftijd** slechts enkele dagen bedraagt, vertoont de levensgemeenschap een mengsel van meer- en rivierkenmerken. Naast soorten die ook in de andere randmeren voorkomen worden hier stroomminnende plant- en diersoorten aangetroffen, zoals Rivierfonteinkruid, Kaspische Slijkgarnaal en diverse soorten ziviervis. De soortenrijkdom is door deze combinatie relatief groot.

In de Veluwe- en zuidelijke randmeren, die een verblijftijd van enkele maanden hebben, bestaat de gemeenschap uit soorten die karakteristiek zijn voor ondiepe, (semi)stagnante meren. Bij voldoende doorzicht hebben velden van kranwier en fonteinkruid een belangrijke plaats in het ecosysteem. De planten trekken een keur aan ongewervelde dieren en vogels aan, waarbij, gezien de geringe diepte, ook de niet-duikende soorten goed vertegenwoordigd zijn.

Behalve diepte en verblijftijd heeft ook de **compartmentering** van de randmeren invloed op de soortensamenstelling. Door de stroomrichting van het water en de aanwezigheid van sluizen zijn voor sommige soorten niet alle meren bereikbaar. Als gevolg van de doorspoeling vanuit gemaal Lovink en de aanwezigheid van de Roggebotsluis en de Nijkerkersluis zijn de Veluwerandmeren in zekere mate geïsoleerd van de Deltarandmeren en de zuidelijke randmeren. Ook tussen het Veluwemeer en het Wolderwijd is hydrologisch weinig uitwisseling. De meeste soorten blijken desondanks in alle meren voor te komen. Toch zijn enkele flora- en fauna-elementen beperkt tot bepaalde randmeren. Zo komt het slakje *Theodoxus fluviatilis* (Zoetwaterneriet) talrijk voor in het Wolderwijd en Nuldernauw, terwijl het in de andere meren ontbreekt. Aarvederkruid daarentegen, komt veel voor in het

Drontermeer en Veluwemeer, maar ontbreekt in het Wolderwijd. Ook verschillen in het voorkomen van vissoorten en de langdurige afwezigheid van Driehoeksmosselen in de Veluwerandmeren hebben te maken (gehad) met de compartimentering.

Nog belangrijker dan de hydromorfologische karakteristieken is de invloed van de **waterkwaliteit** op het ecosysteem. Als gevolg van verontreiniging en vooral eutrofiëring is in het verleden een sterke verarming van de flora en fauna opgetreden. De verontreinigingsproblematiek speelt met name in het Ketelmeer, eutrofiëring in alle randmeren. Vooral eutrofiëring heeft een grote invloed op het ecosysteem, verschuivingen in soortensamenstelling en biomassaverdeling van de flora en fauna van de randmeren zijn verbonden aan veranderingen in de nutriëntenlast.

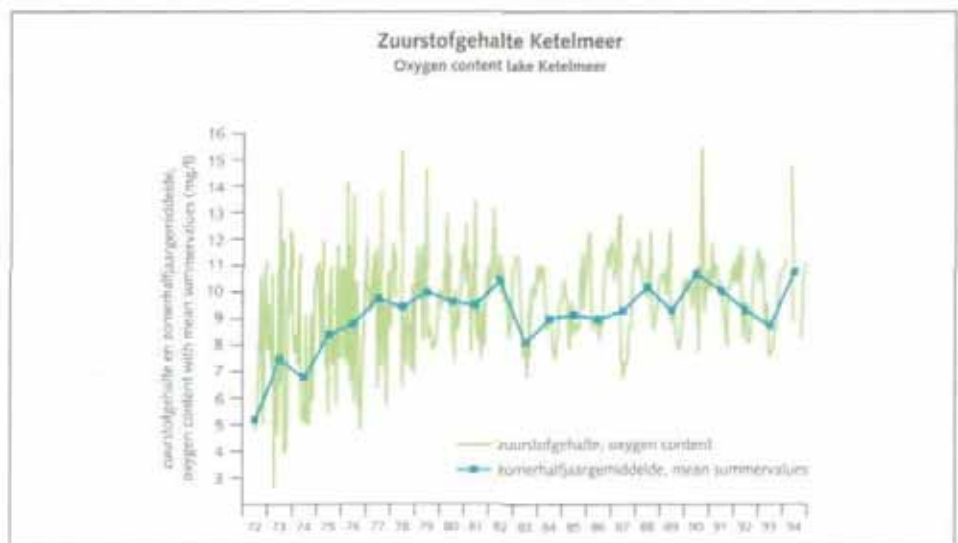
Deltarandmeren

Tot het midden van de jaren vijftig was met name in het Zwarte Meer, maar waarschijnlijk ook in het oostelijke deel van het Ketelmeer, sprake van een rijk geschakeerd ecosysteem met vele soorten waterplanten en watervogels (zie hfdst 9). Eind jaren vijftig was hiervan, als gevolg van verontreiniging en eutrofiëring, weinig meer over.

Verontreiniging

Over het algemeen behoren de randmeerbodems tot de schonere waterbodems in Nederland. De belangrijkste uitzondering daarop is de bodem van het Ketelmeer (zie hfdst 10). Probleemstoffen zijn o.a. kwik, cadmium, koper, zink en cholinesteraseremmers (Beheersplan Rijkswateren 1992-1996).

Het effect van de betrokken stoffen op de flora en fauna varieert, vaak wordt o.a. het reproductief vermogen aangetast zodat dichtheden afnemen. Bij muggenlarven in het Vossemeer kon een rechtstreeks verband worden vastgesteld tussen de verontreinigingsgraad en het percentage muggenlarven met kaakafwijkingen. Dit percentage nam af naarmate de afstand tot het Ketelmeer toenam. De afwezigheid van Driehoeksmosselen in de Rijntakken in de jaren zestig werd in verband gebracht met zuurstof- en cadmiumgehalten in het water. Midden jaren zeventig verbeterde de situatie m.b.t. deze en andere stoffen (figuur 6) en kwamen de mosselen terug. Vooral in het Ketelmeer vormen de Driehoeksmosselen tegenwoordig weer een belangrijke voedselbron voor duikenden en Meerkoeten (zie hfdst 7).



Figuur 6

Verloop van het zuurstofgehalte in het Ketelmeer. De gepresenteerde waarden geven de gehalten in het water, de situatie voor bodembewonende organismen is in de jaren zeventig waarschijnlijk nog aanmerkelijk slechter geweest. Door diverse maatregelen begon in de tweede helft van de jaren zeventig verbetering op te treden in de waterkwaliteit.

Oxygen content in Lake Ketelmeer. During the seventies concentrations in the water were low, but to bottomdwelling organisms the situation must have been considerably worse.

Eutrofiëring

Door de invloed van de IJssel en de daaraan verbonden korte verblijftijd in het Ketelmeer ver- toont het ecosysteem hier rivierkenmerken. Hierin past het feit dat ondanks relatief hoge nutriëntgehalten de chlorofylgehalten laag zijn en het doorzicht relatief goed is. De fosfaatgehal- ten van het water dat door de IJssel wordt aange- voerd bereikte halverwege de jaren 70 een hoog- tepunt van ca. 0.7 mg/l. De gehalten in het Ketelmeer waren niet veel lager. In zomer en najaar daalden de zuurstofgehalten er soms tot 4 mg/l (figuur 6). De bodem was waarschijnlijk grote delen van het jaar nagenoeg zuurstofloos, met de nodige gevolgen voor bodemorganismen zoals de Driehoeksmossel. Tegenwoordig komen zulke lage gehalten niet of nauwelijks meer voor. De fosfaatgehalten zijn, zowel in de IJssel als in het Ketelmeer, geleidelijk gedaald en tegenwoor- dig wordt de norm van 0.15 mg/l genaderd. Ook de chlorofylgehalten lijken sinds 1980 iets te zijn gedaald, en hoewel het aandeel van fytoplankton in het zwevend stof relatief gering is (figuur 7) lijkt er ook van enig effect op het doorzicht sprake te zijn (figuur 8).

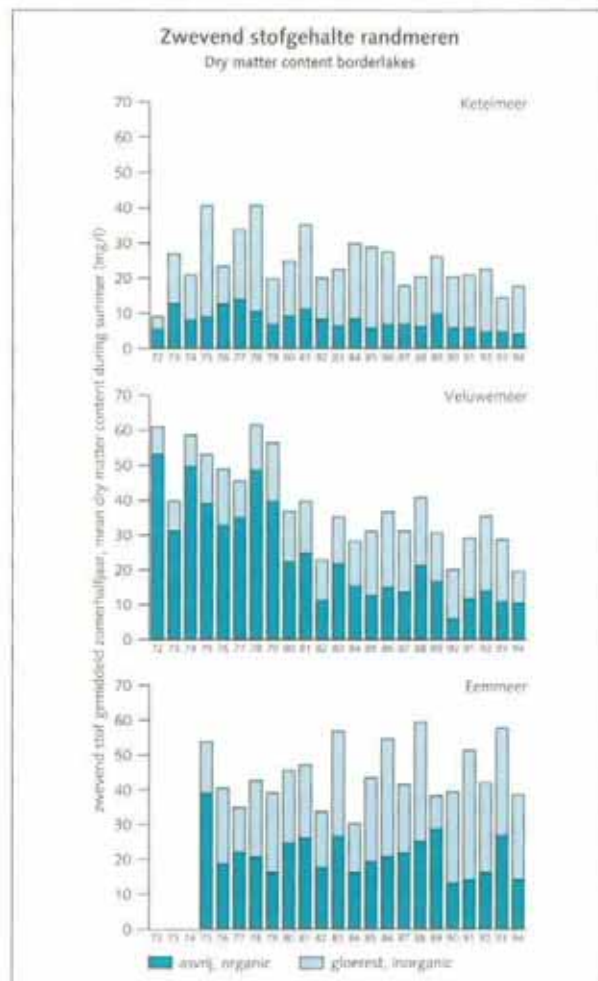
Effecten van eutrofiëring komen in het Zwarte Meer sterker naar voren dan in het Ketelmeer. Terwijl de nutriëntgehalten vergelijkbaar zijn, zijn de chlorofylgehalten veel hoger en is het doorzicht geringer. Dit heeft te maken met de geringe afvoer van het Zwarte Water in het zomerhalfjaar; de verblijftijd in het Zwarte Meer loopt dan op tot ongeveer een maand. In navol- ging van IJssel en Ketelmeer daalde het fosfaatge- halte in het Zwarte Meer vanaf het midden van de jaren zeventig, en in dit geval trad ook enige verbetering op in het chlorofylgehalte en het doorzicht. Van een duidelijk herstel van de ondergedoken vegetatie en de bijbehorende vogel- concentraties is echter nog nauwelijks sprake.

Veluwerandmeren

Ook hier was in de eerste periode na de aanleg sprake van helder water met grote hoeveelheden waterplanten en vogels (Leentvaar 1961, 1966). Een gestage toevoer van nutriënten had echter uiteindelijk tot gevolg dat er een omslag plaats- vond in de richting van door bloeiende blauw- algen gedomineerde systemen. Rond 1969 werd

Figuur 7

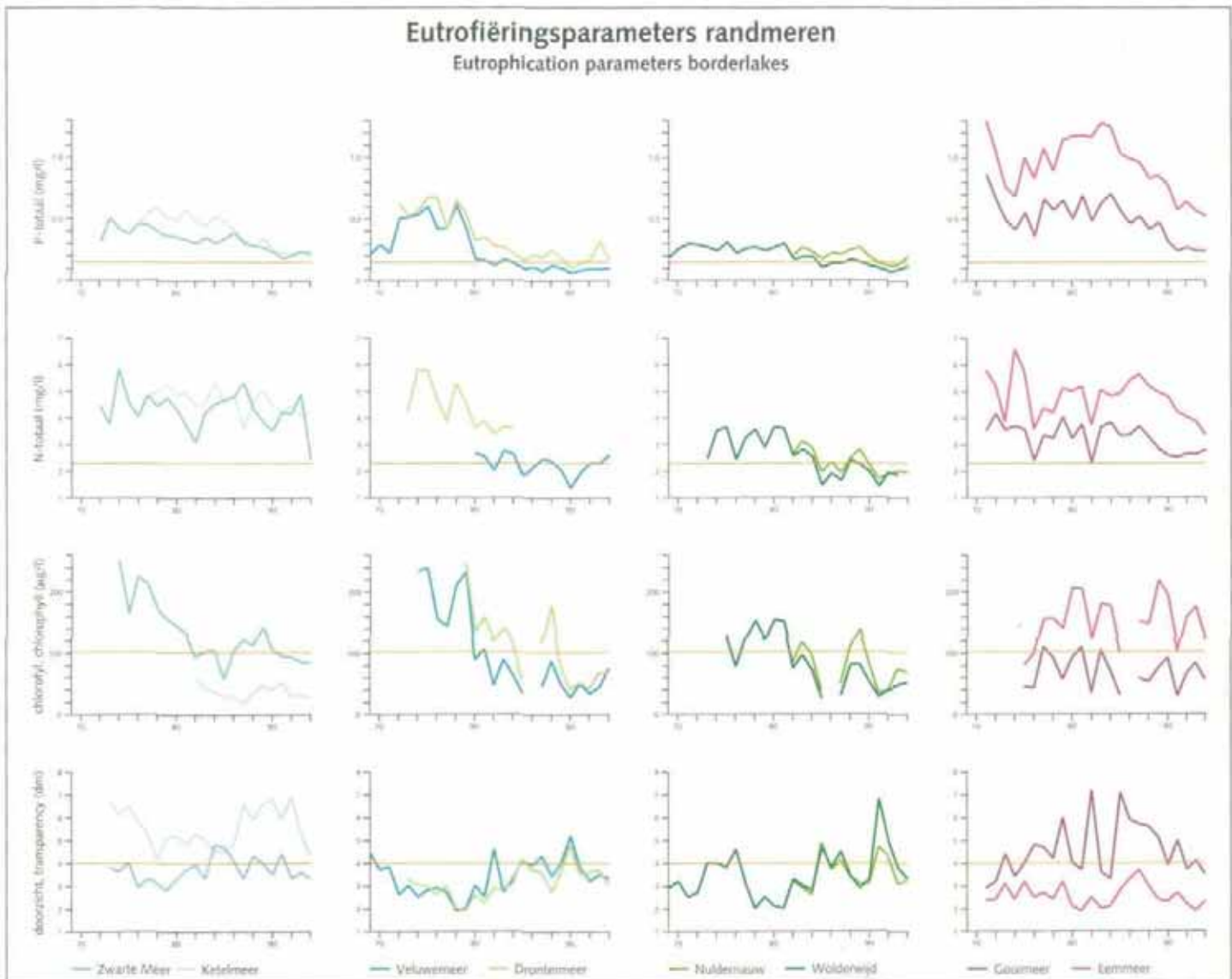
Verloop van het zomergemiddelde van de hoeveelheid zwevend stof in het Ketel- meer, Veluwemeer en Eemmeer. In het Ketelmeer is in verband met de korte ver- blijftijd het aandeel van de organische component relatief laag (ca. 30-40 %). In het Veluwemeer was dit aandeel in de ja- ren zeventig meer dan 75 %, maar door de doorspoeling daalde het tot ca. 45 %. Ondanks een lichte toename van de anor- ganische component (met name na de start van de zomer doorspoeling in 1985) daalde de totale concentratie zwevend stof met zo'n 40 %. In het Eemmeer is het beeld min of meer constant. *Suspended matter content during summer in Lake Ketelmeer, Veluwemeer and Eemmeer. In Lake Ketelmeer the share of organic compounds is low due to the influence of the River IJssel. In Lake Veluwemeer this share was much higher, but dropped considerably when the lake started to be flushed with water from the polders. In Lake Eemmeer no change is visible yet.*



het water troebel en verdwenen de meeste water- planten, de Driehoeksmosselen en de watervogels. Brasem overheerste daarna het visbestand.

In 1974 werd door de Minister van V&W de **Werkgroep Sanering Randmeren (WSR)** inge- steld. Deze concludeerde in 1978 dat waterkwalite- it moest worden verbeterd door het beperken van de nutriëntenlast. Mede door middel van onderzoek door de latere **Projectgroep Eutrofië- ring Randmeren (PER)** werd het mogelijk be- trouwbare normen in te stellen om de gewenste terugdringing van de nutriëntenlast te kunnen bereiken. De maatregelen die sindsdien tegen dit proces zijn genomen zijn dan ook in de eerste plaats brongericht: naast landelijke maatregelen (landbouw, huishoudens) werd o.a. defos- fatering van de effluënten van rioolwaterzuiver- ingsinstallaties ter hand genomen: in Elburg vanaf 1972, in Harderwijk vanaf februari 1979. Dit betekende een vermindering van de jaarlijkse fosfaataan-

voer naar het Veluwemeer/Drontermeer met ruim 80 % (tabel 3). Om ook de nalevering van fosfaat uit de bodem aan te pakken werd het Veluwemeer vanaf hetzelfde jaar (november 1979) bovendien doorgespoeld met water uit de polder. Dit water, dat viaemaal Lovink bij Harderhaven in het Veluwemeer werd gepompt, was beduidend armer aan nutriënten. De eerste vijf jaar werd vooral in de winter doorgespoeld, maar sinds 1985 zo mogelijk ook in het zomer- halfjaar (figuur 9). De fosfaat-, stikstof- en chlo- rofygehalten lieten van 1979 op 1980 een duide- lijke afname zien (figuur 8). Dat de toename van het doorzicht minder snel verliep dan de andere veranderingen heeft met een aantal factoren te maken, zoals een geringe toename van de hoe- veelheid anorganisch zwevend stof door de doorspoeling (figuur 7), een verlaging van de hoeveelheid chlorofyl per algencel (hoofdstuk 4) en activiteit van de nog steeds aanwezige Brasem (hoofdstuk 8). Niettemin trad in de loop van de

**Figuur 8**

Verloop van eutrofiëringsparameters in de randmeren, 1969-94. Zomerhalfjaar gemiddelden. De AMK normen (grenswaarden) zijn weergegeven d.m.v. horizontale oranje lijn. In de jaren tachtig en negentig is in alle meren enige mate van verbetering opgetreden.

Course of eutrophication parameters (mean values April-September) in the borderlakes, 1969-94. Standards for sufficient water quality given as horizontal lines. During the eighties and nineties water quality more or less improved in all borderlakes.

jaren tachtig ook met betrekking tot deze parameter verbetering op.

In de geest van Integraal Waterbeheer werd tenslotte in 1986 als opvolger van de WSR en de PER het project **Bestrijding Overmatige Algen-groei (BOVAR)** gestart. In dit project werken de ministeries van VROM, L&V en V&W samen met provincies en gemeentes van Flevoland en Gelderland en een drietal betrokken schappen. Het BOVAR-project richt zich op maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit in de Veluwerandmeren, ten behoeve van recreatie,

visserij en natuur. Daarbij worden drie waterkwaliteitsdoelstellingen gehanteerd: een fosfaatgehalte van minder dan 0,06 mg/l, een doorzicht van meer dan een meter en een doorbreking van de dominantie van blauwalgen in het plankton. Nog steeds nemen brongerichte maatregelen een belangrijke plaats in. Sinds enkele jaren wordt behalve het Veluwemeer ook het Wolderwijd doorgespoeld met fosfaatarm polderwater.

Een belangrijk onderdeel van het BOVAR project is tenslotte het Actief Biologisch Beheer (ABB), met name een grootschalige, experimentele beheersmaatregel die is uitgevoerd in het

Wolderwijd. Hier is sinds de winter 1990/91 de visstand sterk gereduceerd om de bodemwoeling (Brasem) en de predatie op zoöplankton te verminderen. Ook is Snoek uitgezet om de aanwas van Brasem e.d. kort te houden en zijn er experimenten uitgevoerd ter bestudering van mogelijkheden voor uitbreiding van het areaal van ondergedoken waterplanten en voor de herintroductie van Driehoeksmosselen (Meijer & Hoster 1995).

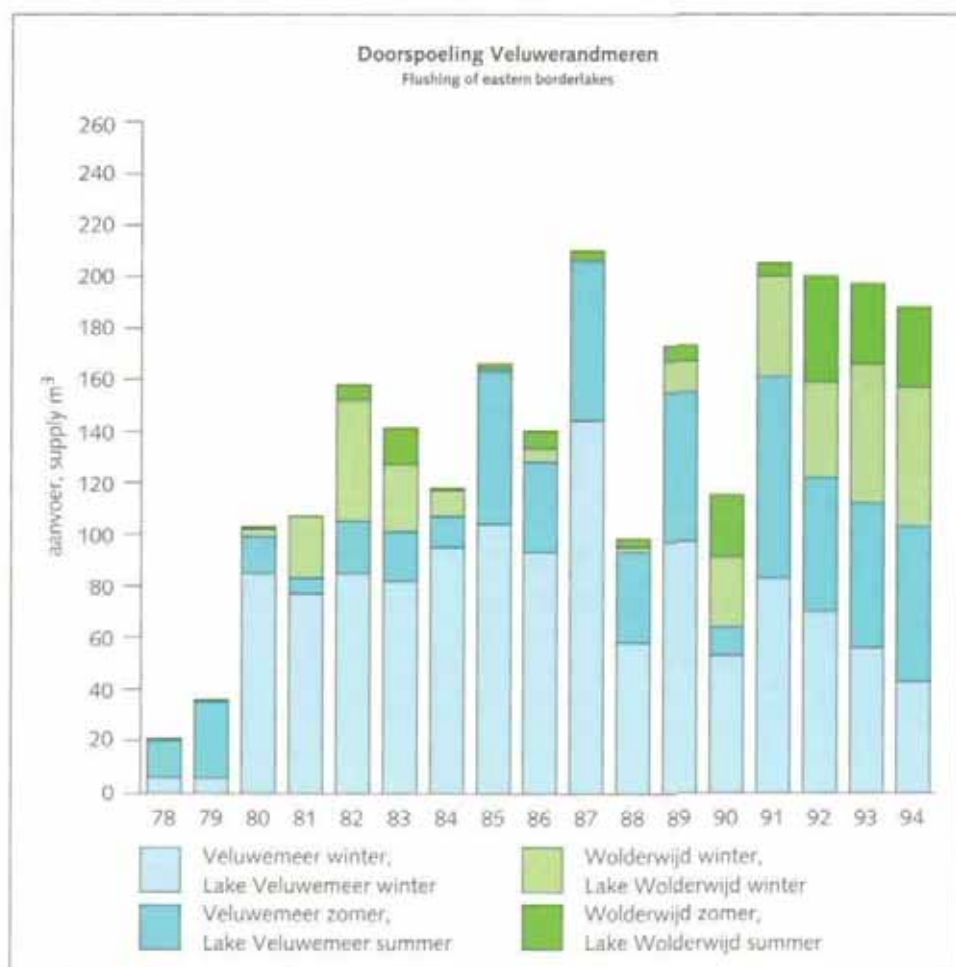
De laatste jaren is er in het Veluwemeer en Wolderwijd duidelijk sprake van herstel van het ecosysteem. Waterplanten en Driehoeksmosselen

	zonder defosfatering without dephosphorization	met defosfatering with dephosphorization
rwzi Harderwijk		
plant Harderwijk	120	10.2
rwzi Elburg		
plant Elburg	80	7.8
beken		
brooks	12.8	12.8
gemalen oude land		
pumping engins east	3.0	3.0
Lovink		
pumping engin polder	2.5	2.5
neerslag		
precipitation	1.9	1.9
kwel		
percolation	1.6	1.6
totaal		
total	221.8	39.8

Tabel 3

Fosfaattoevoer Veluwemeer-Drontermeer in ton P per jaar met en zonder defosfatering in de rwzi's van Harderwijk en Elburg, metingen juni 79 t/m mei 1980, Lovink zonder geforceerde doorspoeling (H. Hoser, interne nobilitie 1980). De aanvoer neemt door defosfatering af met ruim 80 %

Supply of phosphorus (x1000 kg/year) to lake Veluwemeer-Drontermeer with and without dephosphorization in the treatment plant of Harderwijk, 1979/80. Dephosphorization results in an 80 % decrease in supply.



Figuur 9

Verloop van de hoeveelheid doorspoelwater die vanuit gemaal Lovink naar het Veluwemeer en naar het Wolderwijd gaat, resp. in het winterhalfjaar (okt voorgaande jaar t/m maart) en het zomerhalfjaar (apr-sept). De winterdoorspoeling van het Veluwemeer startte in de winter van 1979/80, zomerdoorspoeling in 1985. Doorspoeling van het Wolderwijd werd, afgezien van de jaren 1981-83, geïntensiveerd in 1989/90.

Watersupply from the polders to Lakes Veluwemeer and Wolderwijd, in winter (Oct. preceding year to March) and summer (Apr.-Sept). Flushing of Lake Veluwemeer started in autumn 1979, of Lake Wolderwijd in 1989. As a result of these and other measures, nutrient levels in these lakes dropped considerably.

keren terug, gevolgd door de watervogels, die deze voedselbronnen weer in groeiende aantallen benutten. Dit proces zet zich van jaar op jaar voort en lijkt zich uit te breiden naar de andere randmeren.

Zuidelijke Randmeren

Het Eemmeer behoort tot de meest hypertrofe wateren in Nederland; de fosfaatgehalten zijn er twee tot vier keer zo hoog als in de andere randmeren. Het geringe doorzicht belemmert de groei van waterplanten en de fauna is soortenarm. Wel kan zich, waarschijnlijk mede door de aanvoer van larven uit het Markermeer, een populatie Driehoeksmosselen handhaven die op zijn beurt een aantal benthivore watervogels onderhoudt.

De fosfaatbelasting van het Eemmeer is voornamelijk afkomstig uit de Eem, die driekwart van de wateraanvoer in het Eemmeer voor zijn rekening neemt. Het verloop van de waterkwaliteit in het Gooimeer wordt sterk beïnvloed door die in het Eemmeer (driekwart van de wateraanvoer komt uit het Eemmeer), maar door menging met water uit het IJmeer liggen de nutriënt- en chlorofylgehalten ruwweg een factor twee lager dan in het Eemmeer en is het doorzicht beduidend groter.

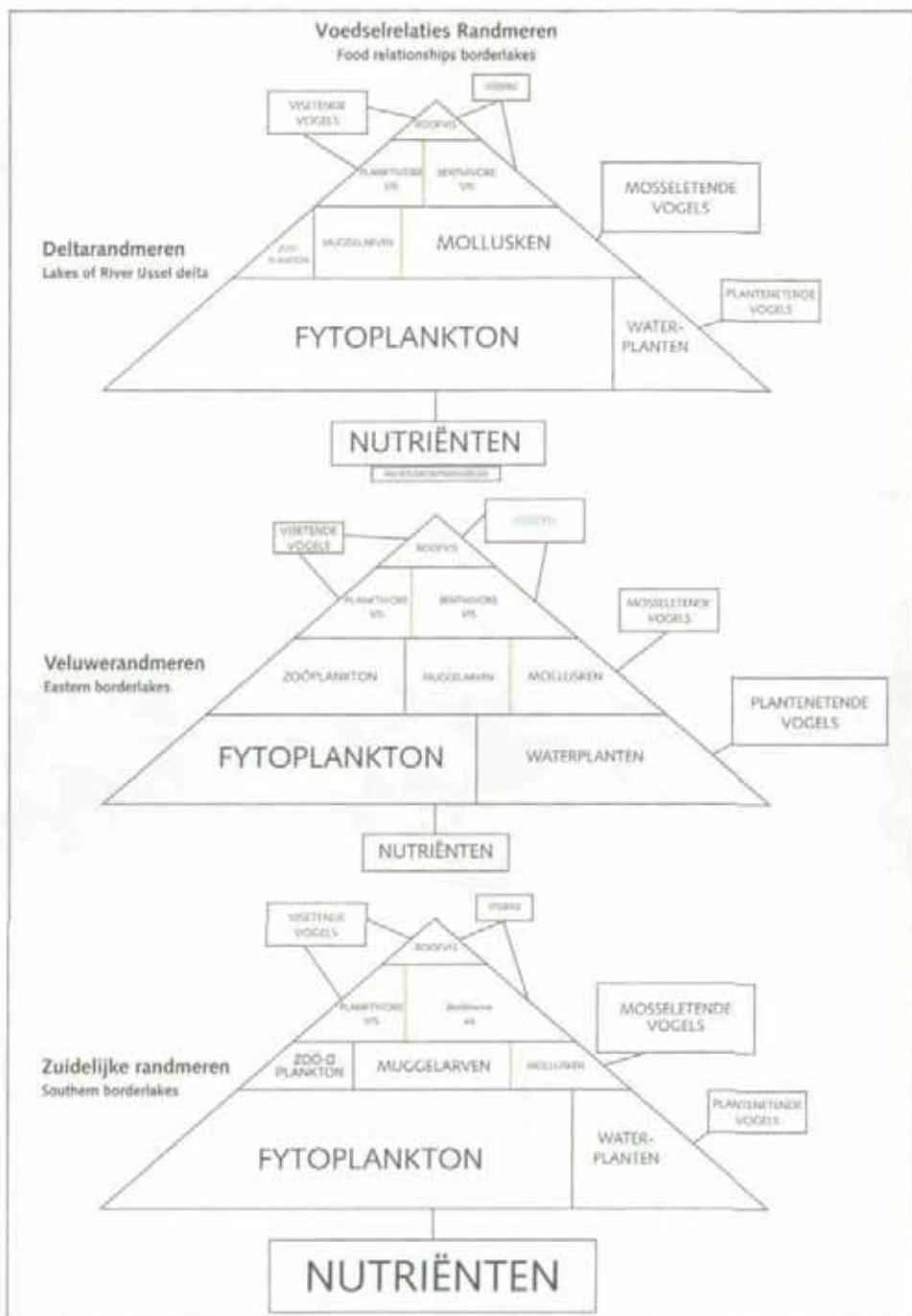
De invloed van de Eem, waarop 23 rioolwaterzuiveringsinstallaties loosden, op de waterkwaliteit van Eem- en Gooimeer werd in 1978 aangegeven door de Werkgroep Sanering Randmeren. Er zijn echter ook andere fosfaatbronnen aanwezig, waaronder de landbouw. Onder meer naar aanleiding van aanbevelingen van de WSR werd op initiatief van Provincie Utrecht in 1979 de **Stuurgroep Eutrofiëringbestrijding Gooi- en Eemmeer** opgericht. Alle betrokken waterbeheerders werden hierin vertegenwoordigd. De stuurgroep stelde vervolgens een gelijknamige commissie samen die onderzoek deed naar de vraag of defosfatering in de RWZI's de waterkwaliteit in de meren kon verbeteren. De conclusie was dat ook de andere fosfaatbronnen moesten worden aangepakt (met name in de vorm van vermindering van landbouwemissies) om tot een afdoende verbetering van de situatie te komen (Commissie Eutrofiëringbestrijding Gooi- en Eemmeer, 1980; 1988).

Tussen 1984 en 1993 is de fosfaataanvoer naar

het Eemmeer gedaald met 41 %, de stikstofaanvoer met 50 % (RWS Dir. IJsselmeergebied 1995). Dit is met name een gevolg van lagere nutriëntgehalten in het effluent van de RWZI's (-58 %), maar ook de aanvoer vanuit de landbouw is gedaald (-24 %). Het fosfaatgehalte in het meerwater daalde nog sterker dan de aanvoer, namelijk met ca. 54 %. Doorspoeling met polderwater via het Wolderwijd vanaf 1989 kan hieraan hebben bijgedragen.

Hoewel de nutriëntgehalten zijn gehalveerd, zijn ze nog niet beperkend voor fytoplanktongroei, getuige het feit dat nog geen verbetering is opgetreden in chlorofylgehalten en doorzicht. De grenswaarden voor fosfor en stikstof worden nog steeds ruim overschreden. Ondanks de forse verbetering is de huidige situatie in het Eemmeer vergelijkbaar met die in de slechtste periode van het Veluwemeer.

De verschillen tussen het ecosysteem van de drie deelsystemen van de randmeren komen naar voren in de schematische weergave in figuur 10. Dankzij het recent optredende herstel vertonen de Veluwerandmeren de laatste jaren het meest evenwichtige beeld. De overmaat aan nutriënten in de Zuidelijke randmeren resulteert in een onevenredig groot aandeel van fytoplankton, met name ten koste van macrofauna. De totale biomassa is echter hoger dan in de Veluwerandmeren, en absoluut gezien zijn de dichtheden van bijvoorbeeld Driehoeksmosselen toch relatief hoog. Dat geldt ook voor de Deltarandmeren, maar daar is ook het aandeel van de mollusken hoger, omdat de totale biomassa hier juist lager is. Het fytoplankton heeft hier ondanks absoluut gezien lage waarden juist een relatief groot aandeel. In alle drie de deelsystemen is de situatie echter de laatste jaren sterk in beweging.



Figuur 10

Voedselpiramide's van de drie deelsystemen van de randmeren.

Food pyramids of the borderlakes of the River IJssel delta, the eastern borderlakes and the southern borderlakes.



Foto 3

In het kader van Actief Biologisch Beheer (ABB) werd behalve aan de mogelijkheden van visstandsbeheer ook onderzoek gedaan naar de mogelijke rol van Driehoeksmosselen voor de waterkwaliteit. De mosselen filteren algen uit het water, waardoor de helderheid wordt vergroot. In deze vijver bij de Roggebotsluis werd in 1990 als experiment een grote hoeveelheid mosselen aangebracht op een ondergrond van kippengaas (in verband met de zachte bodem ter plaatse). Het doorzicht nam daarna toe van 40 naar 80 cm. De vertaling van dit experiment naar de randmeren zelf stuitte echter op problemen met de voortplanting van de mosselen. Recent keerden de mosselen spontaan terug in de Veluwerandmeren, en leveren ze mogelijk een significante bijdrage aan de toename van de helderheid.

Zebra Mussels help improve water quality by filtering phytoplankton out of the water column, which results in increased transparency. Adding a large number of mussels in this pond (on chicken wire to prevent them from sinking into the soft sediment) caused transparency to double from 40 to 80 cm. In Lake Veluwemeer however, reintroduced mussels refused to reproduce. More recently they returned spontaneously and add to the increase of transparency.

4. Fytoplankton

Ronald Bijkerk (Koeman en Bijkerk BV)

Inleiding

In deze beschrijving van het fytoplankton van de randmeren over de afgelopen 30 jaar staat het blauwwier *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *agardhii* (foto 4) centraal. Deze soort is sinds de zestiger jaren verantwoordelijk geweest voor de troebelheid van het water in de randmeren en droeg daarmee bij aan de slechte reputatie van blauwwieren als exponenten van een ongewenste waterkwaliteit. *P. agardhii* groeit langzaam maar kan bij een lange verblijftijd in hypertrofe, ondiepe meren zo'n hoge dichtheid bereiken, dat andere algensoorten door lichtbeperking verdwijnen. Door *P. agardhii* gedomineerde meren zijn troebel en grauw en onaantrekkelijk voor recreatie.

Onderzoek van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders naar de effecten van eutrofiëring en naar maatregelen ter bestrijding daarvan, nam al in 1969 een aanvang (Berger 1975 en 1987). Het beheer werd gericht op het terugdringen van de dominantie van *Planktothrix agardhii* in de Veluwerandmeren, via een reductie van de

fosfaatbelasting, doorspoeling en Actief Biologisch Beheer (Reeders & Helmerhorst 1996). De dichtheid van *P. agardhii* is in recente jaren in de meeste randmeren aanzienlijk lager dan in de periode 1975-84, zodat geconcludeerd mag worden dat het beheer effect heeft gehad. Andere symptomen van herstel zijn de uitbreiding van de kranswervegetaties en de toegenomen soortenrijkdom onder het fytoplankton. Alleen het Eemmeer is in deze ontwikkeling wat achtergebleven. Hoe de ontwikkeling in de randmeren zal verlopen zonder verdere ingrepen is een belangrijke vraag. Welke factoren direct hebben bijgedragen aan de omslag naar een troebel systeem gedomineerd door *P. agardhii* is niet met zekerheid te zeggen en ook rond de afname van dit blauwwier zijn nog vragen te beantwoorden. Nutriënten vormen een belangrijke factor, maar van oorzaken en mechanismen is nog niet alles precies begrepen. Wel staat vast dat de situatie in het peiljaar 1993 een momentopname is geweest in een fase die nog ver verwijderd is van een evenwichtssituatie en waarin elk nieuw jaar weer verrassingen met zich mee kan brengen.

Resultaten 1993

In het peiljaar 1993 zijn uitgebreide fytoplanktonanalyses verricht op de meetpunten in het Eemmeer, het Wolderwijd en het Veluwe-meer. De resultaten hiervan worden hier gebruikt voor een beschrijving van de fytoplanktonsuccessie en de interacties met nutriëntengehalten en zoöplanktongraas.

In de overige randmeren is het fytoplankton in het zomerhalfjaar globaal geanalyseerd, voor het regionale meetnet van Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied. De resultaten geven een indicatie van de huidige verschillen tussen de randmeren.

Deltarandmeren

Hydrografisch gezien houdt het Ketelmeer het midden tussen een rivier en een meer. De verblijftijd van het water ligt in de orde van enkele dagen (hoofdstuk 2). Hierdoor blijven de chlorofyl-*a*-gehalten relatief laag en is de fytoplanktongemeenschap in het Ketelmeer een afgeleide van het plankton in de Rijn: Weinig blauwwieren en veel kiezelwieren (tabel 4, figuur 11). Wel is de hoeveelheid kiezelwieren afgenomen, deels door begrazing, deels vermoedelijk door siliciumuitputting. Evenals in de Rijn domineerden in 1993 in het Ketelmeer de kiezelwieren *Stephanodiscus hantzschii* en *Skeletonema subsalsum*. Deze beide soorten zijn ook in het Zwarte Meer gedurende een deel van het jaar talrijk. Draadvormige blauwwieren, waaronder *Planktothrix agardhii* en *Limnothrix planctonica*, zijn in het Zwarte Meer nog wel algemeen, maar de dichtheden zijn momenteel een factor 10 tot 20 lager dan in Veluwe-meer of Vossemeer. Wat de soortensamenstelling betreft vertoont het Vossemeer een grote overeenkomst met het Drontermeer en het Veluwe-meer. Het zomergemiddelde percentage van *Planktothrix agardhii* is in deze meren in 1993 kleiner dan 50 % en blauwwieren uit de orde Chroococcales (o.a. *Aphanocapsa*, *Cyanodictyon*) zijn op sommige tijdstippen talrijker in de monsters aanwezig.

Veluwerandmeren

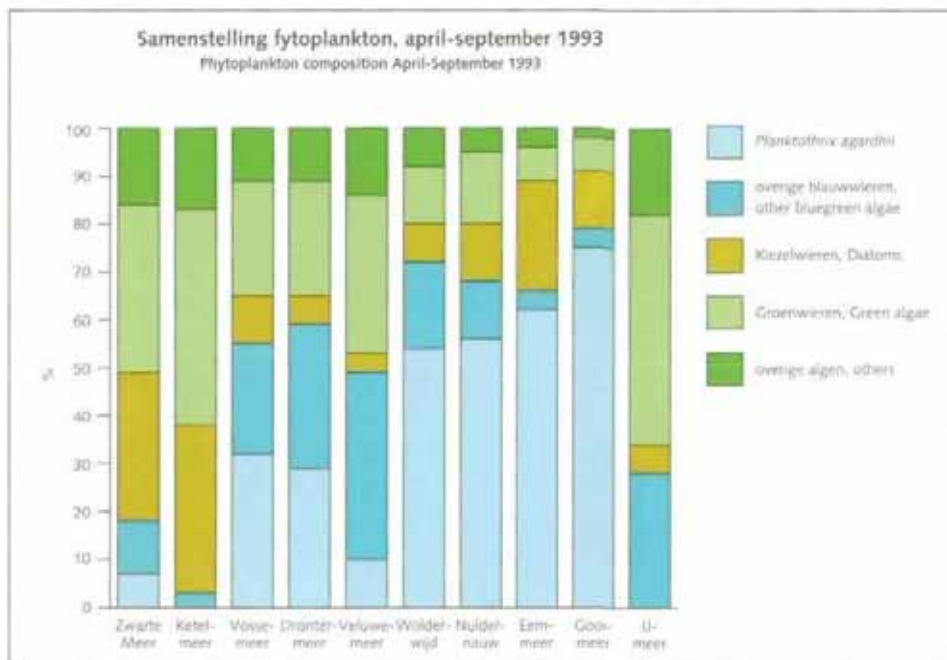
In het Drontermeer en Veluwe-meer was de dominantie van *Planktothrix agardhii* in 1993



Foto 4
Het blauwwier *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *agardhii* domineerde het fytoplankton in de randmeren op het hoogtepunt van de eutrofiëringproblematiek, maar is de afgelopen tien jaar teruggedrongen door vermindering van de fosfaatbelasting en doorspoeling. *Planktothrix* is minder gevoelig voor vrot dan andere algen, maar kortere filamenten kunnen ten prooi vallen aan zoöplankton, in dit geval een planktivore flagellaat.
The bluegreen alga *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *agardhii* dominated phytoplankton in the borderlakes during the height of the eutrophication process, but declined during the eighties as a result of decreasing phosphorous levels and flushing of the lakes. *Planktothrix* is less sensitive to grazing than many other algae, but shorter filaments may be taken by zooplankton, in this case by a planktivorous flagellate.

Tabel 4
Vergelijking van zomergemiddelde waterkwaliteitsparameters en samenstelling van fytoplankton tussen de randmeren voor het peiljaar 1993.
Mean summer value of waterquality parameters and phytoplankton composition in the borderlakes in 1993.

parameter	Zwarte Meer	Ketelmeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Nuldernauw	Eemmeer	Gooimeer	Umeer	AMK-norm
P-totaal (mg/l)	0.24	0.23		0.13	0.09	0.09	0.13	0.56	0.24		0.15
N-totaal (mg/l)	4.9	4.1		2.2	2.0	1.8	2.0	4.0	2.6		2.2
N-tot/P-tot (mg)	20.6	18.1		15.3	22.6	20.0	15.4	7.1	13.3		
DRP (PO ₄ -P, mg/l)	0.044	0.088		0.010	0.009	0.005		0.211	0.080		
NH ₄ -N (mg/l)	0.21	0.09		0.05	0.05	0.03		0.11	0.05		
NO ₂ /NO ₃ -N (mg/l)	2.78	3.19		0.21	0.34	0.09		0.86	0.59		
DIN/DRP (mg)	724.5	38.7		380.7	49.8	26.3		4.4	232.6		
Chlorofyl-a (mg/l)	85	31		68	44	48	74	176	84		100
Doorzicht Transparency (dm)	3.6	5.3		3.7	3.5	3.8	3.1	1.9	4.1		4.0
Dominante taxa:											
<i>Planktothrix agardhii</i> (ind/ml)	650	40	10500	6700	5100	23400	+	20200	2800		
<i>Diatoma tenuis</i>			+	+	+	+	+	+	+		
<i>Aphanocapsa</i> spp.			+	+	+	+					
<i>Cyanodictyon</i> spp.			+	+	+						
<i>Aphanizomenon</i> spp.										+	
<i>Scenedesmus</i> spp.	+									+	
<i>Stephanodiscus</i> spp.	+	+									
<i>Skeletonema subsalsum</i>	+	+									



Figuur 11
Samenstelling van het fytoplankton in de randmeren in het zomerhalfjaar van 1993 (aantalpercentages). Het Zwarte Meer en Ketelmeer vallen op door hun lage percentage blauwwieren en het grote aandeel van kiezelwieren; kenmerken die karakteristiek zijn voor rivierplankton.

Phytoplankton composition in summer 1993. Lake Zwarte Meer and Lake Ketelmeer show low percentages of bluegreen algae and a high proportion of diatoms; characteristics shared with the phytoplankton of the Rivers Rhine and IJssel.

veel minder sterk dan in het Wolderwijd/ Nuldernauw, ofschoon er tussen Veluwemeer en Wolderwijd op het eerste gezicht vrijwel geen verschil is in de zomergemiddelde waarden van

de gehalten N_{totaal}-P_{totaal} en chlorofyl-a (tabel 4). Wel was het nitraatgehalte in het Wolderwijd aanmerkelijk lager dan in het Veluwemeer en Drontermeer, waardoor ook de verhouding

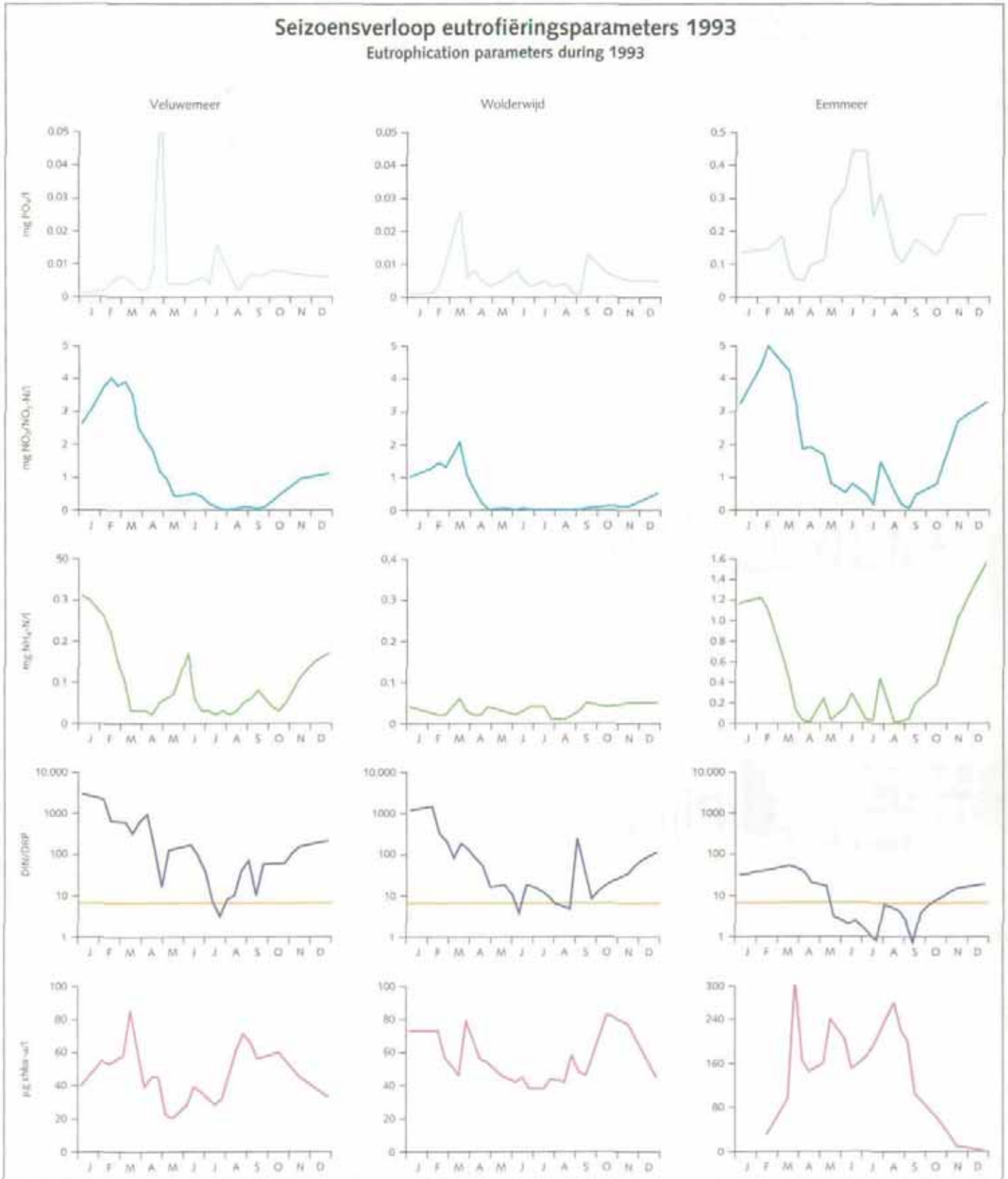
DIN/DRP, de verhouding tussen opgelost anorganisch stikstof en opgelost reactief fosfaat (op gewichtsbasis), lager was (figuur 12). Omdat deze verhouding in 1993 vrijwel steeds groter was dan 7, de voor algen ideale verhouding, is het optreden van stikstofgelimiteerde groei niet waarschijnlijk. Het DRP-gehalte daalde alleen in het Wolderwijd onder de detectielimiet, in januari en eind augustus/begin september, maar dit hoeft niet te betekenen dat sprake was van fosfaatbeperking. Wel werden de voedingsstoffen N en P in het Wolderwijd in 1993 verder uitgeput dan in het Veluwemeer. Dit is toe te schrijven aan de invloed van *P. agardhii*, die onder lichtbeperking beter dan andere algen in staat is om zijn groei in stand te houden (Berger 1987). Bij de gemeten doorzichten van 3 à 3,5 dm ligt het optreden van lichtbeperkte fytoplanktongroei in de Veluwerandmeren voor de hand. Het doorzicht wordt echter gemeten in de geul en tegenwoordig kan de zichtdiepte elders in de randmeren aanmerkelijk hoger zijn, met name boven kranswiervelden.

Veluwemeer en Drontermeer

Relatief abundant in Veluwemeer en Drontermeer is de blauwwieresoort *Cyanodictyon imperfectum*,

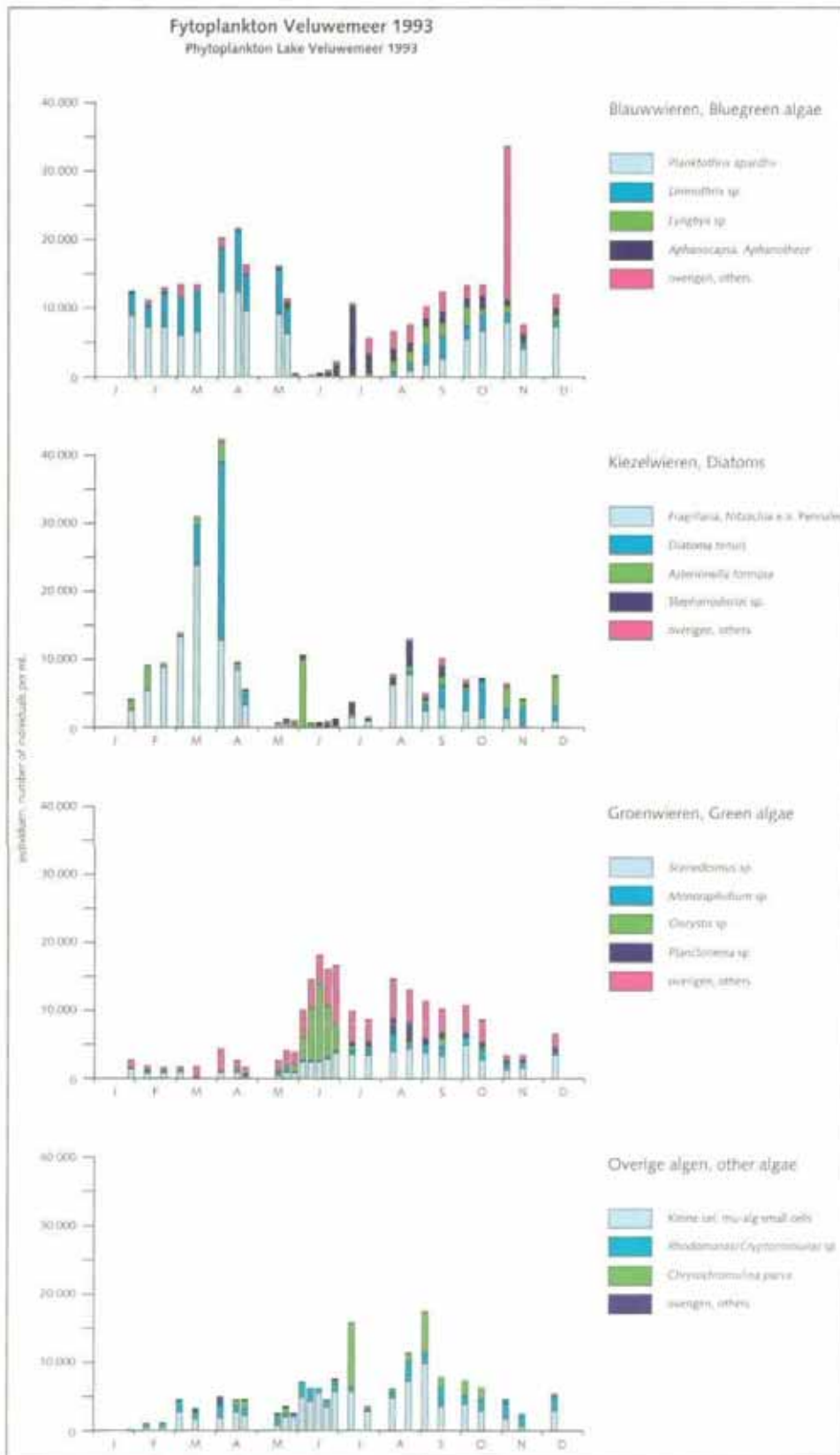
Seizoensverloop eutrofiëringsparameters 1993

Eutrophication parameters during 1993



Figuur 12

Gehalte van opgeloste voedingsstoffen, de verhouding DIN/DRP en het chlorofyll-*a* gehalte in enkele randmeren gedurende 1993. DIN/DRP geeft de verhouding op gewichtsbasis tussen de hoeveelheid opgeloste stikstof ($\text{DIN}=\text{NO}_2/\text{NO}_3+\text{NH}_4$) en opgelost reactief fosfaat ($\text{DRP}=\text{PO}_4\text{-P}$). In het algemeen bedraagt de ideale verhouding voor algen ca. 7. Concentration of dissolved nutrients, ratio of dissolved nitrogen and dissolved reactive phosphorus and chlorophyll-*a* content in three borderlakes, 1993. DIN/DRP represents the ratio of dissolved nitrogen ($\text{DIN}=\text{NO}_2/\text{NO}_3+\text{NH}_4$) and dissolved reactive phosphorus ($\text{DRP}=\text{PO}_4\text{-P}$). The ratio ideal to phytoplankton is 7.



Figuur 13
De soortensamenstelling van fytoplankton in het Veluwemeer in 1993. Begrazing door zoöplankton in april en mei heeft waarschijnlijk bijgedragen aan de afname van blauwwieren en kiezelwieren en de toename van *Asterionella* en *Oocystis*. Deze algen worden minder effectief begraasd.

Species composition of phytoplankton in Lake Veluwemeer, 1993. Grazing by zooplankton in April and May has probably contributed to the decrease of bluegreen algae and diatoms and the increase of *Asterionella* and *Oocystis*. Both of these species are generally not grazed very efficiently.

In lagere dichtheden is deze soort in 1993 en 1994 ook elders in de randmeren vastgesteld. *C. imperfectum* behoort momenteel tot de meest talrijke blauwwieren in de rijkswateren.

Het fytoplankton in het Veluwemeer toonde in 1993 een duidelijke successie (figuur 13).

Draadvormige blauwwieren, *P. agardhii* en *Limnothrix* spp., domineerden in de wintermaanden, maar werden in maart en april voorbijgestreefd door een aantal snelgroeiende kiezelwiersoorten, waaronder *Diatoma tenuis* en *Fragilaria ulna* var. *acus*. In april kwam deze voorjaarsbloei abrupt tot een einde, door siliciumgebrek of de stijging van de watertemperatuur, in combinatie met begrazing door copepoden. Aanvankelijk bleef de dichtheid van blauwwieren vrijwel gelijk, maar na half mei waren ook deze algen plotseling afwezig. Op 18 mei werd een hoge dichtheid gevonden van de waterlooien *Bosmina* en *Daphnia*, hoger dan in voorgaande jaren (hoofdstuk 5), wat zou kunnen betekenen dat de blauwwieren verdwenen door begrazing. De toename van het ammoniumgehalte in de periode half april tot eind mei is een aanwijzing voor het optreden van begrazing (figuur 12). Na het verdwijnen van deze blauwwieren ontwikkelde zich een kortstondige bloei van het kiezelwier *Asterionella formosa* en van het groenwier *Oocystis*. Beide soorten worden minder effectief begraasd door waterlooien (Knisely & Geller 1986, Sterner 1989). In de zomermaanden was een soortenrijke fytoplanktongemeenschap aanwezig met een min of meer gelijke vertegenwoordiging van de groepen blauwwieren, kiezelwieren, groenwieren en overige algen. Pas vanaf eind augustus nam de dichtheid van *P. agardhii* weer langzaam toe (figuur 13).

Wolderwijd

In het Wolderwijd (figuur 14) was in 1993 juist geen sprake van een onderbreking van de blauwwierdominantie in mei-juni. Dat was wel het geval in 1991, 1992 en 1994. Behalve tijdens de diatomeebloei in maart-april, was *P. agardhii* hier in 1993 het gehele jaar de dominante algensoort. Het aantal *P. agardhii*-draden per ml in het Wolderwijd was meestal twee- tot driemaal hoger dan in het Veluwemeer. De voorjaarspiek

van kiezelwieren was in beide meren wel even hoog en eindigde op hetzelfde moment. Na deze diatomeebloei ontwikkelde de *P. agardhii*-populatie zich tot een maximale dichtheid van 32.000 individuen per ml en er zijn geen aanwijzingen voor het optreden van een significante graasdruk in mei. Toch was het aantal *Daphnia*'s onder het zoöplankton even hoog als in het Veluwemeer. Alleen het aantal *Bosmina*'s was in het Wolderwijd een factor 10 lager (hoofdstuk 5). De soortenrijkdom van het fytoplankton in de zomer was vergelijkbaar met die in het Veluwemeer, maar door de voortdurende dominantie van *P. agardhii* was de diversiteit lager.

Chrysochromulina

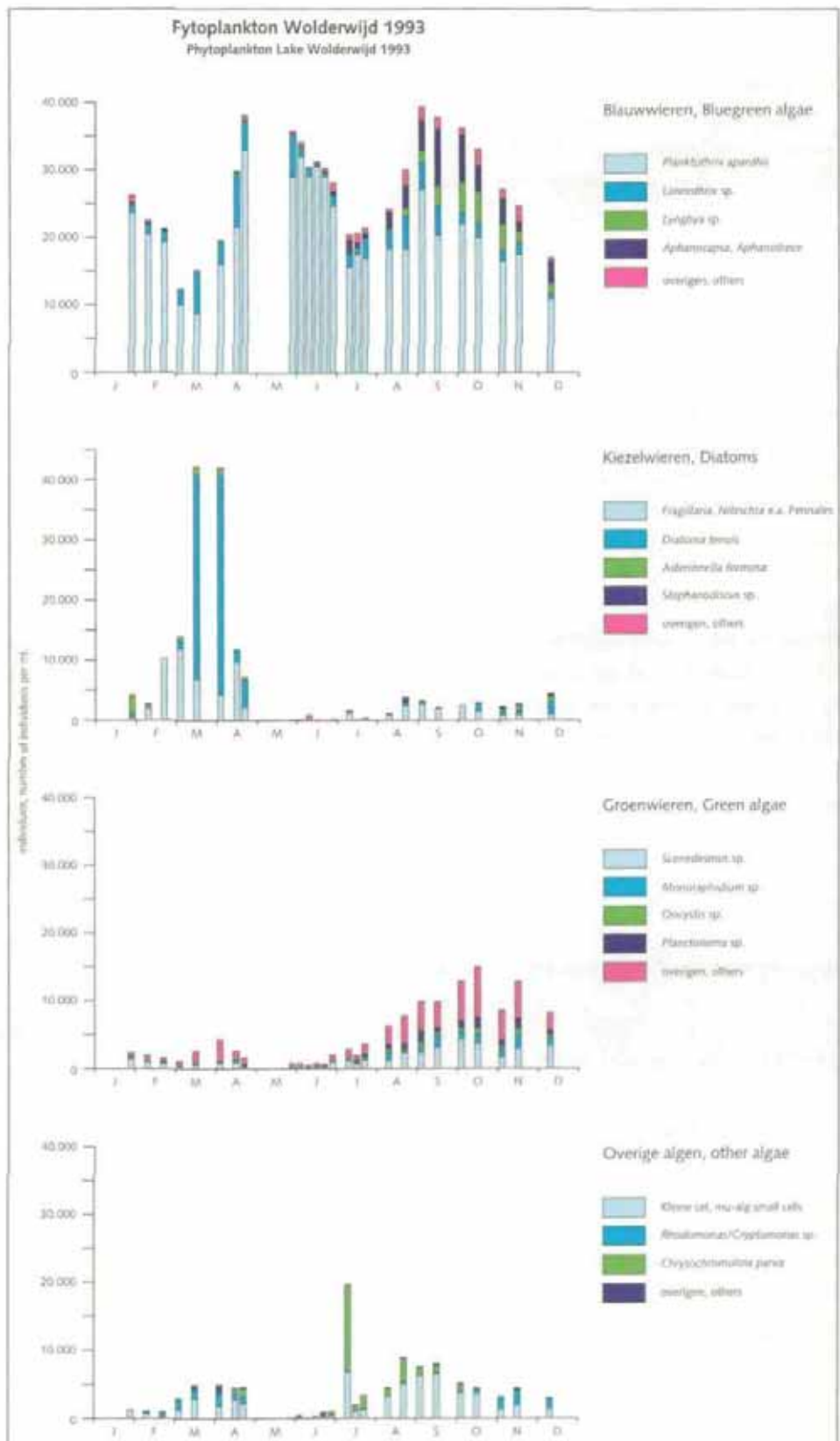
In beide meren trad nu en dan een hoge dichtheid op van de flagellaat *Chrysochromulina parva*. *C. parva* kan snel groeien. Bij plotselinge verbeteringen in het lichtklimaat of het nutriënten-aanbod (bijvoorbeeld na sterfte van andere algen) kan deze soort in korte tijd een hoge dichtheid ontwikkelen (Parke *et al.* 1962, Ito 1989).

Zuidelijke randmeren

Het Eemmeer/Nijkerkernauw en het Gooimeer verschillen van de Veluwerandmeren door de gemiddeld kortere verblijftijd van het water, de hogere nutriëntenbelasting, beide door de invloed van de rivier de Eem, en de grotere gemiddelde diepte.

Eemmeer

Het Eemmeer werd in 1993 gekenmerkt door hoge gehalten aan stikstof en fosfaat en een hoog zomergemiddeld chlorofyl-*a*-gehalte. Ook het percentage *Planktothrix agardhii* was hoog, maar de absolute dichtheid van deze soort was gemiddeld lager dan in het Wolderwijd (tabel 4, figuur 11). Ondanks het hogere chlorofyl-*a*-gehalte was dus ook de totale algendichtheid in het Eemmeer lager dan in het Wolderwijd. Evenals in de Veluwerandmeren trad er in het Eemmeer in april een omvangrijke voorjaarsbloei op met *Diatoma tenuis* en andere diatomeeën, met een overeenkomstige piekdichtheid van ca. 40.000 cellen per ml (figuur 15). Net als in het Wolderwijd nam de dichtheid van *P. agardhii* toe na het verdwijnen van deze bloei. In de maanden mei-



Figuur 14

De soortensamenstelling van fytoplankton in het Wolderwijd in 1993. De dichtheid van de blauwwieren bleef in 1993 de hele zomer hoog. De dichtheden van de waterlo *Bosmina* waren veel lager dan in het Veluwemeer en er is geen aanwijzing voor significante graasdruk op de blauwwieren in mei.

Species composition of phytoplankton in Lake Wolderwijd, 1993. The density of bluegreen algae remained relatively high during summer. Densities of the zooplankter *Bosmina* were much lower than in Lake Veluwemeer and there does not seem to have been a significant grazing pressure in May.

juli was *P. agardhii* bijna de enige soort in het fytoplankton en de dichtheid van groter zoöplankton bleef relatief laag (hoofdstuk 5). Opmerkelijk in deze periode was een sterke accumulatie van opgelost reactief fosfaat (DRP) (figuur 12). Samen met de lage verhouding DIN/DRP, gemiddeld slechts 2.6 op gewichtsbasis, is het aannemelijk dat de fytoplanktongroei 's zomers in het Eemmeer potentieel beperkt wordt door de beschikbaarheid van stikstof, naast de beschikbaarheid van licht. Opvallend in de zomermaanden was de abundantie van centrale diatomeeën uit de geslachten *Stephanodiscus* en *Skeletonema*. Vermoedelijk worden deze aangevoerd door de rivier de Eems.

Gooimeer

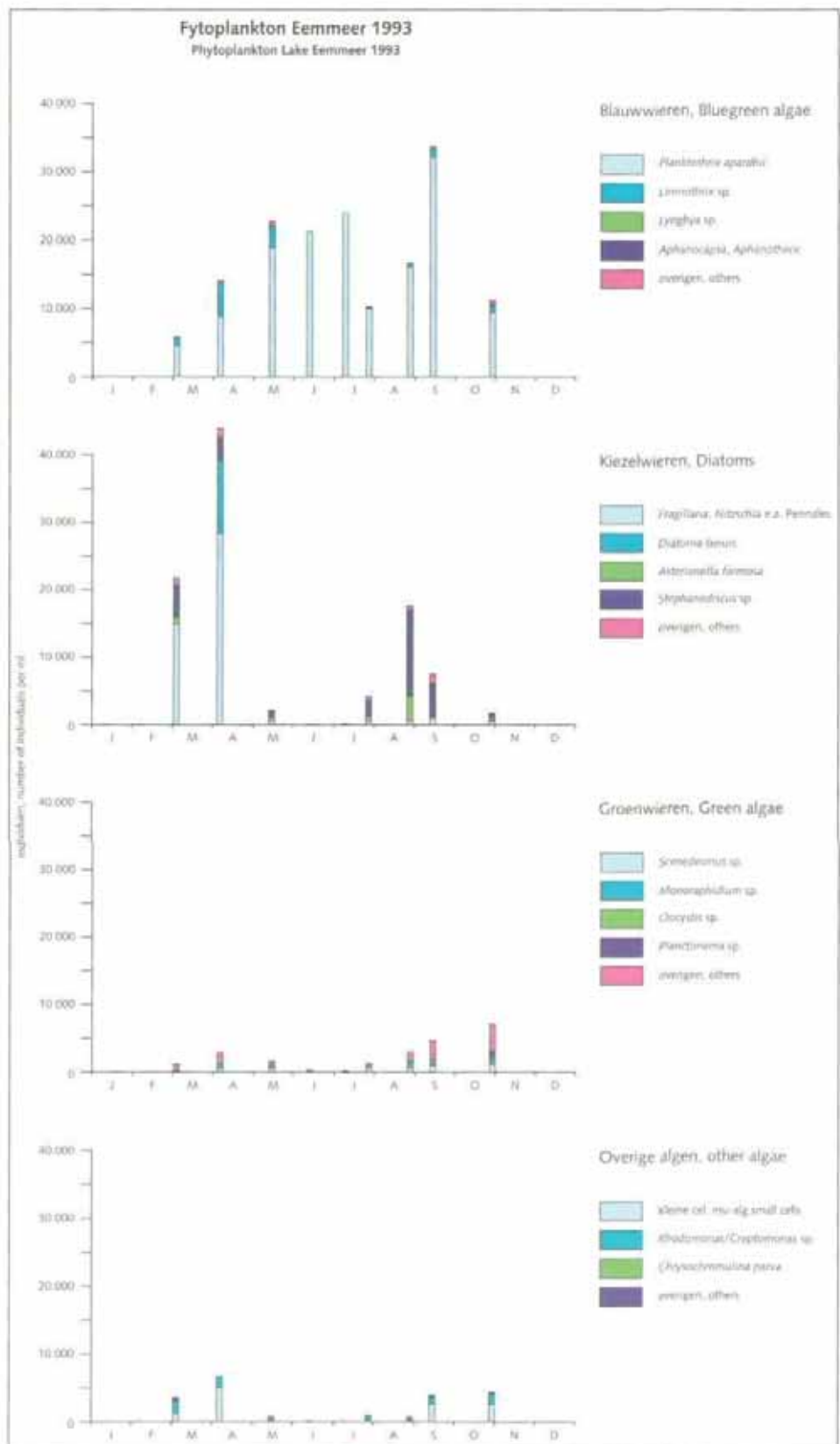
Het Gooimeer kende in 1993 een nog hoger percentage blauwwieren dan het Eemmeer, maar de feitelijke dichtheid van *P. agardhii* was aanzienlijk lager (tabel 4). Ook het zomergemiddelde chlorofyl-*a*-gehalte was slechts de helft van dat in het Eemmeer. Met een gemiddelde diepte van 3.6 m is het Gooimeer zo'n 2 m dieper dan de andere randmeren. Hierdoor vormt dit meer geen optimaal habitat voor *P. agardhii*. Naast deze soort wordt in het Gooimeer relatief veel *Aphanizomenon flos-aquae* gevonden, een blauwwier dat door zijn beter ontwikkelde vermogen tot opwaartse migratie wel gedijt in diepere meren.

Historische ontwikkeling

Planktothrix en Aphanizomenon

De blauwwieren *Planktothrix* en *Aphanizomenon* hebben een verschillende invloed op de waterkwaliteit: de eerste zorgt voor troebelheid, de tweede kan drijfvlagen vormen (tabel 5). Beide zijn in staat tot de productie van toxines (Skulberg *et al.* 1994).

In de jaren '70 werd *Aphanizomenon* af en toe aangetroffen in de randmeren (PER 1982, Berger 1987). Op jaarbasis is deze soort vermoedelijk toch altijd in de schaduw blijven staan van *P. agardhii*. Voor 1974 geeft Berger (1987) een percentage *Aphanizomenon* van maximaal 25-34 % tijdens een korte periode in mei in het Dronter-



Figuur 15

De soortensamenstelling van fytoplankton in het Eemmeer in 1993. Net als in het Wolderwijd nam de dichtheid van de blauwwieren toe na de voorjaarsbloeit van de kiezelwieren. Ook hier heeft begrazing de dominantie van blauwalgen in de zomer niet kunnen doorbreken.

Species composition of phytoplankton in Lake Eemmeer, 1993. Like in Lake Wolderwijd, the density of bluegreen algae increased after the spring bloom of diatoms. During summer, zooplankton grazing could not break the dominance of bluegreen algae.

	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
Optimale diepte		
Optimum depth	<2.5 m	2 m
z_{eu} / z_m^1	0.2-0.3	0.5-3.5
Lichtbehoefte	laag	hoog
Need for light	low	high
Overwintering	plankton	bodem
Wintering in	plankton	bottom
Stikstoffixatie		
Atm. nitrogen fixation	-	+
Drijfslagen		
Layers of floating algae	-	+
Kolonievorming		
Colonies	-	+
Troebelheid		
Causing turbidity	+	-

¹ De verhouding tussen de diepte van de eufotische zone (de zone waarin fytoplanktonproductie kan plaatsvinden) en de mengdiepte; bron: Reynolds & Walsby 1975.
Ratio of depth of euphotic zone and mixing depth.

meer en het Veluwemeer. In het Wolderwijd, het Gooimeer en het Eemmeer was het aandeel op dat moment veel lager en buiten de voorjaarsmaanden bedroeg de abundantie van deze soort hier slechts 0-5 %.

In 1975 startte het RIZA de monitoring van de dichtheid en soortensamenstelling van het fytoplankton in de randmeren. In de eerste jaren van dit onderzoek zijn van vrijwel alle randmeren gegevens verzameld, met een frequentie van omstreeks eens in de twee weken. Daarna werden de routinematige analyses tot 1992 beperkt tot de monsters uit het Veluwemeer en het Wolderwijd. Bij deze analyses is geen consistent onderscheid gemaakt tussen de blauwiersoorten *P. agardhii* en *Aphanizomenon flos-aquae*, zodat een deel van de historische waarnemingen van *P. agardhii* betrekking kan hebben op *A. flos-aquae*. Op het beeld van de ontwikkeling in de soorten-samenstelling heeft het samenneemen van beide soorten echter geen grote invloed. Met het oog op hun verschillende levenswijze en milieuvorkeur (tabel 5) kan het maken van onderscheid tussen beide soorten in een monitoringprogramma wel zinvol zijn.

Figuur 16 toont dat de dichtheid van *P. agardhii* (inclusief *Aphanizomenon*) in alle randmeren is gedaald, met uitzondering van het Eemmeer. Toegenomen is de dichtheid van andere blauwiersoorten uit de geslachten *Aphanocap-*

sa, *Aphanothece*, *Merismopedia*, *Cyanodictyon*, *Woronichinia*, *Limnothrix* en *Planktolyngbya*. Deze ontwikkeling is gepaard gegaan met een daling van de gehalten van fosfaat, stikstof en chlorofyl-*a* en een toename van het doorzicht (zie figuur 8, hfdst. 3).

Voor de Veluwerandmeren, waarover de meeste informatie beschikbaar is, wordt deze ontwikkeling hieronder besproken. Aan het einde van deze paragraaf wordt kort aandacht besteed aan het Eem- en Gooimeer, omdat de ontwikkelingen hier wat afwijken van die in de overige randmeren.

Veluwerandmeren

De hoeveelheid plankton in het Veluwemeer was in de jaren 1957-65 gering en het water was zo helder dat de bodem gezien kon worden, bij waterdiepten van 0.5-1.5 m (Leentvaar 1961, Hosper *et al.* 1986). Alleen in de nabijheid van recreatiestranden of de uitmonding van verontreinigde beken kon een opbloei van plankton aanwezig zijn. De planktongemeenschap was karakteristiek voor een zwak eutroof milieu waarin ondergedoken waterplanten zich rijk konden ontwikkelen. Vermoedelijk speelden epifytische en bentische algen in het zomerhalfjaar een belangrijker rol dan planktische. In het Veluwemeer was op waterplanten het blauwwier *Gloetrichia natans* talrijk, een soort van matig eutrofe, schone wateren (Whitton 1973), die

Tabel 5

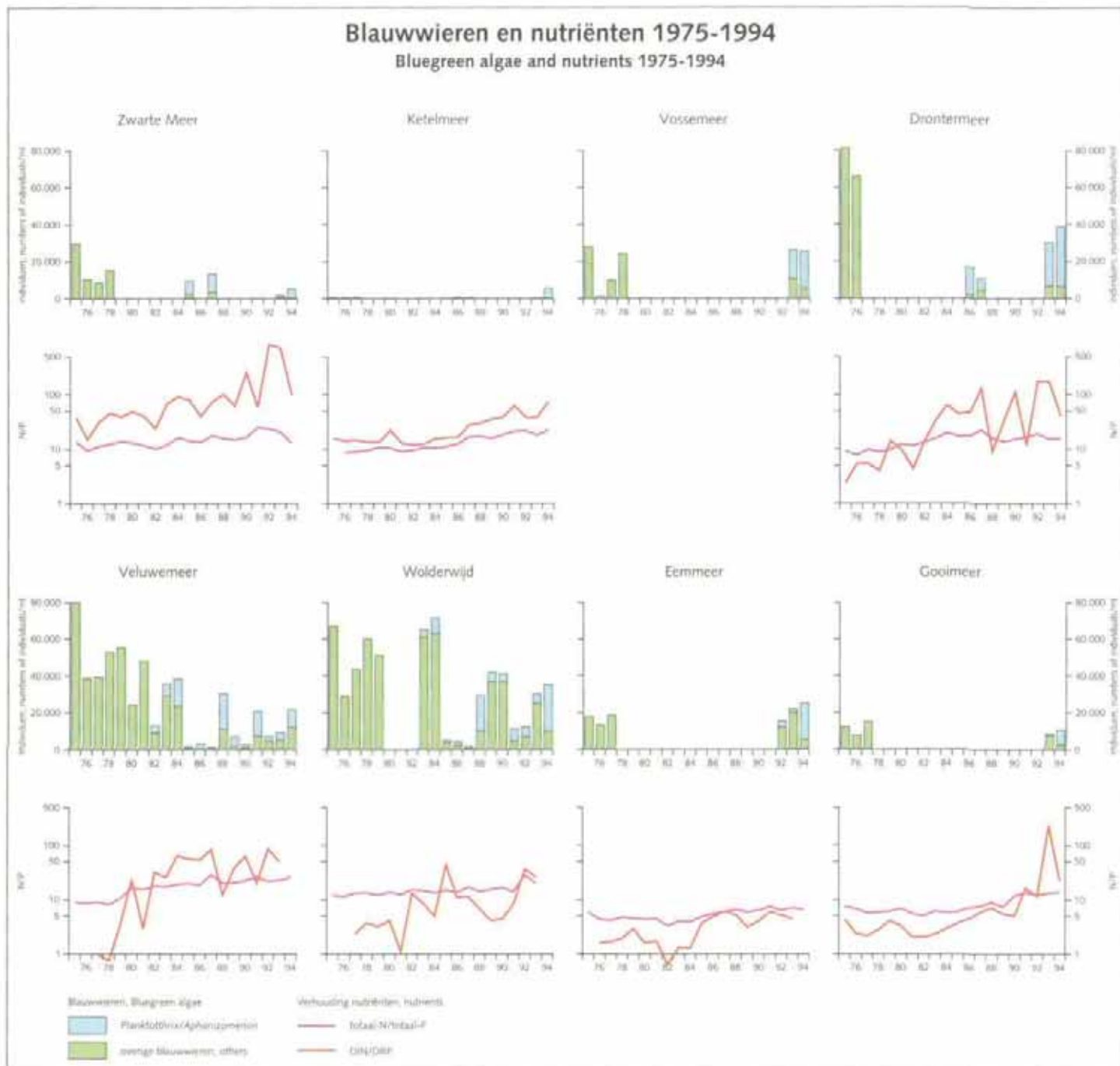
Enkele verschillen tussen de blauwieren *Planktothrix agardhii* en *Aphanizomenon flos-aquae*.
Differences between *Planktothrix agardhii* and *Aphanizomenon flos-aquae*.

overigens in de laatste jaren weer in het Veluwemeer is gevonden. In het door de invloed van IJsselwater meer verontreinigde Drontermeer waren de waterplanten overdekt met een bruine aangroei van diatomeeën (Leentvaar 1961). Vanaf 1965 nam de ontwikkeling van waterplanten in het Drontermeer en Veluwemeer snel toe door een toenemende aanvoer van nutriënten. Omstreeks 1970 echter nam de groei van waterplanten plotseling af (Berger 1987) en nam de troebelheid toe. Het fytoplankton bestond in augustus-december 1970 nog voornamelijk uit groenwieren. Vanaf maart 1971 nam de dichtheid van het blauwwier *Planktothrix agardhii* in het Veluwemeer toe en in een tijdsbestek van slechts vier maanden ontwikkelde deze soort zich van een onbeduidende populatie tot één met een allesoverheersende dichtheid (Berger 1975). Het zomergemiddelde doorzicht in het Veluwemeer daalde in de periode 1969-72 van 4.5 tot 2.5 dm en het totaal-fosfaatgehalte nam toe van 0.2 tot 0.5 mg/l (figuur 8, hfdst. 3). Ook in het Drontermeer overheerste *P. agardhii* vanaf juli 1971, maar in het Wolderwijd was al eerder sprake van dominantie van deze soort (Berger 1975) en een zichtdiepte kleiner dan 4 dm (figuur 8, hfdst. 3). Het Drontermeer werd in deze tijd verontreinigd door IJsselwater en polderuitslag van het oude land, het Veluwemeer door het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie te Harderwijk en een aantal Veluwse beken en het Wolderwijd door afvalwater uit de intensieve veehouderij (Berger 1975). Het Wolderwijd kende een lagere nutriëntenbelasting dan het Veluwemeer en een hiermee corresponderend lager zomergemiddeld gehalte aan totaal-fosfaat en totaal-stikstof (figuur 8, hfdst. 3). Ook het chlorofyl-*a*-gehalte, dat met ingang

Meer	Cell/filament
Vossemeer	62
Drontermeer	63
Veluwemeer	56
Nuldernaauw	47
Gooimeer	68

Tabel 6

Gemiddeld aantal cellen per filament van *Planktothrix agardhii*, in het zomerhalfjaar van 1994 (4 tot 5 monsters).
Bron: Joosten 1995.
Mean number of cells per filament of *Planktothrix agardhii*, summer 1994.

**Figuur 16**

Zomergemiddelde van de dichtheid van twee groepen blauwwieren en de verhouding tussen stikstof en fosfor in het oppervlaktewater. In het Eemmeer, waar de DIN/DRP-ratio in het algemeen lager is dan 7, is in de zomer naast beperking van de algengroei door gebrek aan licht waarschijnlijk ook sprake van stikstoffinitiatie.

Mean summer value of density of two categories of bluegreen algae and of the ratio of nitrogen and phosphorus in the borderlakes. In Lake Eemmeer, where the DIN/DRP-ratio is usually below 7, phytoplankton growth is probably limited not only by light conditions but also by nitrogen shortage.

van 1975 routinematig werd gemeten als maat voor de biomassa van het fytoplankton, was in het Wolderwijd tot 1979 lager dan in het Veluwemeer (figuur 8, hfdst. 3).

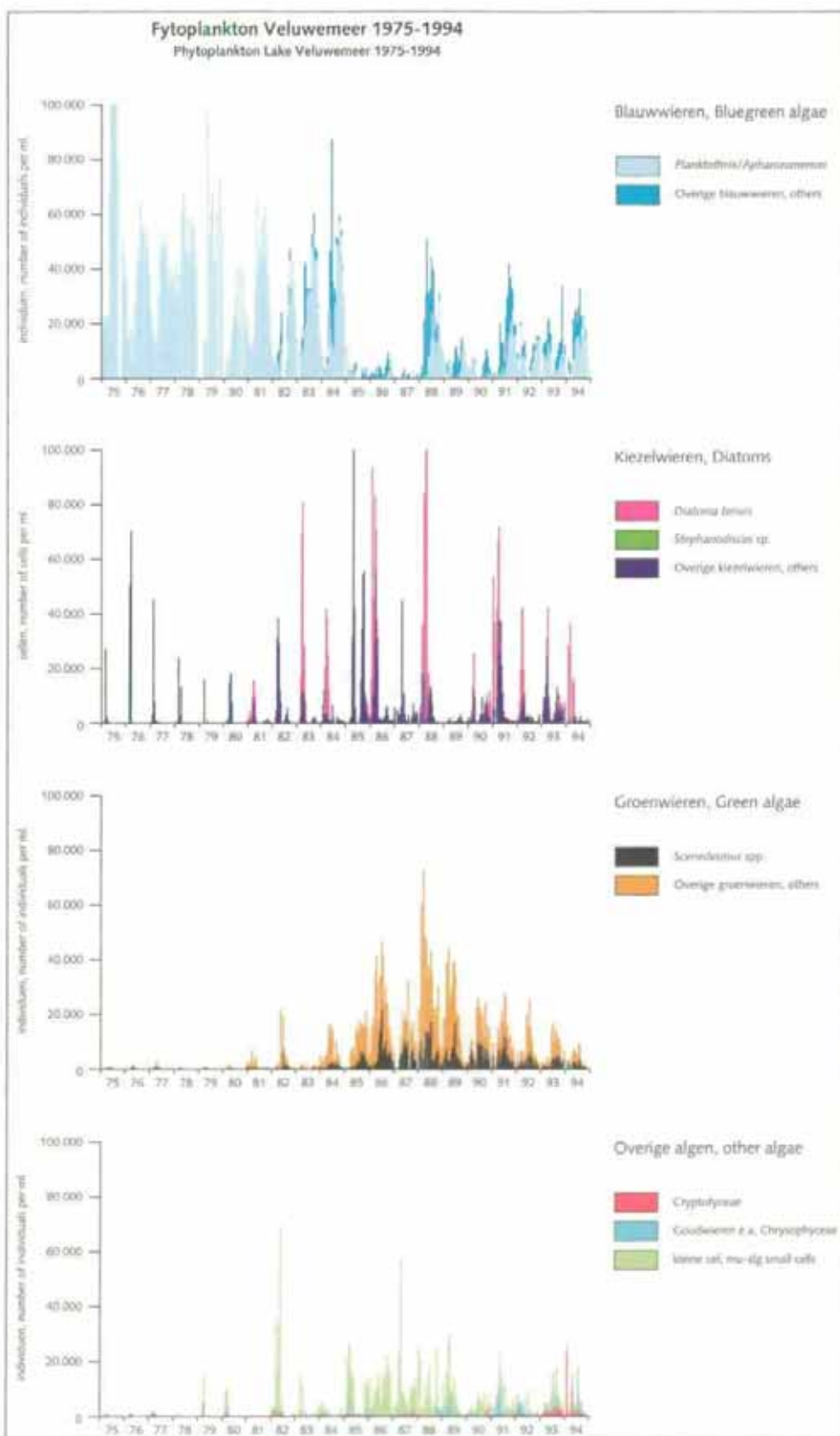
Beheerseffecten

Door het defosfateren van de rwz Harderwijk vanaf 1979 werd de fosfaatbelasting op het Veluwemeer met 60 % verminderd en in combinatie met het doorspoelen van het meer met fosfaatarm polderwater in de winter, daalden in het Veluwemeer de nutriëntengehalten sterk van

1979 op 1980 (Hosper *et al.* 1986; figuur 8, hfdst. 3). Vanaf dat moment daalde ook het chlorofyl-*a*-gehalte en nam het doorzicht toe. Het Drontermeer, dat in open verbinding staat met het Veluwemeer, volgde in deze ontwikkeling. Met de doorspoeling in het winterhalfjaar werd ook beoogd om de populatie van *P. agardhii*

uit te spoelen; het effect komt tot uiting in de lagere dichtheden van deze soort in januari-maart, vanaf 1979 (figuur 17). Hierdoor ontstonden er mogelijkheden voor de ontwikkeling van omvangrijke voorjaarsbloeiën van pennate kiezelwieren (*Nitzschia acicularis*, *Diatoma tenuis* en *Fragilaria ulna* var. *acus*), die in de plaats kwamen van de kortstondiger bloeiën van de centrale diatomee *Stephanodiscus hantzschii*, een soort die indicatief is voor antropogene eutrofiering (Digerfeldt in Klee & Steinberg 1987). In de zomermaanden ontstonden geleidelijk hogere dichtheden groenwieren (*Actinastrum*, *Oocystis*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*) en nam ook de diversiteit onder de blauwwieren toe (*Planktothrix*, *Woronichinia*). In 1982 werd de dominantie van *P. agardhii* ook in de zomer korte tijd doorbroken, maar na mei 1985 verdween *P. agardhii* voor langere tijd vrijwel geheel uit de monsters van het Veluwemeer (zie ook (Hosper *et al.* 1986). Deze afwezigheid voor langere tijd zou het gevolg kunnen zijn geweest van de zomerdoorspoeling die in juli 1985 een aanvang nam en de opeenvolging van twee strenge winters met langdurige ijsbedekking tot in februari. De oorzaak van de plotselinge afname in mei is evenals in 1993 niet met zekerheid aan te geven. In een volgende paragraaf van dit hoofdstuk worden enkele mogelijke verklaringen gegeven. Pas in de zomer van 1988 keerde *P. agardhii* weer terug als dominerende soort, maar de dichtheden van vóór 1985 zijn tot op heden bij lange na niet meer gevonden. Sinds 1988 verschilt de ontwikkeling van *P. agardhii* in het Veluwemeer soms aanzienlijk van jaar tot jaar. In sommige jaren (1989, 1990, 1992, 1993) verdwijnt de soort na april/juni om in de loop van augustus-december weer geleidelijk toe te nemen. In de tusseliggende jaren is *P. agardhii* in het voorjaar vrijwel afwezig om vanaf juni/juli te domineren. De voortschrijdende daling van het totaal-fosfaatgehalte is vanaf 1988 ook gepaard gegaan met een afname van de dichtheid van groenwieren en een afname van de hoogte van de voorjaarspiek van kiezelwieren.

Het Wolderwijd werd rond 1982 versterkt doorgespoeld (figuur 9, hfdst. 3), wat ook hier gepaard ging met een afname van de gehalten



Figuur 17

Ontwikkeling van de soortensamenstelling van fytoplankton in het Veluwemeer, 1975-94. Door de maatregelen tegen eutrofiering en de effecten van enkele strenge winters (1985, 1986) werd de dominantie van *Planktothrix* in 1985 definitief doorbroken. Andere categorieën algen profiteerden daarvan, maar namen weer in dichtheid af naarmate de fosfaatgehalten verder daalden.

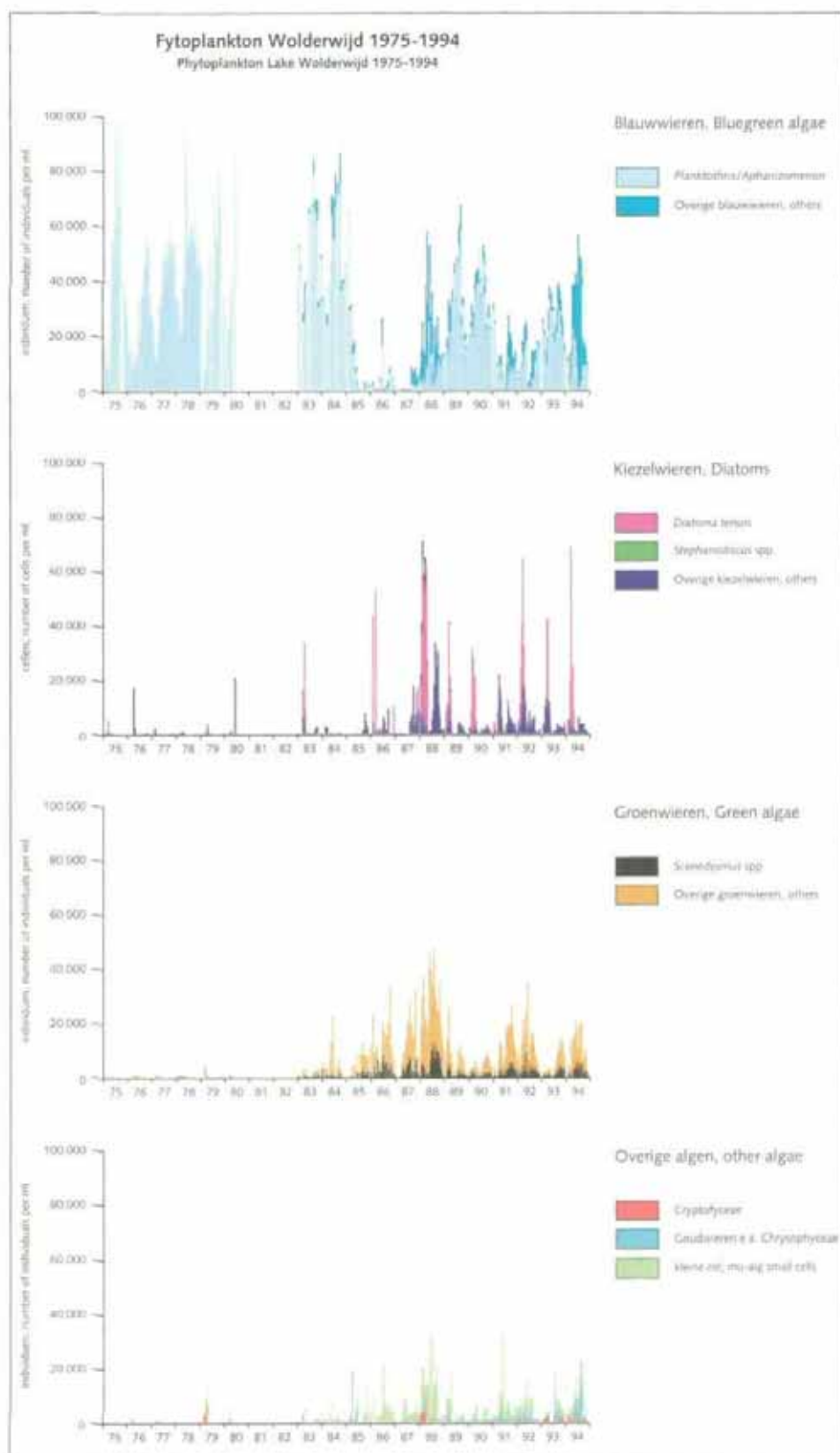
Development of species composition of phytoplankton in Lake Veluwemeer, 1975-94. As a result of measures taken against eutrophication, the dominance of *Planktothrix* was finally broken in 1985. Other categories of algae benefited, but their densities decreased again when phosphate levels continued dropping.

stikstof, fosfaat en chlorofyl-*a* en een toename van het doorzicht (figuur 8, hfdst. 3). Een reductie van de dichtheid van *P. agardhii* ten opzichte van de jaren '70 bleef echter uit. Wel nam de dichtheid van kiezelwieren, groenwieren en andere blauwwieren na 1982 wat toe. Door zijn ruimtelijke opbouw heeft het Wolderwijd altijd betere mogelijkheden geboden dan het Veluwemeer, voor de overwintering en ontwikkeling van *P. agardhii* (Berger 1987). Ook in het Wolderwijd verdween *P. agardhii* echter na het voorjaar van 1985 voor enige tijd op de achtergrond. In 1989 en 1990 was de soort weer volop aanwezig (figuur 18), ofschoon de zomergemiddelde dichtheid nu wel wat lager was dan vóór 1985 (figuur 16). Een sterke reductie van de dichtheid trad op na de afvissing in de winter van 1990/91. In de daarop volgende jaren vertoonde de populatiedichtheid van *P. agardhii* eenzelfde periodiciteit als in het Veluwemeer, maar niet synchroon. Evenals in het Veluwemeer lijkt er een driejarige cyclus op te treden: De reeks van jaren 1991, 1992 en 1994 met *P. agardhii*-arme zomers, werden onderbroken door een *P. agardhii*-rijke zomer in 1993.

Zuidelijke randmeren

Eemmeer

Evenals in het Wolderwijd was in het Eemmeer al vóór 1970 sprake van dominantie van *P. agardhii*. Dit meer werd in deze tijd vooral verontreinigd door ongezuiverd huishoudelijk afvalwater (Berger 1975). Ondanks het zeer hoge totaal-fosfaatgehalte bleven het zomergemiddelde chlorofyl-*a*-gehalte en de dichtheid van *P. agardhii* in het Eemmeer echter aan de lage kant. Dit komt omdat *P. agardhii* hier nooit zo'n grote populatiedichtheid heeft kunnen opbouwen, door uitspoeling in de wintermaanden en het vroege voorjaar, bij hoge afvoeren van de rivier de Eems. Door de invloed van deze rivier kunnen ook in de zomer nu en dan hoge dichtheden optreden van de kiezelwieren *Stephanodiscus hantzschii* en *Skeletonema subsalsum*. De laatste soort was vermoedelijk ook in september 1972 verantwoordelijk voor een bloei van "*Tribonema cf. minus*", waarbij 45-55 % van het totale aantal fytoplanktonindividuen uit



Figuur 18

Ontwikkeling van de soortensamenstelling van fytoplankton in het Wolderwijd, 1975-94 (geen gegevens over 1980-82). Ook in het Wolderwijd waren de dichtheden van *Planktothrix* laag in 1985-87, maar daarna kwam de soort sterker terug dan in het Veluwemeer. Na de afvissing in de winter 1990/91 waren de dichtheden weer sterk verlaagd. Development of species composition of phytoplankton in Lake Wolderwijd, 1975-94 (no data from 1980-82). Like in Lake Veluwemeer, densities of *Planktothrix* were low in 1985-87, but in this case the species came back almost as strong as before. After the removal of most of the fish in winter 1990/91 densities were lower again.

deze soort bestond (Berger 1987). Sinds 1984 is het totaal-fosfaatgehalte in het Eemmeer trendmatig gedaald. Gezien de lage N/P-verhouding is er echter nog steeds sprake van een overmaat en het gehalte van chlorofyl-*a* toont geen duidelijke afname. Wel was de soortensamenstelling van het fytoplankton ook hier in 1992-93 wat gevarieerder dan in 1975-77 met hogere dichtheden van kiezelwieren en groenwieren in voor- en najaar.

Gooimeer

Ook het Gooimeer was al vóór 1970 omgeslagen naar een troebel meer met een dominantie van *Planktothrix agardhii*. De dichtheid van dit blauwwier was hier tot medio 1972 zelfs nog hoger dan in het Eemmeer, met 20.000-40.000 individuen per ml en uitschieters tot 80.000 (Berger 1987). Vanaf juli 1972 was de dichtheid plotseling lager en ook in de jaren 1975-77 kwam de abundantie niet meer uit boven 25.000 individuen per ml. Volgens Berger (1987) was deze afname een gevolg van de grootschalige zandwinning. Deze nam een aanvang in de zomer van 1972 en ging gepaard met een verstoring van het lichtklimaat door slibopwerveling en een aanzienlijke verdieping. De gemiddelde diepte van het Gooimeer nam toe van 2 m in 1971 tot 3.6 m in 1980. Voor een optimale ontwikkeling van *P. agardhii* is een diepte kleiner dan 2.5 m nodig. Door deze verdieping zijn ook de chlorofyl-*a*-gehalten in de periode 1975-94 een factor twee lager dan in het Eemmeer (figuur 8, hfdst. 3)

Eigenschappen en interacties van *Planktothrix agardhii*

Biomassa en chlorofyl

In het Eemmeer doet zich nog een opvallend verschijnsel voor. Terwijl de zomer-gemiddelde chlorofyl-*a*-gehalten in het Eemmeer in 1993 bijna viermaal hoger zijn dan in het Wolderwijd, is het aantal algenindividuen per ml in het Eemmeer veel lager dan in het Wolderwijd. In beide meren leverde *P. agardhii* in 1993 de voornaamste bijdrage aan het fytoplanktonvolume. Dit opvallende verschil kan alleen worden verklaard uit een hoger chlorofyl-*a*-gehalte per

	% chlorofyl
Stikstoflimitatie <i>N-limited</i>	0.15 - 1.5
Fosfaatlimitatie <i>P-limited</i>	0.3 - 0.8
Lichtlimitatie <i>Light limited</i>	0.5 - 1.7

Tabel 7

Chlorofyl-*a*-gehalte van *Planktothrix agardhii* als % van het drooggewicht. Bron: Zevenboom *et al.* 1982.

Share of chlorophyll-*a* in dryweight of *Planktothrix agardhii*.

individu. Analyses van 1994 tonen geen groot verschil in de gemiddelde lengte van een individu tussen de randmeren (tabel 7), zodat ook het gemiddelde biovolume per individu niet sterk uiteen zal lopen.

Hosper *et al.* (1986) merkten al op dat de afname van het chlorofyl-*a*-gehalte in het Veluwemeer niet parallel liep met de afname van het totale algenvolume. Ten opzichte van de jaren vóór 1980 bleek het chlorofyl-*a*-gehalte per eenheid *P. agardhii* in de jaren daarna met 40 % te zijn afgenomen. Uit kweekexperimenten blijkt dat de hoeveelheid chlorofyl-*a* per eenheid drooggewicht onder stikstof- en lichtlimitatie hoger kan zijn dan onder fosfaatlimitatie (tabel 7).

Door verschillen in de aard van de groei-limiterende factor kan het chlorofyl-*a*-gehalte

van *P. agardhii* per eenheid biomassa dus sterk verschillen. Bij een combinatie van stikstoflimitatie en weinig licht kan dit chlorofyl-*a*-gehalte een factor 2 tot 5 hoger zijn dan onder fosfaatlimitatie (Zevenboom *et al.* 1982). In het Eemmeer, met een zomergemiddelde N/P-verhouding van 7, is stikstof relatief schaars vergeleken met de Veluwerandmeren die N/P-verhoudingen kennen van 20 en hoger (figuur 16). Vooral nog lijkt het erop dat de zomergemiddelde fytoplankton-biomassa op basis van chlorofyl-*a*, in het Eemmeer met een factor 4 à 5 wordt overschat.

Preferenties van *P. agardhii*

Wat de hydromorfologie betreft vormen de meeste randmeren een bij uitstek geschikt habitat voor *Planktothrix agardhii*. De systeemvoorwaarden voor een succesvolle ontwikkeling van deze soort zijn door Berger (1987) samengevat:

- 1) De verblijftijd van het zwevend materiaal bedraagt minstens enkele weken.
- 2) De gemiddelde diepte is kleiner dan 2.5 m.
- 3) De verhouding tussen de diepte van de eufotische zone, z_{euf} , en de gemiddelde mengdiepte, z_m , bedraagt 0.2 - 0.3.



Foto 5

Het kolonievormende blauwwier *Cyanodictyon imperfectum*, die bij oppervlakkige beschouwing lijkt op een detritusvlokje, is een talrijke soort in de randmeren.

The colony-building bluegreen alga *Cyanodictyon imperfectum*, which at first glance rather looks like a clump of detritus, is a common species in the borderlakes.

- 4) Het lichtklimaat is in de winter toereikend om in het onderhoud te kunnen voorzien.
- 5) De lichtintensiteit in maart en april moet niet te hoog zijn.
- 6) Lichtklimaat en verticale opbouw van de waterkolom moeten niet te vaak veranderen; de groei van *P. agardhii* stagneert wanneer de mengdiepte zich eens per 2 tot 7 dagen wijzigt of als het lichtklimaat verbetert.

P. agardhii heeft weinig licht nodig, maar groeit langzaam. Bij een voldoende lange verblijftijd in hypertrofe, ondiepe meren kan hij zo'n hoge dichtheid bereiken, dat andere algensoorten door lichtbeperking verdwijnen. Het is ook voorstelbaar dat de ontwikkeling van andere algen door *P. agardhii* wordt belemmerd via een reductie van de verhouding tussen stikstof en fosfaat tot suboptimale waarden ($N/P < 7$).

Nutriëntenverhouding

P. agardhii heeft relatief weinig fosfaat nodig per eenheid biomassa en is in staat om naast ammonium en nitraat, organische stikstof te benutten. Een belangrijk voordeel biedt zijn vermogen om stikstofverbindingen op te nemen en te verwerken tijdens de donkerperiode, met behulp van reservevoedsel dat overdag is opgeslagen. Hierdoor wordt stikstoflimitatie tijdens de volgende lichtperiode vermeden (Berger 1987). Door deze beide eigenschappen kan de N/P-verhouding in het oppervlaktewater tijdens dominantie van *P. agardhii* sterk afnemen, met name in de opgeloste fractie, DIN/DRP (figuur 16). De verhouding tussen N en P in het oppervlaktewater heeft een duidelijke relatie met de soortensamenstelling van het fytoplankton. De optimale N/P-verhouding voor de groei van kiezelwieren, groenwieren en goudwieren ligt tussen 14 en 27 (Kilham & Kilham 1984, Sandgren 1988). In de jaren met de sterkste dominantie van *P. agardhii* lag de verhouding N/P tussen 5 en 16 en de verhouding DIN/DRP soms nog aanzienlijk lager, < 4 (figuur 16). De toename van de soortenrijkdom in het fytoplankton, inclusief een toename van andere blauwwiersoorten, loopt parallel met een toename van de N/P-verhouding en, duidelijker nog, van de DIN/DRP-verhouding.

Een relatieve schaarste aan stikstof waarbij $N/P < 11$, kan leiden tot de ontwikkeling van stikstofixerende blauwwieren (Schindler 1977, Smith 1983, Hendzel *et al.* 1994). In de randmeren hebben deze blauwwieren tot op heden geen rol van betekenis gespeeld.

Concurrentie met stikstofixerende blauwwieren

Het optreden van stikstoflimitatie kan leiden tot de ontwikkeling van blauwwieren die in staat zijn om moleculaire stikstof te gebruiken. Niet alle blauwwieren zijn hiertoe in staat. Soorten uit de geslachten *Aphanizomenon* en *Anabaena* kunnen het wel, soorten uit de geslachten *Microcystis* en *Planktothrix* kunnen het niet (Paerl 1988). Het vermogen tot stikstoffixatie is niet permanent aanwezig, maar lijkt te worden geïnduceerd wanneer de beschikbare hoeveelheid opgeloste anorganische stikstof (DIN) daalt beneden 0.3 mg N/l (Reynolds 1984). Stikstoffixatie kost veel energie, die de algen moeten kunnen onttelen aan zonlicht. Op het moment dat in de randmeren sprake zou kunnen zijn geweest van stikstoflimitatie, doorgaans in de periode juni-september (PER 1986, Meijer & Hosper 1995), was de algenbiomassa al zo hoog dat het lichtklimaat te slecht was voor een massale ontwikkeling van stikstofixerende blauwwieren.

Opkomst en ondergang van *P. agardhii*

De omslag naar een troebel, door het blauwwier *Planktothrix agardhii* gedomineerd systeem is alleen beschreven voor het Veluwemeer en het Drontermeer en voltrok zich in de periode 1970-71. Bij de start van het onderzoek in de randmeren, in 1970, was het Wolderwijd al een stabiel *Planktothrix*-meer (Berger 1987). De zomergemiddelde totaal-fosfaatgehalten waren in 1969 en 1970 gelijk in Veluwemeer en Wolderwijd (figuur 8, hfdst. 3). Dit betekent dat een zomergemiddeld totaal-fosfaatgehalte van 0.20-0.25 mg/l in het ene meer wel (Wolderwijd), maar in het andere meer niet (Veluwemeer) voldoende was voor *P. agardhii* om het fytoplankton te kunnen overheersen. Een mogelijke verklaring voor dit verschil biedt de verplaatsing van het lozingspunt voor afvalwater van Harderwijk: Van 1967 tot 1969 werd geloosd op het Wolderwijd, in 1969 werd het lozingspunt

verplaatst naar het Veluwemeer (Berger 1987, Verdugt 1981). Deze lozing leidde vermoedelijk tot verhoogde gehalten van ammonium en opgeloste organische stof, waarvan bekend is dat zij de groei van niet-stikstofixerende blauwwieren kunnen stimuleren (Schindler 1977, Paerl 1988, Blomquist *et al.* 1994). Daarnaast is het mogelijk dat de ontwikkeling van zoöplankton gehinderd werd, door het toxische ammonium of toegenomen gehalten van bestrijdingsmiddelen. De hogere dichtheid van groenwieren in de tweede helft van 1970 (Berger 1987) zou dan het gevolg zijn geweest van een afgenomen graasdruk. De toegenomen troebelheid (van 4.4 dm in 1969 tot 3.7 dm in 1970) zorgde vervolgens voor een situatie waarin *P. agardhii* kon profiteren van zijn aanpassingsvermogen aan lage lichtintensiteiten.

Voor de afname van de dichtheid van *Planktothrix agardhii* zijn eveneens meerdere verklaringen te geven. Naast een verlaging van de fosfaatgehalten lijken er "catastrofes" nodig te zijn geweest om de dominantie van *P. agardhii* te doorbreken (doorspoeling, strenge winters, afwissing?). Intrigerend is de huidige dynamiek in het Veluwemeer (en Wolderwijd?), waarbij jaren met lage zomergemiddelde dichtheden met een abrupte afname in mei, afgewisseld worden door een jaar met een hoge zomergemiddelde dichtheid (figuur 16, 17, 18). Deze periodiciteit ontstond nadat het zomergemiddelde gehalte totaal-fosfaat gedaald was tot 0.12 mg P/l en werd vooraf gegaan door een "catastrofe".

Voor de abrupte afname van de populatiedichtheid in mei zijn een aantal verklaringen mogelijk:

- 1) Begrazing van *P. agardhii* door groter zoöplankton (watervlooien en copepoden).
- 2) Een verbetering van het lichtklimaat in mei als gevolg van begrazing van andere fytoplanktonorganismen of een verhoging van het achtergronddoorzicht.
- 3) Stagnering van de groei van *P. agardhii* door te frequente veranderingen van de mengdiepte.

Directe begrazing van *P. agardhii* door watervlooien is in principe mogelijk (Kniesly & Geller 1986), maar het is denkbaar dat de effectiviteit

van begrazing sterk afneemt met een toenemende dichtheid aan filamenten. Stagnering van de groei van grotere watervlooiën kan verwacht worden bij dichtheden groter dan 4000 filamenten per ml, van kleinere watervlooiën bij dichtheden groter dan 60.000 filamenten per ml (Gliwicz 1990). In het Veluwemeer en het Wolderwijd verdween de soort in de voorzomer nog bij dichtheden < 9000, respectievelijk 18.000 individuen per ml. In 1992, bij dichtheden > 30.000 per ml in april, bleef *P. agardhii* de gehele zomer in het Wolderwijd domineren. De dichtheidsfluctuaties van watervlooiën vertonen in de periode 1989-93 echter geen patroon dat correspondeert met de afwisseling van *P. agardhii*-rijke en *P. agardhii*-arme zomers (zie hoofdstuk 5 en Meijer & Hospers 1995).

De lagere aanvangsdichtheden van *P. agardhii* in het voorjaar kunnen worden toegeschreven aan de winterdoorspoeling, waarmee in 1980 werd begonnen. Vanaf dat moment zijn de dichtheden in januari-april duidelijker lager geweest dan daarvoor (figuur 17). Strengere winters met ijsbedekking zijn ook wel genoemd als oorzaak van extra sterfte. De winters 1985/86 en 1986/87 vallen in een periode met extreem lage dichtheden van *P. agardhii*. De strenge winter 1978/79 leidde wel tot lagere dichtheden in januari-maart, maar in de loop van het voorjaar nam de populatiedichtheid weer snel toe. In 1985 werd in het Veluwemeer ook begonnen met de zomerdoorspoeling, terwijl de zomer zelf vrij somber en winderig was. Ook de hoeveelheid Brasem was sterk verlaagd in dit jaar, met mogelijke positieve effecten op de graasdruk. Een accumulatie van factoren die leidde tot een te trage biomassa-opbouw van *P. agardhii*.

De huidige situatie in de randmeren is complexer. Doorzicht en planktondichtheden in de geul zijn tegenwoordig anders dan in de waterplantrijke, ondiepere delen. Voor een analyse van de planktondynamiek zijn gegevens nodig die representatief zijn voor het gehele meer en deze kunnen niet meer worden ontleend aan metingen op de locaties in de geul alleen.

Belangrijkste conclusies

De fytoplanktonbiomassa, gemeten als het zomergemiddelde chlorofyl-*a*-gehalte, is in het Zwarte Meer, Drontermeer, Veluwemeer en Wolderwijd tegenwoordig een factor twee tot vier lager dan in de periode 1975-80, op het hoogtepunt van de eutrofiëringsproblematiek. In de overige randmeren is de afname kleiner (Nuldernauw, Gooimeer), of is geen sprake van een duidelijke verandering (Eemmeer).

In alle randmeren heeft zich een verschuiving voltrokken in de soortensamenstelling van het fytoplankton. De belangrijkste verandering is een afname van de dichtheid van het blauwwier *Planktothrix agardhii*. Toegenomen is de dichtheid van andere blauwwiersoorten, kiezelwieren en groenwieren. Alleen het Eemmeer is in deze ontwikkeling wat achter gebleven.

De afname van de algenbiomassa en de toename

van de soortenrijkdom kunnen worden verklaard uit inspanningen om de blauwwierdominantie te doorbreken: Verlaging van het fosfaatgehaltes door defosfatering en doorspoeling.

De dominantie van het blauwwier *Planktothrix agardhii* werd in het Veluwemeer en Wolderwijd doorbroken nadat de totaal-fosfaatgehalten waren gedaald tot beneden 0.12 mg P/L. Voor de doorbreking van de dominantie zijn ook "catastrofen" nodig geweest die resulteerden in een stagnatie van de biomassa-opbouw van dit blauwwier. In Veluwemeer en Wolderwijd lijkt tegenwoordig sprake te zijn van een driejarige cyclus, waarin twee jaren met *P. agardhii*-arme zomers gevolgd worden door een jaar met een *P. agardhii*-rijke zomer. Het mechanisme hierachter is niet duidelijk.

Het chlorofyl-*a*-gehalte in het Eemmeer geeft een overschatting van de fytoplanktonbiomassa met een factor 4 à 5, wanneer een vergelijking wordt gemaakt met het Wolderwijd. Het zomergemiddelde chlorofyl-*a*-gehalte in het Eemmeer is in 1993 vier keer hoger dan in het Wolderwijd, terwijl de dichtheid aan fytoplanktonindivuen lager is. Door stikstofbeperking in combinatie met een slecht lichtklimaat, zou is het chlorofyl-*a*-gehalte per eenheid biomassa van *Planktothrix agardhii* in het Eemmeer een factor 2 à 5 hoger kunnen zijn dan in het Wolderwijd.

Foto 6

De sieraal *Cosmarium didymoprotupsum* komt voor in de kranziervelden van het Veluwemeer. Deze soort is elders bekend uit een aantal duin- en laagveenplassen, in alle gevallen meso-eutrofe, alkalische wateren.

Cosmarium didymoprotupsum which was recently found between the stoneworks in Lake Veluwemeer, is otherwise known only from a few small, meso-eutrophic waters.



Sieralgen in de randmeren

A.M.T. Joosten en R. Bijkerk

Sieralgen worden vaak geassocieerd met voedselarme vennen waar de waterkwaliteit uitstekend is. De soortenrijkdom kan echter ook in eutrofe meren hoog zijn, mits de waterkwaliteit goed is en bijzondere hydrologische omstandigheden tot hun recht kunnen komen. Sieralgen zijn over het algemeen geen uitgesproken planktonalgen. Veel soorten leven op of tussen waterplanten, of brengen een deel van hun leven op de bodem door. De meeste sieralgen groeien relatief langzaam. Hierdoor blijven de populatiedichtheden in het plankton in het algemeen laag.

Door hun geringe diepte en tamelijk lange verblijftijden vormen de randmeren in beginsel geschikte wateren voor de ontwikkeling van sieralgen. Omdat van deze algengroep relatief veel bekend is over verspreiding en ecologie, kan een inventarisatie nuttige aanvullende informatie opleveren over de ecologische kwaliteit van deze meren. Een inventarisatie van sieralgen heeft als praktische voordelen, dat de bemonstering beperkt kan blijven tot één tijdstip in het jaar, bijvoorbeeld augustus, en dat de determinatie van sieralgen geen speciale preparaten vereist. Bij de fytoplanktonanalyses voor het regionale meetnet 1994 van RDI is aandacht besteed aan het voorkomen van sieralgen (Joosten 1995). De resultaten zijn indicatief, maar als inventarisatie waarschijnlijk onvolledig, omdat de monsternamen alleen in het open water plaatsvond.

Aangetroffen werd een soortenarme gemeenschap (tabel B), karakteristiek voor uitgesproken eutrofe tot hypertrofe wateren, neutraal tot alkalisch (pH tussen 7 en ca. 9.5), ionenrijk (geleidbaarheid tot 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), arm aan waterplanten, sterk verbrasmend en met bloeien van blauwwieren, groenwieren, en/of oogflagellaten (Coesel 1975, Joosten 1996). De meeste soorten uit deze gemeenschap komen voor in eutrofe wateren van uiteenlopende kwaliteit, zelfs in wateren die niet voldoen aan de normen voor de basiskwaliteit, voor fosfaat en chlorofyl-*a*. Dit geldt bijvoorbeeld voor de soorten *Closterium limneticum* en *Staurastrum tetracerum*. In dit watertype kunnen verder nog diverse kleine *Cosmarium*- en *Staurastrum*-soorten worden aangetroffen, die in een aantal gevallen taxonomische revisie behoeven (bijvoorbeeld *Cosmarium laeve* var. *pseudooctangulare* en *C. sinostegos* var. *obtusius*).

Wat sieralgen betreft zijn geëutrofiëerde wateren relatief weinig onderzocht. Van de opvallende soort *Closterium tortum* zijn slechts enkele waarnemingen gepubliceerd. In Nederland blijkt de soort in meerdere eutrofe wateren voor te komen. *Cosmarium kjellmanii* sensu Coesel is vermoedelijk een nog onbeschreven soort die eveneens regelmatig in eutrofe wateren in Nederland gevonden wordt. Waarschijnlijk zijn dergelijke soorten, die overwegend in uitgesproken eutroof water voorkomen, in het verleden over het hoofd gezien door kenners van sieralgen.

Verwacht mag worden dat een uitbreiding van het areaal van waterplanten in de randmeren zal leiden tot een toename van het aantal sieralgsorten. In kranswievelden kan de soortenrijkdom laag zijn, althans lager dan in vegetaties van andere planten, met name Vederkruid (Coesel & Kooijman-Van Blok-land 1994). In 1961 waren de vegetaties van wat hogere kranswieren (ca. 50 cm) in het Veluwemeer juist rijker aan sieralgen dan dan de jlere vegetaties van Waterpest en Doorgroeid fonteinkruid (Leentvaar 1961).

Terwijl in 1994 de dichtheid van het overige fytoplankton in een kranswieveld in het Veluwemeer een factor 10 kleiner was dan daarbuiten, waren de aantallen sieralgen niet veel lager. Ook het aantal sieralgsorten was vergelijkbaar. Enkele soorten werden alleen binnen het kranswieveld aangetroffen. Vermeldenswaard is met name de soort *Cosmarium didymoprotupsum*, een sieralg van eutroof, hard water, die zelden waargenomen wordt. In Nederland is deze soort bekend van een aantal duinplassen en laagveenplassen. Ook vóór de eutrofiëring, in 1960, waren de kranswievelden in het Veluwemeer rijk aan sieralgen (Leentvaar 1961). De soortensamenstelling buiten het kranswieveld vertoonde veel overeenkomst met die in het Vossemeer, Drontermeer en Nuldernaauw.

Sieralg	Ketelmeer	Zwarte Meer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer		Nuldernaauw	Gooimeer
					buiten	binnen		
<i>Closterium acerosum</i>		+						
<i>C. aciculare</i>					+			
<i>C. acutum</i> var. <i>acutum</i>	+	+	++	++	++	+	+	+
<i>C. acutum</i> var. <i>variabile</i>	+	++	+	+				+
<i>C. limneticum</i> var. <i>limneticum</i>	++	++	++	+	++		+	++
<i>C. limneticum</i> var. <i>fallax</i>	+	+		+				++
<i>C. limneticum</i> var. <i>tenuis</i>			+				+	+
<i>C. praelongum</i> var. <i>brevius</i>		+						++
<i>C. strigosum</i>							+	+
<i>C. tortum</i>							+	++
<i>Cosmarium</i> cf. <i>biretum</i>			+		++		++	
<i>C. didymoprotupsum</i>						+		
<i>C. granatum</i>						+		
<i>C. kjellmanii</i> sensu Coesel			++	++	++	+	++	+
<i>C. laeve</i> var. <i>laeve</i>			+		+	+		+
<i>C. laeve</i> var. <i>pseudooctangulare</i>		+	++	++	++	+	++	
<i>C. regnesii</i>		+						
<i>C. cf. sinostegos</i> var. <i>obtusius</i>			++	++	++	+	++	
<i>C. subgranatum</i>					++	+		
<i>Cosmarium</i> sp.		+		+	++		++	++
<i>Staurastrum boreale</i>						+	+	
<i>S. chaetoceras</i>		++						
<i>S. pingue</i> - groep		+	++	+	++	+	++	
<i>S. tetracerum</i>	+	++	+	+			++	
<i>Staurastrum</i> sp.								+
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>		+						
aantal taxa	5	13	11	10	11	10	13	12

+ = op één datum waargenomen in april-september 1994

++ = op meerdere data waargenomen in april-september 1994

binnen = gevonden in monster binnen/boven kranswieveld, juni 1994

buiten = gevonden in monsters van elders in het meer

Bron: Joosten 1995, Joosten ongepubl.

Tabel B

Sieralgen in planktonmonsters uit de randmeren, periode april-september 1994.

5. Zoöplankton

Pina Dekker (Koeman en Bijkerk BV) en Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

Inleiding

Zoöplankton is een verzamelnaam voor kleine dierlijke organismen in de waterkolom. De grootte ervan kan variëren van een paar micrometer tot enkele millimeters. In zoet oppervlaktewater spelen raderdieren (Rotatoria), roei-pootkreeftjes (Copepoda) en watervlooien (Cladocera) een belangrijke rol als begrazers van fytoplankton. Vooral de wat grotere soorten watervlooien kunnen indrukwekkende hoeveelheden algen 'weggrazen', waardoor het water helderder wordt. Naast algen kan het voedsel van deze zoöplanktongroepen bestaan uit detritus, bacteriën en kleiner zoöplankton.

Ook de "veligerlarven" van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* behoren tot het zoöplankton. Anders dan Zwane- en Erwtmosselen (maar net als de meeste tweekleppigen in zee) doorloopt de Driehoeksmossel een vrijzwemmend, planktonisch larvestadium, voordat hij zich na twee tot drie weken op de bodem vestigt. Deze larven worden in grote aantallen geproduceerd en bereiken dichtheden tot meer dan 1000 per liter. De veligers zijn filterfeeders, die leven van bacteriën, blauwalgen en flagellaten.

Zoöplankton is zelf weer een belangrijke voedselbron voor jonge en planktivore vis. Vis heeft een voorkeur voor de grotere exemplaren onder het zoöplankton, zodat de grootste grazers als eerste worden opgegeten. Om de helderheid van het water te vergroten kan daarom als beheersmaatregel de aanwezigheid van vis worden weggevoerd. De dichtheid van het zoöplankton en daarmee de graasdruk op het fytoplankton nemen dan toe. In de randmeren is zo'n maatregel uitgevoerd in het Wolderwijd, voor het eerst in de winter van 1990/91.

Het monitoringprogramma 1992-1994 heeft zich voor bemonstering van zoöplankton in de randmeren beperkt tot het peiljaar 1993, waarbij monsters zijn genomen in het Ketelmeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Eemmeer (Adriaanse 1992). In het Wolderwijd is "Actief Biologisch Beheer" (ABB) uitgevoerd; hier is vanaf de winter van 1990/91 een groot deel van de visstand verwijderd (zie intermezzo hoofdstuk 8). Ten behoeve van dit project zijn in het Wolderwijd en Veluwemeer zoöplanktonmonsters

genomen van 1989 tot en met 1994 (Meijer & Hosper 1995).

In de meeste meren is gemonsterd op één centraal gelegen locatie (in de vaargeul). In het Wolderwijd en het Veluwemeer zijn ook monsters genomen buiten de vaargeul, op minder diepe locaties of boven kranswiervelden. Voor deze rapportage zijn in eerste instantie de gegevens van de centrale monsterpunten gebruikt. Voor uitgebreidere informatie over het ABB-project en de effecten daarvan op het zoöplankton in het Wolderwijd en het Veluwemeer wordt verwezen naar Meijer & Hosper (1995).

Resultaten 1992-1994

Deltarandmeren (Ketelmeer)

Algemeen en talrijk in het Ketelmeer waren de raderdieren *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Asplanchna* sp., *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus* en *Polyarthra* sp. Talrijke watervlooien waren *Bosmina* sp. en de vormen behorend tot het *Daphnia hyalina/galeata*-complex (i.v.m. vergelijkbaarheid met oudere gegevens samengenomen; als gevolg van veranderde taxonomische inzichten is de soortbestemming van deze groep recent gewijzigd). Van de copepoden kwamen naast nauplius-larven vooral

copepodieten (juvenile dieren) van de orde Cyclopoidea voor. Het merendeel van de volwassen copepoden behoorde tot het geslacht *Acanthocyclops*. De meeste van deze soorten en groepen zijn ook in de overige onderzochte randmeren algemeen. In het Ketelmeer werden echter hogere aantallen gevonden van de raderdieren *Asplanchna* sp., *Brachionus angularis* en *B. calyciflorus*.

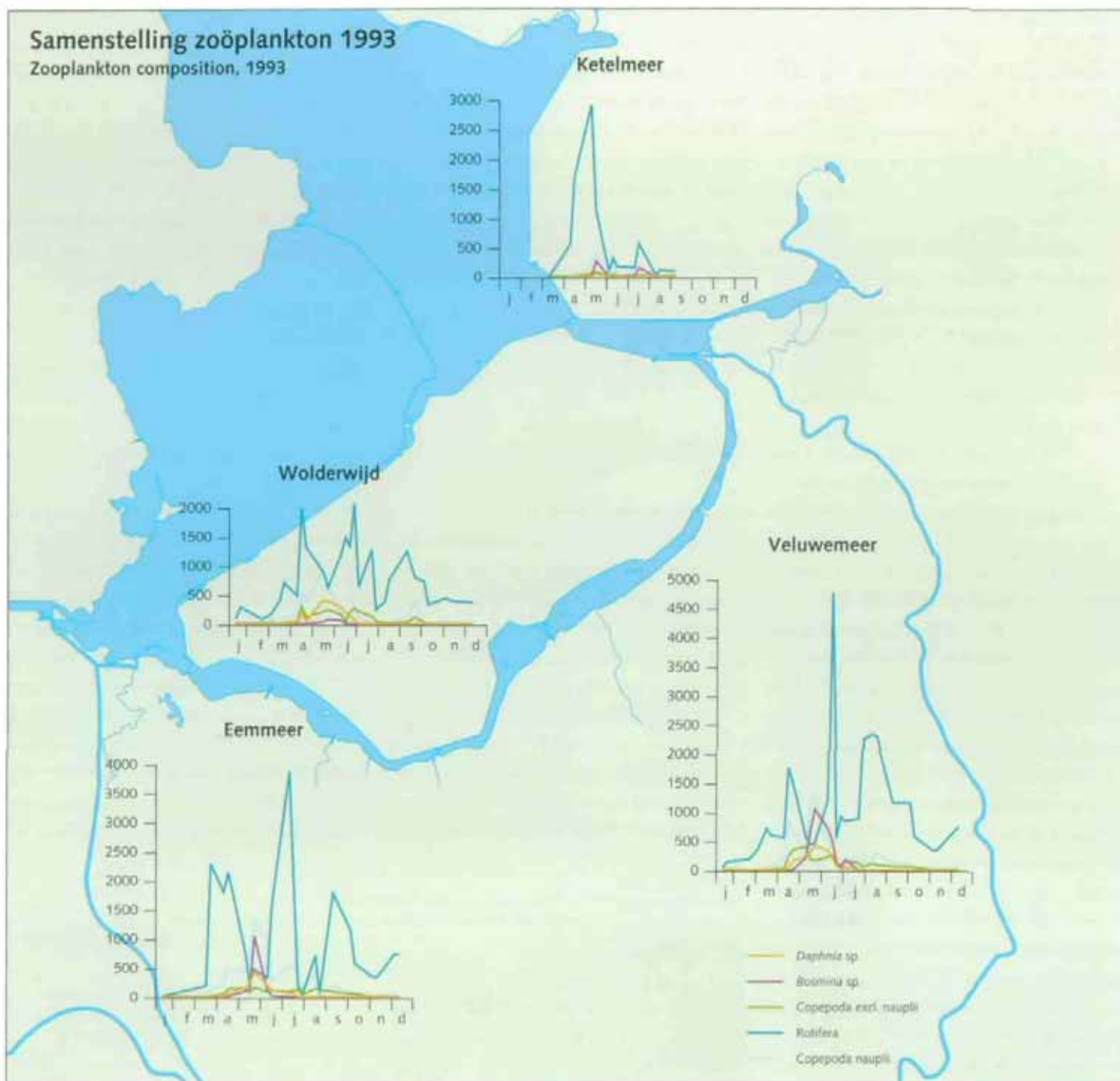
In het Ketelmeer waren in 1993 de totale dichtheden van zoöplankton in vergelijking met andere randmeren laag (figuur 19). Hetzelfde geldt voor de dichtheid van het fytoplankton (zie hoofdstuk 4). Blijkbaar is de verblijftijd van het water in het Ketelmeer, dat de overgang vormt tussen de IJssel en het IJsselmeer, te laag voor de ontwikkeling van omvangrijkere populaties van algen en zoöplankton.

Een uitzondering wordt gevormd door de kleine watervlo *Bosmina* sp., waarvan de dichtheden wel vergelijkbaar zijn met die in de andere meren. *Bosmina* sp. is een watervlo die relatief goed bestand is tegen stromend water (Hynes 1970); mogelijk begint deze soort zijn ontwikkeling al in de IJssel. In het Ketelmeer bereikte *Bosmina* hogere dichtheden dan *Daphnia*. Opvallend is verder dat de *Daphnia*'s in het Ketelmeer gemiddeld relatief klein waren (figuur 20, 21). Mogelijk is de verblijftijd in het Ketelmeer beperkend voor de ontwikkeling van *Daphnia*. Een

Foto 7

Het raderdier *Brachionus calyciflorus*, die met name in het Ketelmeer zeer talrijk voorkomt. The rotifer *Brachionus calyciflorus*, very common in the borderlakes, especially Lake Ketelmeer.





Figuur 19

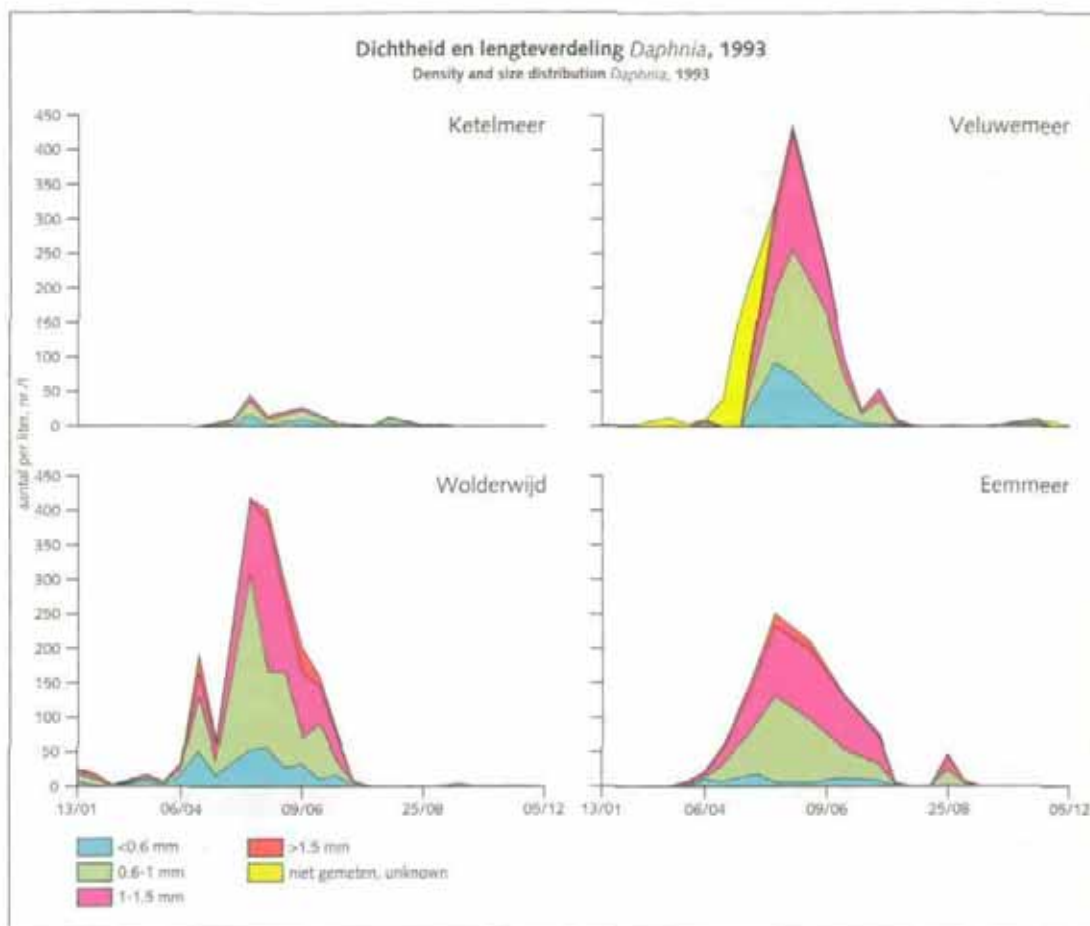
Aantalsverloop van zoöplankton in het Ketelmeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Eemmeer in 1993. Door de korte verblijftijd is de dichtheid van zoöplankton in het Ketelmeer relatief laag. In het Veluwemeer en het Wolderwijd is van maart tot september veel zoöplankton aanwezig. Dit wijst op een hoog voedselaanbod gedurende het hele groeiseizoen. Het Eemmeer neemt wat betreft de dichtheid van groter zoöplankton een middenpositie in tussen het Ketelmeer en de Veluwerandmeren. De dichtheid van raderdieren wisselt er sterk. *Abundance of zooplankton in Lake Ketelmeer, Veluwemeer, Wolderwijd and Eemmeer in 1993. Related to the short residence time of the water, densities are low in Lake Ketelmeer. In Lake Veluwemeer and Lake Wolderwijd densities are relatively high during the entire growing season, indicating favourable food conditions. Lake Eemmeer holds an intermediate position with respect to larger zooplankton. Densities of rotifers fluctuate strongly.*

andere factor die dominantie van kleinere water-vlooien kan veroorzaken is een hoge predatiedruk door planktivore vis (o.a. STOWA 1993). In het Ketelmeer is veel Spiering (25 kg/ha) en Brasem (313 kg/ha) aanwezig. In het Ketelmeer kan dus ook de visstand bijdragen aan de lage ge-

middelde afmeting van de watervlooien.

In de monsters uit het Ketelmeer werden van mei tot juli hoge dichtheden van veligerlarven van de Driehoeksmossel aangetroffen. Omstreeks half juni bereikten ze een dichtheid van bijna 1200 exemplaren per liter (niet in figuur

weergegeven). Deze larven worden waarschijnlijk voor een belangrijk deel aangevoerd door de IJssel. Een deel zal ook afkomstig van de Driehoeksmosselen in het Ketelmeer zelf, waar ze eveneens in hoge dichtheden voorkomen.



Figuur 20
Lengteverdeling van *Daphnia* sp. in de randmeren in 1993.
Length-frequency distribution of *Daphnia* sp. in the borderlakes, 1993.

Veluwerandmeren

De soortensamenstelling in de Veluwerandmeren was ongeveer hetzelfde als die in het Ketelmeer. Een verschil is dat de dichtheden van calanoïde copepoden, met name van de soort *Eudiaptomus gracilis*, in het Wolderwijd en Veluwemeer hoger waren. Een interessant gegeven is dat deze soort vaker in Nederlandse meren opduikt na manipulatie van de visstand. Mogelijk is er een verband met de relatief hoge voedselopname van *Eudiaptomus gracilis* in minder voedselrijke omstandigheden (Gulatti 1990). In het Veluwemeer was in 1993 overigens ook *Eurytemora affinis* een belangrijke soort.

Opvallend in het Wolderwijd en het Veluwemeer zijn verder de hoge dichtheden van de verschillende zoöplanktongroepen in 1992 en 1993. Vooral in 1993 was de voorjaarspiek van *Daphnia* met 300 tot 400 individuen per liter bijzonder hoog (figuren 22 en 23). Ook copepoden en raderdieren kwamen in hoge aantallen voor. De oorzaak hiervan is een ruim voedselaanbod. In het Veluwemeer en Wolderwijd heeft het

fytoplankton een gevarieerde samenstelling van kiezelwieren, blauwalgen, groenalgen en cryptofyceen. Veel hiervan zijn goed eetbaar voor verschillende groepen zoöplankton (Knisely & Geller 1986, Bogdan & Gilbert 1987). *Daphnia* sp. blijkt ook draadvormige blauwalgen efficiënt te begrazen (Knisely & Geller 1986).

De maximale dichtheid van watervlooiën werd omstreeks half mei bereikt. In het Veluwemeer nam daarna de dichtheid van *Planktothrix aghardii* af. Na de watervlooiënpiek namen alle genoemde fytoplanktongroepen weer in dichtheid toe (hoofdstuk 4, figuren 13 en 14), ze lijken dus van de afgenomen graasdruk te hebben geprofiteerd.

Gelijktijdig met het instorten van de watervlooiënpiek nam de dichtheid van raderdieren sterk toe (figuur 19). Blijkbaar was nog voldoende voedsel aanwezig. Voedseltekort als oorzaak voor het instorten van de watervlooiënpiek wordt daardoor minder waarschijnlijk. In het Wolderwijd kan sprake geweest zijn van hinderlijke hoeveelheden *Planktothrix* (hoofdstuk 4,

figuur 14), maar in het Veluwemeer niet. Daar was de dichtheid van blauwalgen in de tweede helft van mei juist erg laag (hoofdstuk 4, figuur 13). De oorzaak voor het instorten van de watervlooiënpiek in mei wordt daarom in 1993 misschien wel niet veroorzaakt door voedseltekort, maar door predatie.

Opvallend in beide meren was in 1993 de relatief lage gemiddelde lengte van *Daphnia* sp. ten opzichte van 1992. In 1992 lag deze in het Wolderwijd in het voorjaar rond de 1.4 mm, en vanaf juli rond de 1.2 mm (Aquasense 1994). In 1993 was de gemiddelde lengte het hele jaar lager dan 1.2 mm, en in 1994 liep de lengte nog verder terug (figuur 21). De afname van de lengte in 1993 ging vergezeld door een lager percentage adulten (Meijer & Hosper 1995). Deze ontwikkeling lijkt een aanwijzing voor een toename van de predatiedruk op groter zoöplankton vanaf april/mei. Ook de hoge dichtheid van *Bosmina* sp. in mei en juni in het Veluwemeer (figuur 19) zou hiermee verband kunnen houden.

Uit onderzoek naar het dieet van een aantal vissoorten in het Wolderwijd blijkt dat juveniele Blankvoorn (10-15 cm) en Brasem (20-25 cm) in mei en juni belangrijke predatoren van *Daphnia* zijn (Meijer & Hosper 1995). De biomassa van deze groepen en van de overige groepen planktivore vis en visbroed was echter niet extreem hoog vergeleken met de jaren daarvoor (Meijer & Hosper 1995). Wel werd melding gemaakt van hoge aantallen Spiering en de ondiepere delen van het Veluwemeer in 1993 (hoofdstuk 8). Op grond van cijfers over de biomassa van Spiering (Meijer & Hosper 1995) lijkt voor deze soort echter als predator van *Daphnia* geen belangrijke rol weggelegd.

In 1994 waren de aantallen van cladoceren en copepoden in het Wolderwijd in vergelijking met voorgaande jaren uitzonderlijk laag (figuur 23). Het is niet duidelijk wat hiervan de oorzaak is. Van een toename van kleiner zoöplankton, wat een aanwijzing zou vormen voor een toename van de vispredatie, is geen sprake. De dichtheid van raderdieren was eerder aan de lage kant (figuur 23). Evenmin was er sprake van grote verschillen in kwaliteit of omvang van het voedselaanbod met voorgaande jaren (zie hoofdstuk 4), zodat het raadselachtig is wat de lage dichtheid van zoöplankton kan hebben veroorzaakt. In het Veluwemeer waren de dichtheden van cladoceren en raderdieren eveneens relatief laag, maar het verschil met andere jaren is minder extreem dan in het Wolderwijd. Copepoden kwamen hier in 1994 wel in aanzienlijke aantallen voor (figuur 22). In hoeverre ook in andere randmeren in 1994 sprake was van lagere aantallen zoöplankton dan in voorgaande jaren is niet bekend.

In het Veluwemeer en Wolderwijd is planktivore vis de belangrijkste predator van *Daphnia*. Daarnaast speelde in het Wolderwijd in nazomer van 1991 en 1993 echter ook de Aasgarnaal *Neomysis integer* een - zij het waarschijnlijk bescheiden - rol als predator (Meijer & Hosper 1995, zie ook hoofdstuk 7).

Zuidelijke randmeren (Eemmeer)

Wat soortensamenstelling betreft zijn er geen

grote verschillen tussen het Eemmeer en de overige onderzochte randmeren. Net als in het Ketelmeer werden hier *Asplanchna* sp. en *Brachionus angularis* in hogere aantallen gevonden dan in het Veluwemeer en Wolderwijd, terwijl daarnaast de soort *Brachionus urceolaris* voorkomt.

In het Eemmeer waren de maximale dichtheden van *Daphnia* in 1993 wat lager dan in het Veluwemeer en Wolderwijd (figuur 19). De dichtheid van *Bosmina* had hetzelfde verloop als die van *Daphnia*, maar de aantallen bleven lager. De ontwikkeling van de raderdierenpopulatie is vergelijkbaar met het verloop in het Veluwemeer.

Het aandeel van juveniele dieren (<0.6 mm) binnen de *Daphnia*-populatie was in het Eemmeer lager dan in de overige meren, samenhangend met de in verhouding wat hogere gemiddelde lengte van *Daphnia* (figuren 20 en 21). Het verschil in bezetting van de laagste lengteklassen viel vooral op in mei en juni, tijdens de piekdichtheden. Wat hiervan de oorzaak is is niet duidelijk. De dichtheid van predatoren van embryo's (zie Gliwicz & Lampert 1994) of juveniele *Daphnia*'s zijn in het Eemmeer voor zover bekend niet hoger dan in de andere randmeren.

Kenmerkend voor het Eemmeer zijn hoge dichtheden van de blauwalg *Planktothrix agardhii* (hoofdstuk 4). Het is denkbaar dat deze in

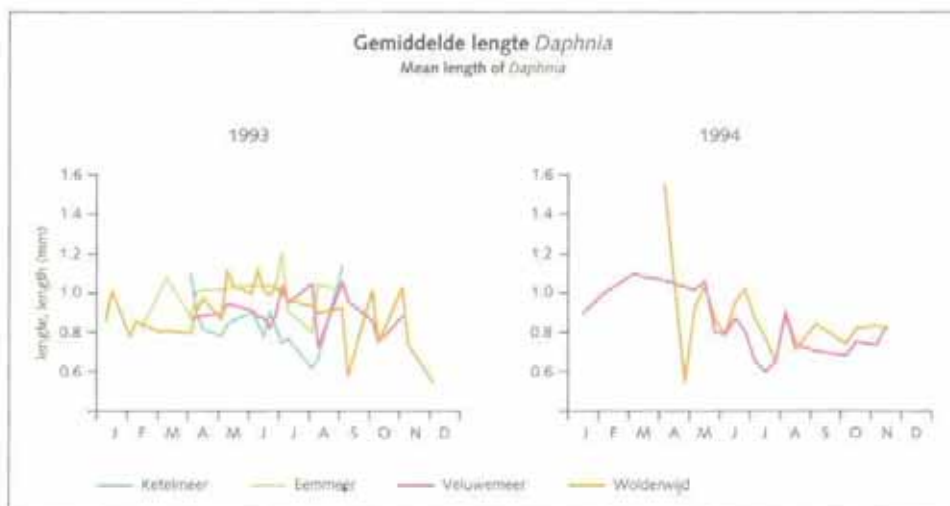
negatieve zin van invloed zijn op de reproductie van *Daphnia*, met als resultaat een afname van het aantal jongen per volwassen dier. Dit is aangetoond voor *Daphnia pulicaria* en *Daphnia thorata* (Infante & Abella 1985), twee soorten die overigens niet in de randmeren voorkomen. Opmerkelijk is wel dat een vergelijkbaar effect op de lengteverdeling niet optreedt in het Wolderwijd, waar de dichtheid van *Planktothrix* nog hoger is dan in het Eemmeer.

Ontwikkelingen

Over het zoöplankton van de randmeren is niet zoveel historisch materiaal beschikbaar. De belangrijkste bronnen die hier werden gebruikt zijn Verdugt 1981 (1957-60), een inventarisatie die in 1961 door P. Leentvaar is uitgevoerd in de meren rond het toen pas aangelegde Oostelijk Flevoland en een (globale?) inventarisatie uit 1972 (Oudelaar). De beide laatstgenoemde lijsten zijn niet volledig gepubliceerd.

Deltarandmeren

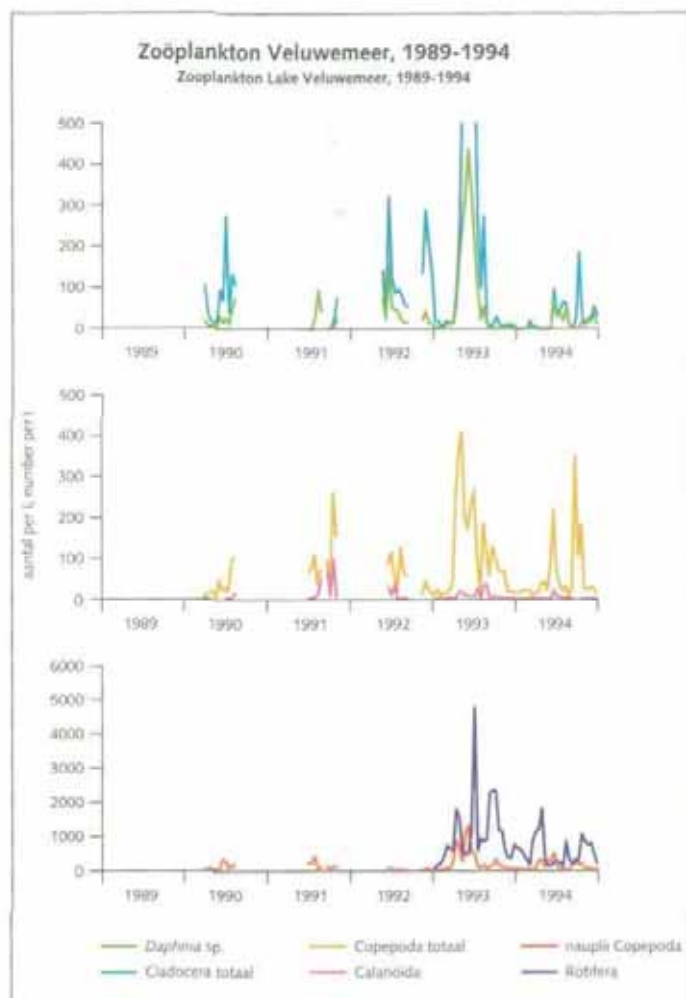
Historische informatie is er uit de jaren 1957-1960 (Ketelhaven: Verdugt 1981) en uit 1961, toen door Leentvaar planktonmonsters bij Ketelhaven en in het Vossemeer bij de Roggebotsluis werden verzameld (Leentvaar 1961 en



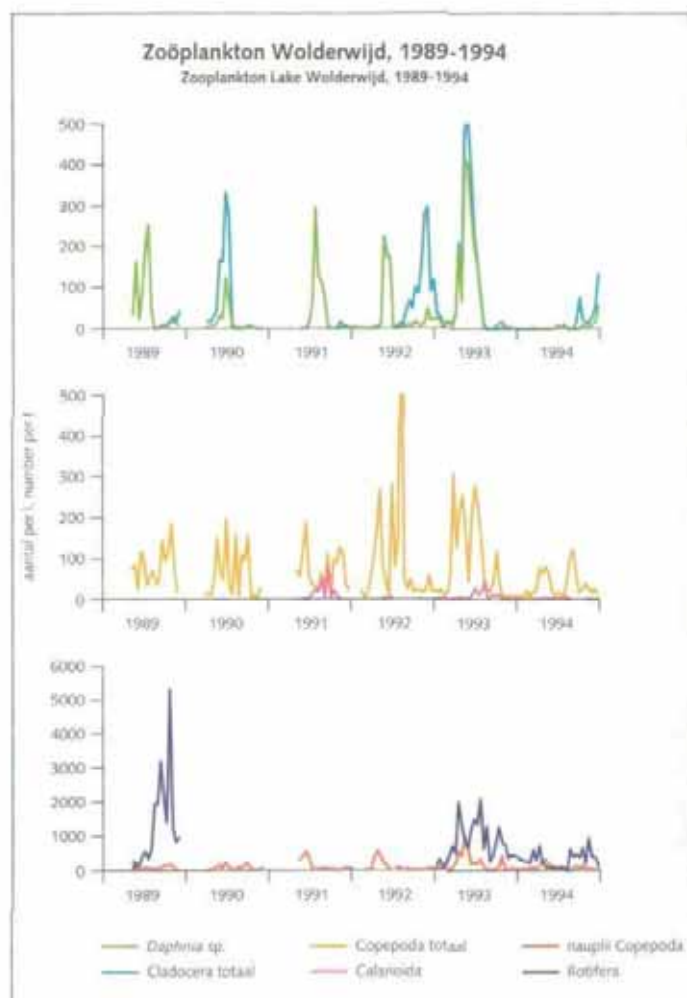
Figuur 21

Gemiddelde lengtes van *Daphnia* sp. in de randmeren in 1993 en 1994. De relatief lage gemiddelde lengte in de Veluwerandmeren in 1993 en de verdere afname ervan in 1994 vormen een aanwijzing voor een mogelijke toename van de predatiedruk door planktivore vis.

Mean lengths of *Daphnia* sp. in the borderlakes in 1993 and 1994. The relatively small length in 1993 and the further decrease in 1994 in Lake Wolderwijd and Lake Veluwemeer indicate increasing predation pressure.



Figuur 22
Aantalsverloop van Cladocera, Copepoda, naupliuslarven van copepoden en raderdieren in het Veluwemeer 1989-1994 (raderdieren vanaf 1993). Met name in het voorjaar van 1993 waren de dichtheden relatief hoog.
Abundance of cladocerans, copepods, nauplius larvae of copepods and rotifers in Lake Veluwemeer in 1989-1994. Densities were relatively high during spring 1993.



Figuur 23
Aantalsverloop van Cladocera, Copepoda, naupliuslarven van copepoden en raderdieren in het Wolderwijd 1989-1994 (raderdieren 1989 en vanaf 1993). Na de afvissing in 1990/91 nam het aandeel van calanoiden onder de copepoden toe.
Abundance of cladocerans, copepods, nauplius larvae of copepods and rotifers in Lake Wolderwijd in 1989-1994. After the removal of fish in 1990/91 calanoid copepods appear in the samples in conspicuous numbers.

ongep. geg.). De monsters van Ketelhaven waren vooral arm aan crustaceeën, en hadden een relatief groot aandeel van raderdieren. Een hoog aandeel van Rotatoria is karakteristiek voor rivierplankton en verraadt dus de invloed van de IJssel op het Ketelmeer. Er is niet zoveel verschil tussen de soortensamenstelling in 1957-61 en die in recente monsters. Opvallend is het zeer talrijk voorkomen van *Epiphanes* sp. in 1988-90, terwijl deze soort in 1957-61 niet werd gevonden. Ook opvallend is het hoge aantal individuen en soorten uit het geslacht *Brachionus*, zowel in oudere als meer recente monsters. In 1988-90 behoorde gemiddeld 32 % van alle raderdieren tot de soort *Brachionus calyciflorus*, 9 % tot *B. angularis*. De weinige crustaceeën die in 1957-61 werden

gevonden waren grotendeels planktisch. Opvallend is het ontbreken van het tegenwoordig vrij talrijke genus *Daphnia*. Ook het ontbreken van de copepoden *Eurytemora affinis* en *Eurytemora lacustris* valt op, twee soorten die tegenwoordig naast *Eurytemora velox* in het Ketelmeer voorkomen.

In het Vossemeer werden in 1961 meer soorten aangetroffen dan in het Ketelmeer. Het was echter armer aan soorten dan de Veluwerandmeren, met een laag aandeel van crustaceeën (alleen *Cyclops* sp. en *Ceriodaphnia* sp.) en relatief veel soorten raderdieren (Leentvaar, ongep. geg.). Gezien de hydrologie van het Vossemeer is een intermediaire situatie niet verwonderlijk. In

1972 werden echter maar vier van de dertien soorten raderdieren uit 1961 gevonden en waren de crustaceeën (*Bosmina* sp., *Chydorus sphaericus*, *Daphnia pulex* en *Cyclops* sp.) beduidend talrijker (Oudelaar, ongep. geg.). Mogelijk heeft dit te maken met veranderingen in de waterhuishouding van de randmeren. Zo heeft de peilverlaging van de Veluwerandmeren, van +30 cm NAP in 1961 naar -5/-10 in 1971, waarschijnlijk verandering gebracht in de hoeveelheid water die via de Roggebotsluis naar het Vossemeer werd gesluisd.

In de periode 1957-61 werd, anders dan in de Veluwerandmeren, in het plankton van het Ketelmeer en het Vossemeer geen enkele larve van de Driehoeksmossel gevonden. De reden die

hiervoor werd aangevoerd was de slechte waterkwaliteit (Leentvaar 1961), in 1988-90 en in 1993 waren de dichtheden van deze larven juist bijzonder hoog. Deze verandering komt overeen met het feit dat de Driehoeksmossel tot in de jaren zeventig ontbrak in de Rijntakken als gevolg van verontreiniging met o.a. zware metalen en zuurstoftekort. Toen in de loop van de jaren tachtig de waterkwaliteit verbeterde keerde de soort terug (zie hoofdstuk 7).

Veluwerandmeren

Het Veluwemeer herbergde, en dan met name tussen de kranswieren, in 1957-61 een soortenrijke zoöplanktongemeenschap. Opvallend was de rijkdom van het plankton tussen kranswier in vergelijking met die tussen fonteinkruiden en Aarvederkruid: tussen dicht kranswier werden door Leentvaar van de Crustacea 12 taxa gevonden, tussen ijler kranswier en tussen fontein- en Aarvederkruid slechts 6 (Leentvaar 1961 en ongep. geg.). Ook het aantal soorten raderdieren was hoog in de dichte kranswervegetatie; hier werden in 1961 17 soorten aangetroffen, tegenover 9 en 4 in de beide andere vegetatietypen. Een hoge diversiteit in dichte t.o.v. ijlere vegetatie en open water is een gevolg van het feit dat tussen de planten zowel planktische als substraatgebonden soorten kunnen voorkomen. Met het verdwijnen van de waterplanten uit het Veluwemeer, rond 1970, is de diversiteit van het plankton daarom ongetwijfeld sterk achteruit gegaan. Bij bemonsteringen in 1972 en 1973 (Oudelaar en van Doorn, ongep. geg.) werd naast de planktische *Daphnia* sp. en *Bosmina* sp. alleen de altijd algemene *Chydorus sphaericus* aangetroffen (tabel 9).

Tegenwoordig worden de reguliere zoöplanktonmonsters in de randmeren meestal in open water (vaargeul) genomen. Het is daarom met behulp van deze monsters minder goed mogelijk om de invloed van het herstel van de waterplanten op de soortensamenstelling te bepalen. Zo was de soortenrijkdom in de reguliere monsters eind jaren tachtig in het Wolderwijd niet veel groter dan die in het Veluwemeer in 1972. Elders in het meer, vooral aan de kant van Harderwijk waar de vegetatie zich begon te herstellen, werden echter meer soorten gevonden (tabel 9). Bij

Jaren	1957-61	1972	1987-92	1995
	Veluwemeer	Veluwemeer Wolderwijd	Wolderwijd	Veluwemeer
meren				
<i>Sida crystallina</i> ¹	(+)	-	(+)	+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> ²	+	-	(+)	+
<i>Daphnia</i> sp. ²	+	+	++	++
<i>Simocephalus</i> sp. ¹	+++	-	-	+
<i>Ceriodaphnia</i> sp. ²	(+)	-	+	+
<i>Bosmina</i> sp. ²	+	++	++	+++
<i>Eurytemora lamellatus</i> ¹	++	-	-	(+)
<i>Camptocercus rectirostris</i> ¹	(+)	-	-	-
<i>Acroperus harpae</i> ¹	++	-	-	(+)
<i>Alona</i> sp. ¹	+	-	(+)	+
<i>Disparalona rostrata</i> ¹	-	-	-	(+)
<i>Rhynchotalona falcata</i> ¹	-	-	-	(+)
<i>Pleuroxus</i> sp. ¹	+	-	-	(+)
<i>Chydorus</i> sp. ¹	++	+++	++	++
<i>Monospilus dispar</i> ¹	-	-	(+)	+
<i>Leptodora kindtii</i> ²	+	-	+	+
N	13	3	9	15

¹Substraatgebonden soorten

Species of vegetation and littoral

²Planktisch levende soorten

Pelagic species

Tabel 9

Taxa van cladoceren, aangetroffen in het Veluwemeer en Wolderwijd. Veluwemeer 1957-61: gegevens ontleend aan Verdugt 1981 (vier monsters uit 1957-60) en Leentvaar ongep. geg. (7 locaties in 1961). Tussen haakjes soorten die door Leentvaar alleen in dicht kranswier werden gevonden. Het aantal soorten was hier beduidend groter dan in open water of tussen fonteinkruiden. Veluwemeer en Wolderwijd 1972: gegevens ontleend aan Oudelaar ongep. geg. (5 locaties). Na het verdwijnen van de waterplanten kwamen alleen soorten van open water in de monsters voor. Wolderwijd 1987-92: gegevens verzameld in het kader van het project "Actief Biologisch Beheer Wolderwijd". Tussen haakjes soorten die alleen buiten de vaargeul (MWTI-locatie) werden gevonden. Veluwemeer 1995: gegevens verzameld in het kader van onderzoek naar de relatie tussen kranswier en zoöplankton (van den Berg ongep. geg.). Tussen haakjes soorten die alleen in dichte kranswervegetaties werden gevonden. Door het voorkomen van zowel substraatgebonden als planktische soorten is de soortenrijkdom tussen waterplanten relatief groot. (Het aantal plusstekens geeft een willekeurige indruk van het relatieve voorkomen van de taxa).

Cladocera found in Lake Veluwemeer and Lake Wolderwijd. Lake Veluwemeer 1957-61: especially between aquatic macrophytes, diversity was high. Between parentheses species that were only found in dense charophyte vegetation. Lake Veluwemeer 1972: after around 1970 aquatic macrophytes disappeared only pelagic species remained. Lake Veluwemeer and Wolderwijd 1987-92: more species were found, but some of them only occurred in areas with beginning recovery of vegetation (parentheses). Lake Veluwemeer 1995: after Chara returned and increased, even more species were found, some of which only in dense Chara vegetation (parenthesis).

een recent onderzoek naar de relatie tussen kranswier en zoöplankton in het Veluwemeer (van den Berg, ongep. geg.) werden zelfs nog meer soorten gevonden, waaronder een aantal die alleen in dichte kranswervegetaties werden aangetroffen. Met slechts één uitzondering (*Camptocercus rectirostris*) zijn alle taxa van de cladoceren uit 1961 nu weer present (tabel 9). Een aantal hiervan heeft zich in de jaren zeventig en tachtig mogelijk in beschutte en nog enigszins begroeide delen van de meren kunnen handhaven. De algehele diversiteit zal met de terugkeer van de planten echter weer sterk zijn toegenomen. De situatie oij de copepoden lijkt tegenwoordig niet helemaal hetzelfde te zijn als in de jaren

zestig; net als in het Ketelmeer werd in het Veluwemeer in 1961 van het geslacht *Eurytemora* alleen *Eurytemora relax* aangetroffen (Leentvaar 1961). In 1993 was van dit geslacht de soort *Eurytemora affinis* het meest algemeen, en werd *Eurytemora relax* niet in de monsters gevonden. Wat hiervan de oorzaak kan zijn is niet duidelijk; beide soorten gelden als typische soorten voor brak water, die een brede range aan zoutgehalten kunnen verdragen.

Een opvallend verschil tussen de gegevens van 1989 en 1990 en die van na 1991 is dat er in het Wolderwijd en het Veluwemeer in de eerstgenoemde periode vrijwel uitsluitend cyclopoide

copepoden (bijv. *Cyclops*) werden gevonden. Vanaf 1991 werden naast cyclopoiden ook aanzienlijke aantallen calanoïde copepoden (bijv. *Eudiaptomus*, *Eurytemora*) aangetroffen, met de hoogste dichtheden in 1991 direct na de afvising. Vergelijking met latere gegevens laat ook zien dat de totale dichtheid van copepoden in 1992-93 hoger was dan in 1989-91 (figuur 22, 23).

Wanneer de gegevens over dichtheid (figuur 22, 23) en gemiddelde lengte (Meijer & Hosper 1995) van *Daphnia* van voor en na de afvising in 1990/91 met elkaar worden vergeleken blijkt dat er geen opvallende verschillen zijn. In de periode 1989-91 waren de maximale dichtheden lager dan in 1993, en ten opzichte van 1992 was *Daphnia* sp. gemiddeld kleiner. Bij combinatie van deze gegevens blijkt dat in het Wolderwijd in 1989 en 1990 wel sprake was van een lagere biomassa van *Daphnia* dan in 1991-93. In het Veluwemeer geldt dit laatste alleen ten opzichte van het jaar 1993. In 1994 was de biomassa lager dan alle voorgaande jaren sinds 1989 (Meijer & Hosper 1995).

Zuidelijke Randmeren

Uit het Eemmeer en Gooimeer is alleen een zoöplanktonbemonstering uit 1972 beschikbaar.

De soortensamenstelling was ongeveer gelijk aan die van de Veluwerandmeren in hetzelfde jaar, maar de dichtheden waren beduidend lager (Oudelaar ongep. geg.). Vier soorten crustaceën (*Bosmina* sp., *Daphnia pulex*, *Chydorus sphaericus* en *Cyclops* sp.) en slechts twee soorten raderdieren (*Keratella cochlearis* en *Brachionus calyciflorus*) werden gemeld. De tegenwoordig algemene raderdieren *Asplanchna* sp. en *Brachionus angularis* werden niet gevonden.

Belangrijkste conclusies

Met uitzondering van het Ketelmeer zijn in de onderzochte randmeren de maximale dichtheden van watervlooien, copepoden en raderdieren hoog, wat wijst op een ruim voedselaanbod.

De soortensamenstelling van het zoöplankton in het open water van de verschillende onderzochte randmeren vertoont een grote overeenkomst. Het meest talrijk onder de crustaceën zijn watervlooien van het geslacht *Daphnia*, met een vrij lage gemiddelde lengte.

De invloed van predatie door vis op de omvang van de watervlooiengemeenschap lijkt in alle

onderzochte meren in de periode 1992-1994 groot. Verschillen in dichtheden en lengte van *Daphnia* tussen meren, of tussen opeenvolgende jaren, kunnen echter slechts ten dele worden verklaard door verschillen in omvang van het visbestand.

In het Wolderwijd was de dichtheid van watervlooien, raderdieren en copepoden in 1994 uitzonderlijk laag. Een goede verklaring hiervoor ontbreekt nog.

De aanwezigheid van waterplanten heeft een sterk positief effect op de soortenrijkdom van het zoöplankton, doordat hier behalve planktonische ook substraatgebonden soorten kunnen voorkomen. In de Veluwerandmeren zijn sinds het herstel van de vegetatie weer vele soorten aangetroffen die ook uit de jaren vijftig en zestig bekend waren.

Om dat de reguliere monsters veelal buiten de vegetatie in de vaargeul worden genomen is de soortensamenstelling hiervan niet representatief voor de diversiteit van het zoöplankton in de randmeren.

Foto 8

Door de terugkeer van waterplanten krijgen diverse vegetatie- of substraatgebonden planktonsoorten weer een kans. Dat geldt echter ook voor een aantal van hun predatoren, zoals de Zoetwaterpoliep.

The return of macrophytes brought back several species of zooplankters typical of vegetation, as well as a few of their predators, like Hydra.



Keratella in proefvijvers bij de Roggebotsluis

Driehoeksmosselen hebben invloed op de hoeveelheid en soortensamenstelling van raderdierpjes. Dat bleek uit een onderzoek dat in 1990 en 1991 is uitgevoerd in twee proefvijvers bij de Roggebotsluis, waarbij in één vijver Driehoeksmosselen werden uitgezet en in de andere niet. Deze mosselen konden, in een dichtheid van ca. 350 per m³, in 2 à 3 dagen een hoeveelheid water, gelijk aan de inhoud van de vijver filteren. In de mosselvijver bleven na het aanbrengen van de mosselen de aantallen raderdieren veel lager dan in de andere vijver. Vooral de kleinere soorten als *Pompholyx* sp., *Keratella cochlearis* en *Polyarthra* sp. liepen sterk in aantal terug. *Keratella cochlearis* kan voorkomen met en zonder eindstekel, zonder eindstekel wordt hij "*Keratella cochlearis* f. (=forma) *tecta*" genoemd (zie foto). Een opvallende uitkomst van het onderzoek was dat juist *Keratella cochlearis* f. *tecta* in de mosselvijver vrijwel afwezig was, terwijl hij in de vijver ernaast bijna evenveel voorkwam als de gestekelde vorm (figuur 24). Filteren de Driehoeksmosselen vooral de kleinere raderdierpjes, waaronder *K. cochlearis* f. *tecta*, uit het water, en zijn de aantallen daarom zo laag? Driehoeksmosselen verorberen voornamelijk deeltjes met een grootte tot 140 µm, en de stekel van *K. cochlearis* kan ervoor zorgen dat hij net iets groter wordt. Of is er een indirecte invloed doordat de Driehoeksmosselen in de vijver vooral het voedsel van de kleinere raderdierpjes

voor hun neus wegfilteren? *Keratella cochlearis* f. *tecta* geldt als typische vorm voor warme eutrofe wateren (Pontin 1978) en het is daarom denkbaar dat deze vorm in een minder voedselrijke omgeving gewoon niet, of veel minder vaak, ontstaat. Hoe het ook zij, ook in de randmeren lijkt het erop dat *Keratella cochlearis* f. *tecta* vaker voorkomt in het Wolderwijd en Veluwemeer, waar tot voor kort weinig Driehoeksmosselen voorkwamen, dan in het Ketelmeer, waar de dichtheid van Driehoeksmosselen hoog is.

Figuur 24

Dichtheden van *Keratella cochlearis* in twee proefvijvers bij de Roggebotsluis, 1990 en 1991. In de controlevijver vertoonde *Keratella* in beide jaren een hoge voorjaarspiek in april/mei, een korte piek in juli en een najaarspiek in oktober/november. Gemiddeld 38 % behoorde tot de vorm *tecta*. In de andere vijver bereikte *Keratella* alleen in het vroege voorjaar, als de mosselen bij de lage watertemperatuur nog weinig actief zijn, nog dichtheden van betekenis. De kleinere vorm *tecta* kwam hier nauwelijks voor, ca. 5 % behoorde tot deze vorm (niet onderscheiden in monsters van dec. 1990 t/m maart 1991).

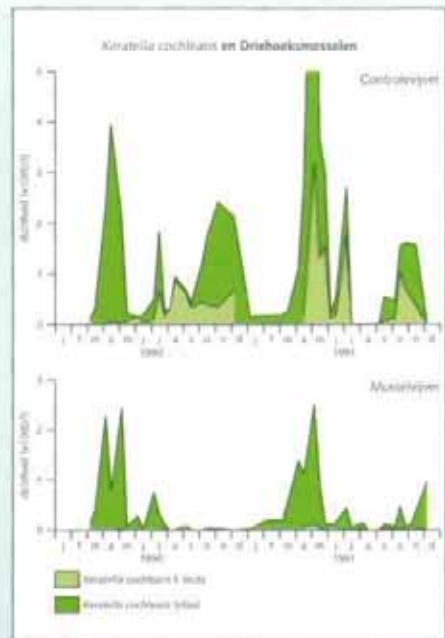


Foto 9
Raderdieren van de zeer algemene soort *Keratella cochlearis* met en zonder (forma *tecta*) eindstekel.

6. Water- en oeverplanten

Ruud Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

Inleiding

Gegevens over waterplanten worden in het kader van Biologische Monitoring op twee manieren verzameld. In de eerste plaats wordt langs vaste raaien (figuur 25) om de honderd meter per plantesoort geschat welk percentage van de bodem ter plaatse bedekt wordt. Dit gebeurt jaarlijks in alle Rijkswateren. In de tweede plaats worden in de peiljaren (dus om de vier jaar) luchtfoto's gemaakt, waarop de belangrijkste vegetatietypen herkenbaar zijn. De foto's worden gemaakt met een overlap van 60 %, waardoor onder een stereoscoop ook verschillende typen oevervegetatie kunnen worden onderscheiden. Door slechte vluchtomstandigheden in het groeiseizoen van 1993 zijn alleen foto's gemaakt van het Veluwemeer. Van de overige meren worden daarom opnamen uit 1994 gebruikt.

In verband met de beschikbaarheid van licht bereiken waterplanten de hoogste dichtheden in de ondiepe delen van de meren, met een zekere zonerings van soorten langs het diepteprofiel (zie verder). De randmeren verschillen onderling sterk in diepte (hoofdstuk 2). Om een zinvolle vergelijking te maken van de mogelijkheden voor waterplanten wordt de bedekking van het bodemoppervlak met een diepte tot 1 m gebruikt.

Resultaten 1992-1994

Langs de raaien zijn in de jaren 1992-94 in totaal 22 soorten (bij algen soortgroepen) waterplanten aangetroffen, waarvan 5 drijfbladplanten, 13 ondergedoken, hogere waterplanten en vier macroalgen (tabel 10). Het meest talrijk en verbreid waren Doorgroeid Fonteinkruid, Schedefonteinkruid en kranswier. Enkele andere soorten werden plaatselijk in hoge dichtheden aangetroffen (figuur 25).

Op 67 % van de monsterpunten die op een diepte van maximaal 1 m lagen werden waterplanten aangetroffen, met per meer een minimum van 8 % in het Eemmeer tot maximaal 95 % in het Drontermeer en het Vossemeer (tabel 11). Ook met betrekking tot de soortensamenstelling waren er grote verschillen tussen de meren.

Deltarandmeren

Waterplanten

In het Zwarte Meer werden opvallend weinig waterplanten aangetroffen. Slechts 21 % van de raailocaties tot 1 m was bezet (tabel 10), terwijl uit de luchtfoto's een nog ongunstiger beeld naar voren komt (figuur 26). Alleen Schedefonteinkruid werd plaatselijk in dichtheden van enige betekenis aangetroffen. Vermeldenswaard is wel een veld van nymphaeïde drijfbladplanten tussen het Vogeleiland en de monding van het Zwarte Water, waarin Witte Waterlelie, Gele Plomp en Watergentiaan voorkomen (in tabel 10 komt dit veld niet tot uiting omdat dit deel van de raai alleen in 1994 is opgenomen). In 1994 had dit veld een grootte van ongeveer 15 ha (Meetkundige Dienst).

Ten opzichte van de vegetatie in het Zwarte Meer is die in het oostelijk deel van het Ketelmeer verrassend; op de hier gelegen raai werden meer soorten aangetroffen dan op de raai in het Zwarte Meer. De invloed van de IJssel is terug te vinden in het voorkomen van Rivierfonteinkruid, dat in geen van de andere randmeren werd aangetroffen. De nymphaeïden zijn hier alleen door Gele Plomp vertegenwoordigd.

In het Vossemeer valt vooral de grote hoeveelheid

macroalgen op; zowel Waternetje als draad- en darmwieren kwamen op meer dan de helft van de locaties tot 1 m voor en bereikten hogere dichtheden dan in de andere randmeren.

Oeverplanten

Hoewel het Zwarte Meer opvalt door een hoog percentage begroeide oevers is het beeld van de drie noordelijke randmeren vergelijkbaar. Het meer onderscheidt zich van de andere randmeren door een zeer hoog percentage oevers met Riet *Phragmites australis* en weinig ruigte en struweel (figuur 27). Karakteristiek voor het Zwarte Meer en het oostelijke deel van het Ketelmeer zijn de vele biezenpollen. Naast Riet en Mattenbies *Scirpus lacustris* komt ook lisdodde *Typha* spp. regelmatig voor, en bij het Vogeleiland in het Zwarte Meer is Kalmoes *Acorus calamus* aangetroffen.

Veluwerandmeren

Waterplanten

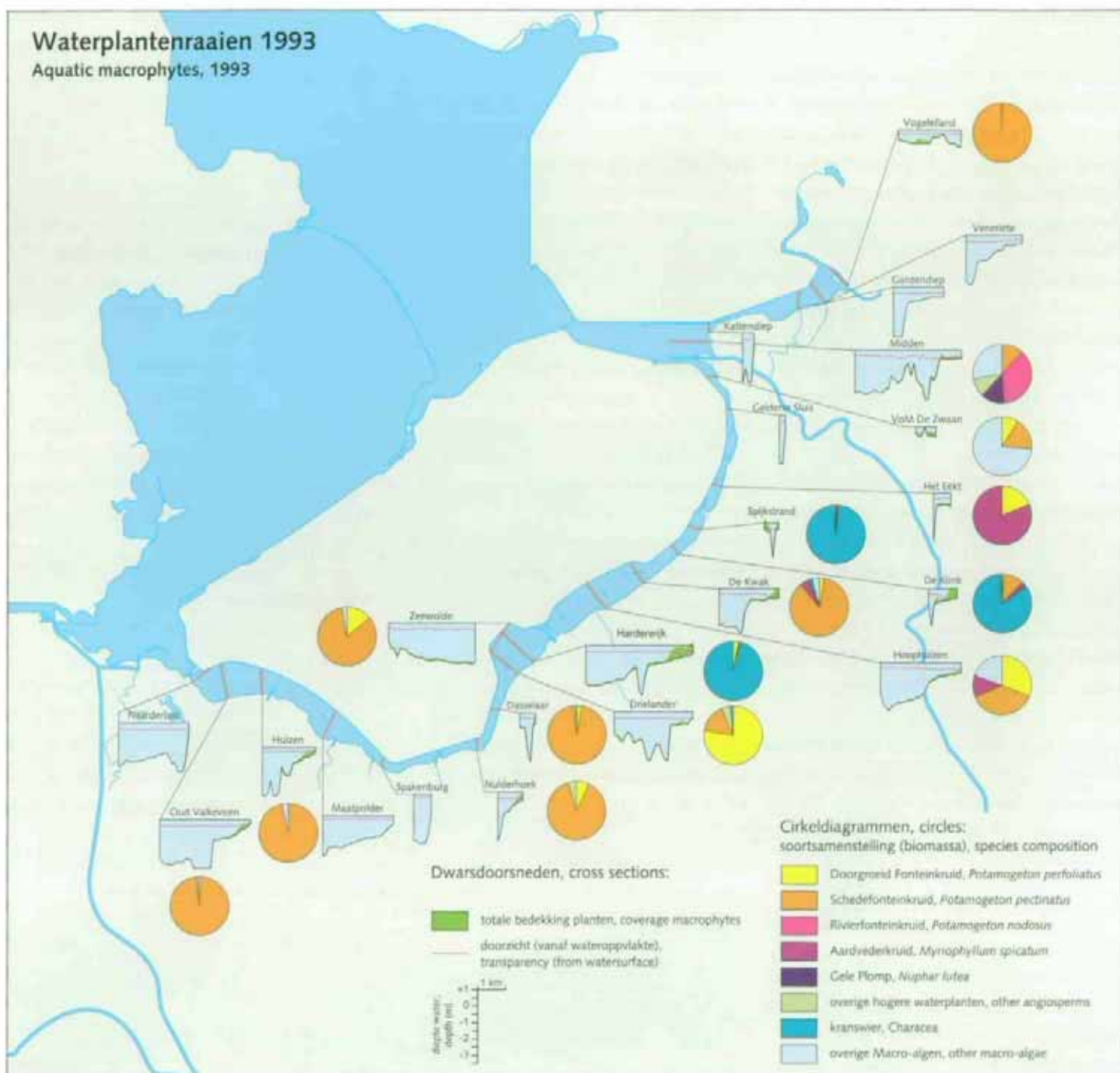
Hier springen vooral de uitgestrekte kranswievelden van het Veluwemeer en het Wolderwijd in het oog. In het Veluwemeer bevindt dit veld zich met name in het smalle, oostelijke deel, ten oosten van de vaargeul. Het veld was in 1993

Foto 10

Door het heldere water is het kranswieveld in het Veluwemeer op deze luchtopname uit juni 1993 duidelijk zichtbaar. Midden op het veld foerageren enkele Knobbelzwanen.

Stonewort field in Lake Veluwemeer as seen from the air, June 1993.





Figuur 25

Dwarsdoorsneden door de randmeren ter hoogte van de monitoring raaien, 1993. Aangegeven is de totale bedekking van waterplanten langs de raaien (groen), geprojecteerd op het bodemprofiel. De paarse lijn geeft het doorzicht ter plaatse weer, negatief vanaf het wateroppervlak uitgezet. Bij twee raaien in het Veluwemeer (De Klink en De Kwak) is goed te zien hoe het doorzicht ter plaatse van de hoogste plantenbedekking toeneemt tot bodemzicht.

Naast de doorsneden is in cirkeldiagrammen per raai de relatieve soortsamenstelling weergegeven (biomassa). Hierbij zijn alleen punten gebruikt die ook in 1992 en 1994 zijn opgenomen, waardoor o.a. de bestanden van drijfbladplanten in het Zwarte Meer niet tot uiting komen.

Transverse sections through the borderlakes at the transects in 1993. Macrophyte coverage is shown in green, superimposed on the depth profile. The purple line shows transparency, subtracted from the water surface. At sites with high macrophyte coverage transparency increases until it equals (exceeds) water depth (transects De Klink and De Kwak in Lake Veluwemeer). The pie diagrams show the species composition (biomass) at each transect.

ca. 650 ha groot (Doef *et al.* 1994), waarvan 300 ha (in 1994 400) met een bedekking van meer dan 15 % (het deel met lagere bedekking komt niet naar voren uit luchtfoto's). Het veld bestond grotendeels uit de soort *Chara aspera*, met een

kleinere hoeveelheid *C. contraria* en *C. globularis* (Coops *et al.* 1997).

In het Wolderwijd had het veld, hier gevormd door *Chara contraria* en *Chara vulgaris*, in 1993 een grootte van ca. 440 ha, waarvan 160 ha met

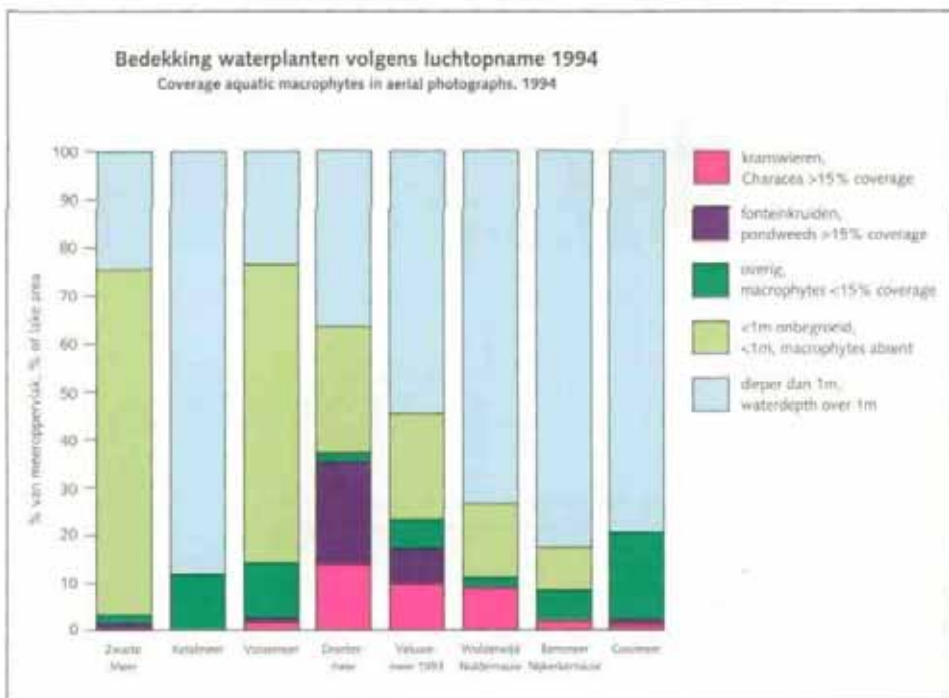
een bedekking van meer dan 15 % (Doef *et al.* 1994). In 1994 was het totale veld kleiner (300 ha), maar het deel met hogere dichtheden was toegenomen tot 180 ha (de Witte *et al.* 1995; 211 ha volgens de MWTL. luchtfotokartering). In het

Drontermeer kwamen kranswieren in 1993 nog slechts in zeer lage dichtheden voor (de Witte *et al.* 1995), maar in 1994 werd op de luchtfoto's een algenveld van 90 ha gevonden met een bedekking van meer dan 15 % (figuur 26). Waarschijnlijk zijn dit kranswieren geweest. Kranswieren zijn op de luchtfoto's echter niet te onderscheiden van andere macro-algen (draadalg, waternetje en darmwier). In de raaigegevens komt alleen een toename van de fonteinkruident tot uiting omdat de raai hier buiten het bewuste veld ligt.

De vastlegging van bodemmateriaal die het gevolg is van de bedekking van de kranswieren, in combinatie met mogelijke allelopatische effecten (d.w.z. groeiremmend voor algen) van uitgescheiden, zwavelhoudende stoffen en voedselcompetitie met planktonische algen, resulteert in uitzonderlijke helderheid van het water boven de kranswieren. Dit effect is zichtbaar in figuur 25, waar bijv. langs de raai De Klink in het Veluwemeer in oostelijke richting het doorzicht toeneemt met toenemende plantenbedekking, tot in het kranswieveld tenslotte bodemzicht wordt bereikt. Hetzelfde effect is zichtbaar in een veld Schedefonteinkruid (Veluwemeer De Kwak), op een raai waarop kranswier slechts in lage bedekkingen voorkomt (zie ook Noordhuis 1995).

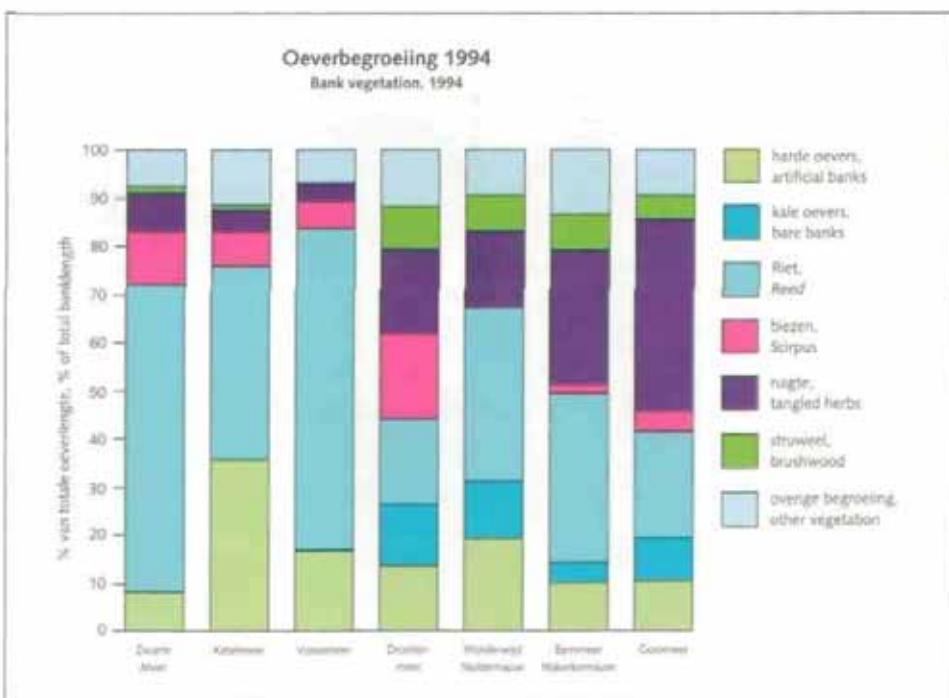
Bij de hogere waterplanten in de Veluwerandmeren viel naast Schedefonteinkruid en het relatief talrijke Doorgroeid Fonteinkruid (m.n. Nuldernauw) vooral Aarvederkruid op, dat voorkwam in het Veluwemeer en vooral in het Drontermeer, waar het veruit de talrijkste soort was. Vreemd genoeg ontbreekt deze soort geheel in de andere meren.

De bedekking van de planten is het hoogst in de meest ondiepe delen; op diepten van meer dan een meter komen nauwelijks planten meer voor (figuur 28). Gedurende de drie besproken jaren is een toename van de presentie en de bedekking zichtbaar (tabel 10) die op grotere diepten het sterkst is. De vegetatie lijkt zich dus naar de diepere delen van de meren uit te breiden (figuur 28). Hierbij ontwikkelt zich een zonering waarbij Schedefonteinkruid en kranswier de meest ondiepe delen bezetten, terwijl Aarvederkruid en vooral Doorgroeid Fonteinkruid, soorten met



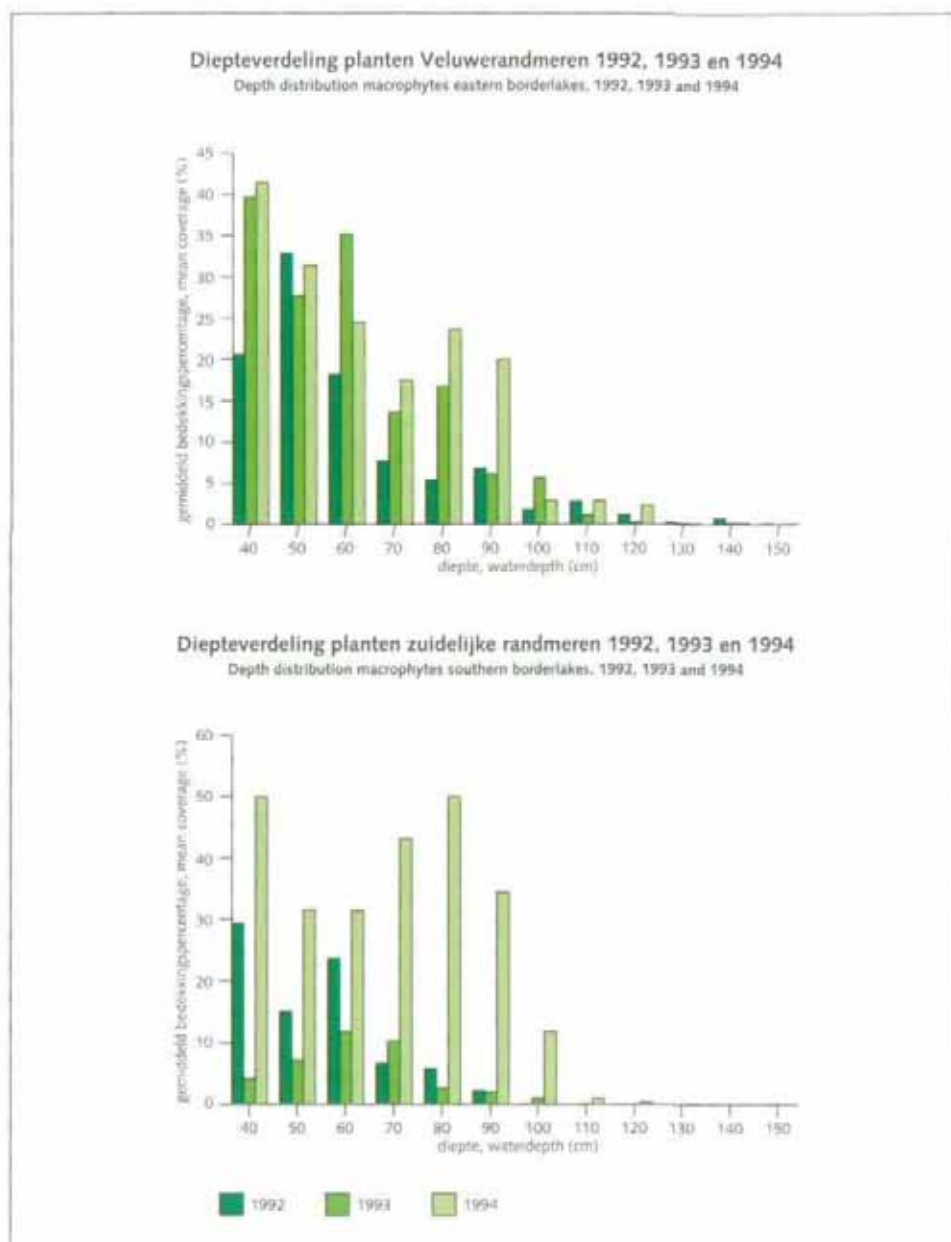
Figuur 26

Overzicht van de bedekking van de meerbodems met waterplanten volgens de luchtfotokartering. Aangegeven is ook het percentage oppervlak met een diepte van meer dan een meter. Door weersomstandigheden is in 1993 alleen het Veluwemeer volledig gefotografeerd, de andere meren zijn in 1994 gefotografeerd. NB: Op de luchtfoto's kan geen onderscheid worden gemaakt tussen kranswieren en andere macro-algen. Met name het voor het Vossmeer aangegeven kranswier kan in werkelijkheid betrekking hebben op draadwier, darmwier en/of Waternetje. Share of the surface area of each borderlake covered with macrophytes according to interpretation of aerial photographs, taken in 1994 (Lake Veluwemeer in 1993).



Figuur 27

Verdeling van de belangrijkste typen oevervegetatie over de totale oeverlengte van de randmeren. De gegevens van het Veluwemeer zijn niet uitgewerkt. Harde oever = onbegroeide dijk, havens e.d.; kale oever = strandjes e.d.; ruigte = kruiden met <50 % struiken; struweel = struiken; overig = m.n. pioniervegetatie, grasland en bomen. Characteristics of banks of each of the borderlakes.



Figuur 28

Diepteverdeling van de totale vegetatie op de raaian in de Veluwerandmeren en het (Eemmeer/) Gooimeer in 1992, 1993 en 1994. Met name in de Veluwerandmeren is sprake van uitbreiding van de vegetatie naar de diepere delen. In het Gooimeer werd de toename in 1994 veroorzaakt door de ontwikkeling van een uitgestrekt draadwielveld. Changes of total macrophyte coverage with depth in 1992, 1993 and 1994 in eastern and southern border lakes. Especially in the eastern border lakes the vegetation appears to expand to greater depths. Development of a large field of filamentous macroalgae caused the high coverage in the southern border lakes in 1994.

een sterk verticale groei-strategie, op grotere diepte voorkomen (figuur 29).

Oeverplanten

Meer dan bij de noordelijke randmeren zijn langs de oevers van de Veluwerandmeren ruig-vegetaties te vinden, terwijl aan de nieuwe landzijde een niet onaanzienlijk deel wordt gevormd door kale oevers, veelal in de vorm van strandjes (figuur 27). Opvallend is het grote aandeel van Mattenbies in het Drontermeer. De belangrijkste bestanden kwamen voor in smalle

stroken aan de buitenzijde van de rietkraag tussen Elburg en het eilandje Het Eek en aan de westkant van het eiland Het Reve. Bij het laatstgenoemde eiland ligt een achttal commerciële percelen met Mattenbies (totale opp. bijna 6 ha). Ook een deel van de "vrije" bestanden is waarschijnlijk aangeplant. Biezen komen in minder omvangrijke bestanden ook in de andere meren voor, maar een deel hiervan heeft betrekking op Zeebies *Scirpus maritimus*, die bijv. in het Veluwemeer voorkomt (de Witte *et al.* 1995). Andere emergenten die zijn aangetroffen zijn

Pijlkruid *Sagittaria sagittifolia* (Drontermeer), en lisdodde (alle meren). In 1989 werd langs het Nuldernauw, op een plaats buiten de monitoringraaien (Nulde), Zwanebloem *Butomus umbellatus* aangetroffen (Doef *et al.* 1991). Smalle Waterweegbree, dat vooral in het Veluwemeer voorkomt, werd tot de waterplanten gerekend.

Zuidelijke Randmeren

Waterplanten

In het hypertrofe Eemmeer werden slechts enkele minieme plukjes kranzwier, draadwier en Schedefonteinkruid gevonden (tabel 10). Ten opzichte van de eerder besproken randmeren, waar telkens 9-12 soorten werden gevonden, een schrale oogst. Gedeeltelijk heeft dit te maken met het diepte-profiel van het Eemmeer; ruim 80 % van de meerbodem heeft een diepte van meer dan een meter (figuur 26). Maar ook als alleen de ondiepe delen worden vergeleken, stelt de bedekking in het Eemmeer niets voor in vergelijking met de andere meren.

In het Gooimeer, waar de waterkwaliteit beter is door menging met water uit het IJmeer, kwam een relatief omvangrijk bestand van Schedefonteinkruid voor. In dit meer is het oppervlak aan ondiepe bodems nog geringer dan in het Eemmeer. Toch werden hier in totaal vijf soorten gevonden, terwijl het gem. bedekkingspercentage in 1993 zelfs hoger was dan in de vier meren ten noorden van Elburg (tabel 11). In 1994 werd het beeld overheerst door een enorme hoeveelheid draadwier, dat voorkwam tot op een diepte van een meter (figuur 28).

Oeverplanten

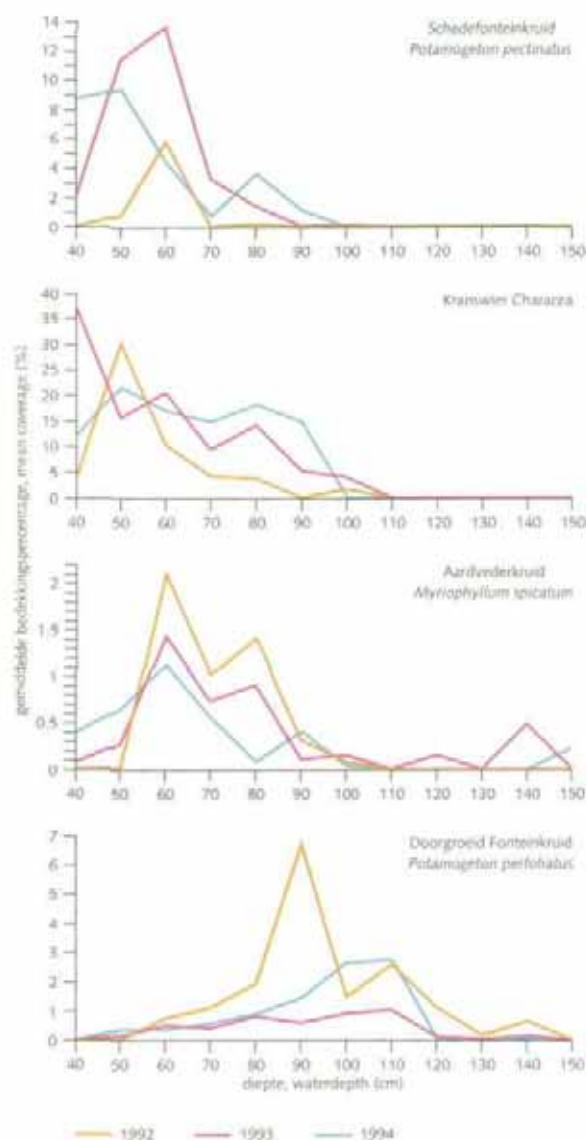
Het beeld langs de oevers komt in grote lijnen overeen met dat langs de Veluwerandmeren; relatief weinig riet en veel ruigte. Biezen komen in beperkte mate voor. Andere emergenten zijn, met uitzondering van lisdodde, niet aangetroffen.

Ontwikkelingen

De vegetatie in de randmeren heeft zich ontwikkeld uit een door Schedefonteinkruid gedomineerde vegetatie voor de Zuiderzeekust tussen

Diepteverdeling Veluwerandmeren per soort, 1992-1994

Depth distribution eastern borderlakes per species, 1992-1994



Figuur 29

Diepteverdeling van de belangrijkste macrofyten in de Veluwerandmeren in 1992, 1993 en 1994. Kranswier kwam in 1992 vooral voor op dieptes rond 50 cm, maar breidde zich daarna uit tot 90 cm. Met name Doorgroeid Fonteynkruis lijkt hierop te hebben gereageerd d.m.v. een verschuiving naar dieptes van m.n. 100-110 cm. Aarvederkruis ontbreekt in het Wolderwijd, bedekking berekend over Veluwemeer en Drontermeer.

Specific depth distribution of the four most abundant macrophytes in the eastern borderlakes, 1992, 1993 and 1994. During these years stonewort fields expanded by colonizing deeper parts of the lakes. In response, *Potamogeton perfoliatus* moved to even greater depth.

Blokkzijl en Elburg, die hier dankzij de invloed van het zoete IJsselwater ook vóór de afsluiting al aanwezig was (van Goor 1922, Brouwer & Tinbergen 1939). Na de aanleg van de afsluitdijk in 1932 breidde deze vegetatie zich uit over een groot deel van het huidige randmerengebied. Dit blijkt ook uit de uitbreiding van het foerageergebied van de Kleine Zwaan, die bij voorkeur op wortelknolletjes van Schedefonteinkruis foerageert (figuur 30). In 1936 beschreven Brouwer en Tinbergen (1939) tussen Harderwijk en de

mondung van de IJssel een zonering van achter-eenvolgens kranswieren (tot 40 cm diep, zone max 400 m breed), Schedefonteinkruis (tot meer dan 1000 m uit de kust) en Doorgroeid Fonteynkruis (vooral vanaf 70 cm). Dit beeld was langs de hele Veluwekust te vinden. Na aanleg van de randmeren ontstonden door de compartimentering en de verschillen in waterhuishouding meer uitgesproken, lokale verschillen in de vegetatieopbouw.

De ontwikkeling van de vegetatie na de aanleg

van de randmeren kenmerkt zich door een periode van afwezigheid of verminderd voorkomen in relatie tot eutrofiëringseffecten. Sinds de jaren tachtig zijn door diverse maatregelen de nutriëntgehalten veelal weer gedaald, en de laatste jaren treedt een herstel van de vegetatie op. De mate waarin dat herstel tot nu toe heeft plaats gevonden verschilt echter sterk per meer (figuur 31).

Een deel van de ontwikkelingen komt tot uiting in de gegevens die van de monitoring raaien afkomstig zijn (tabel 10). Bij de interpretatie van deze gegevens moet echter rekening worden gehouden met factoren als veranderingen in personele bezetting, verschillen in opnamedatum en de verschillen tussen jaren (weerseffecten). Bepaalde soorten kunnen van jaar op jaar plaatselijk in sterk verschillende mate opkomen.

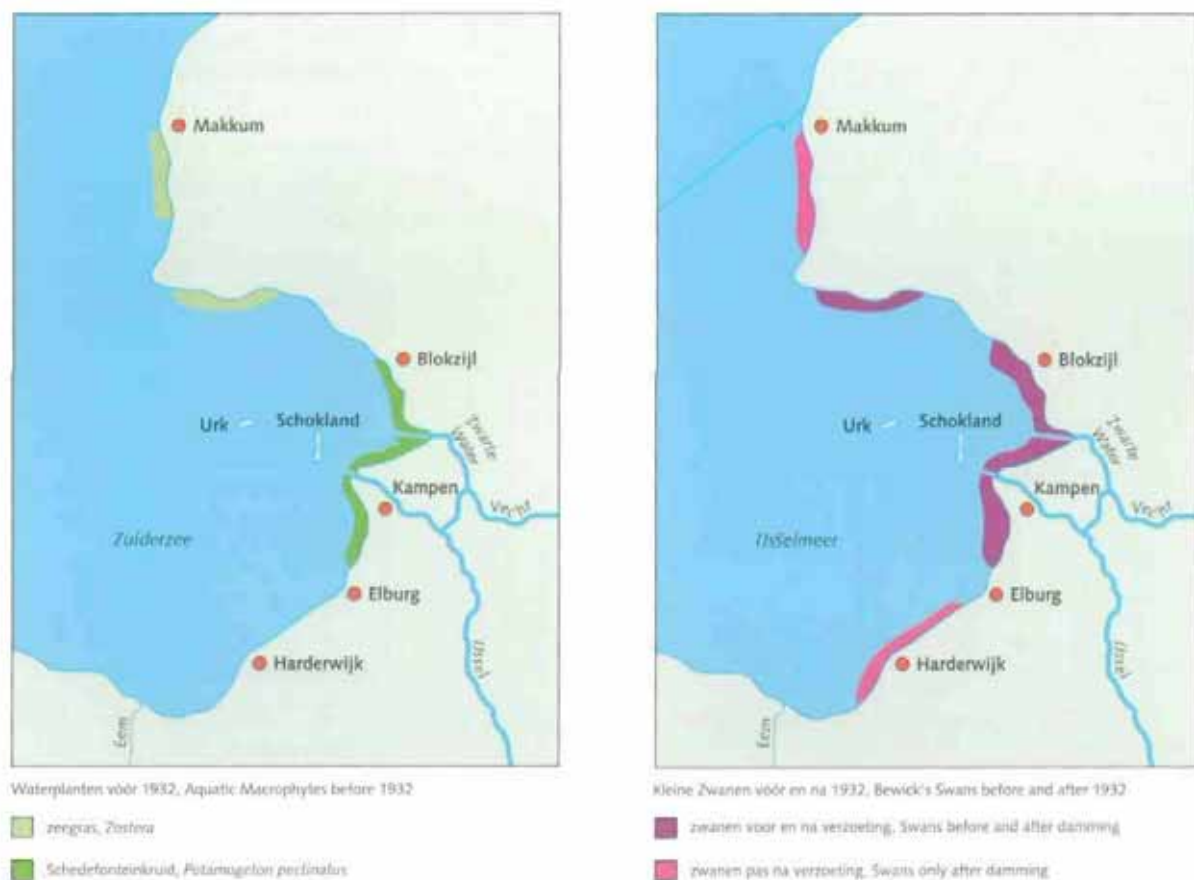
Deltarandmeren

Waterplanten

In het Zwarte Meer was begin jaren vijftig nog sprake van fonteinkruisvegetatie tot op 120 cm diepte. Naast Doorgroeid en Schedefonteinkruis kwam plaatselijk ook Gekroesd, Tenger, Puntig (*Potamogeton mucronatus*), Glanzig (*P. lucens*) en Haarfonteynkruis (*P. trichoides*) voor, evenals een aantal andere hogere waterplanten. De rijkdom van de watervegetatie rond de monding van het Zwarte Water werd onder meer toegeschreven aan de toevoer van eutroof water aldaar. Verder waren er uitgestrekte, aaneengesloten matten van de kranswieren *Chara vulgaris* (mogelijk de huidige *C. contraria*, die destijds nog niet als aparte soort werd gezien) en *Nitellopsis obtusa* (Mörzer Bruijns & Timmerman 1953, Dresscher 1954). Op deze planten en de begeleidende macrofauna foerageerde in die jaren een rijke vogelbevolking, met als climax een concentratie van 650 Krooneenden in september 1953 (Timmerman 1962). Deze in Nederland zeldzame eendesoot voedt zich bij uitstek met kranswieren.

Van de kranswieren, die in 1957 nog rijkelijk aanwezig waren, bleek echter al in 1962 niets meer te zijn terug te vinden. Parallel aan deze ontwikkeling nam ook het aantal vogels sterk af. Gezien dit aantalsverloop zou de afname van de kranswieren al in het midden van de jaren vijftig

Fonteinkruiden en Kleine Zwanen voor en na de Afsluitdijk Pondweeds and Bewick's Swans before and after construction of the "Afsluitdijk"



Figuur 30
Verspreiding van waterplanten langs de oostelijke Zuiderzeekust vóór de afsluiting in 1932 en de uitbreiding van het foerageergebied van de Kleine Zwanen na de afsluiting (naar Brouwer & Tinbergen 1939).
Distribution of aquatic macrophytes off the east coast of the former, brackish Zuiderzee before damming in 1932, and the expansion of the foraging area of Bewick's Swans after the Zuiderzee was dammed and turned fresh.

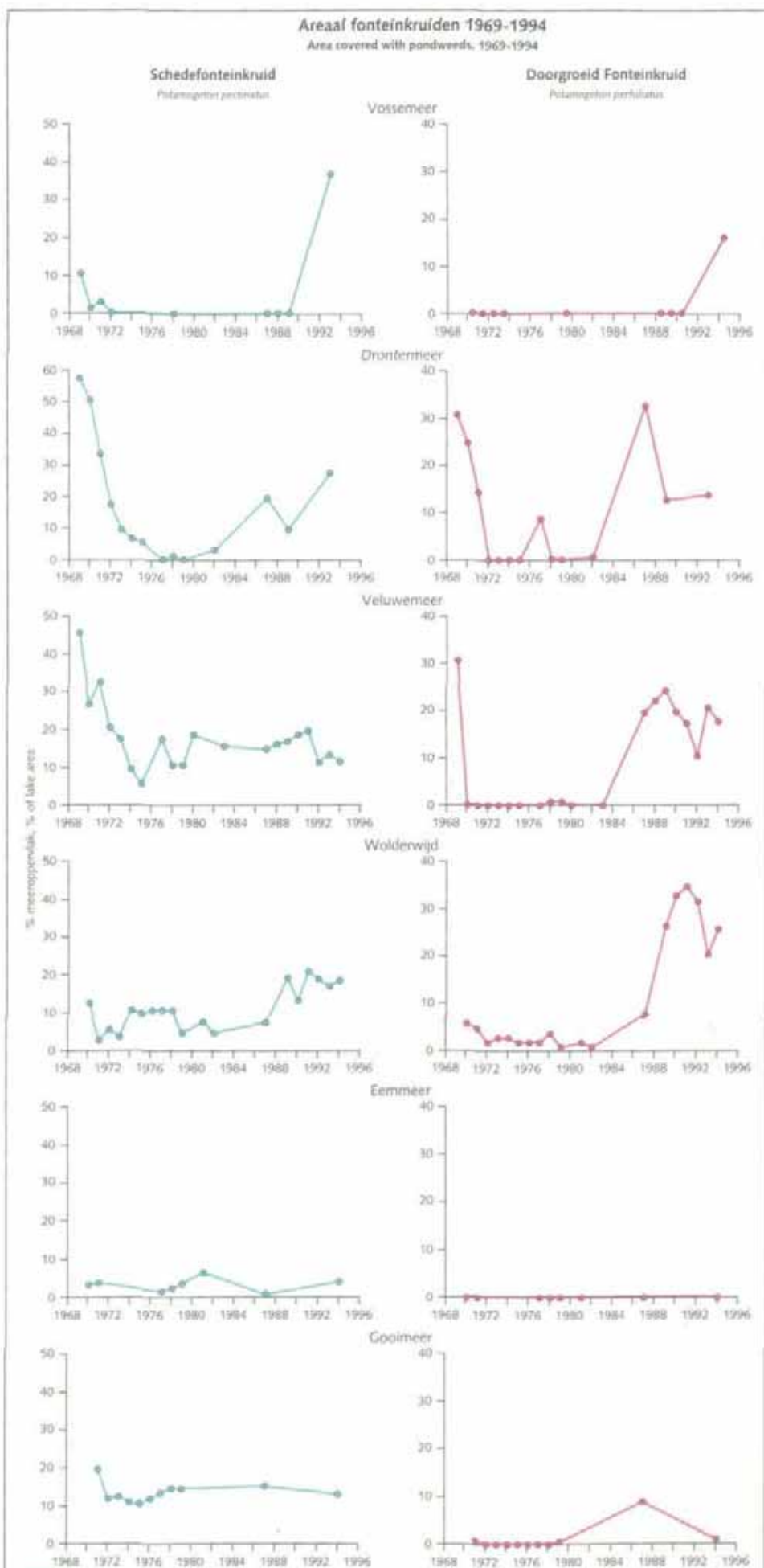
begonnen kunnen zijn (zie ook figuur 54 in hoofdstuk 9; Timmerman & Koridon 1963). De fonteinkruiden hielden het wat langer vol en zouden hun top pas in 1960 hebben bereikt (Bick & van Schaik 1980). Mogelijk hebben ze geprofiteerd van de verminderde concurrentie door de eerdere afname van de kranswieren. De Kleine Zwanen, die zoals gezegd bij voorkeur wortelknolletjes van Schedefonteinkruid eten, waren rond 1960 uitzonderlijk talrijk (figuur 54, hoofdstuk 9). Enkele jaren later verdwenen echter ook de fonteinkruiden.

Anders dan in andere wateren in het IJsselmeergebied is in het Zwarte Meer tot op heden nog nauwelijks sprake van herstel van de hierboven beschreven situatie. Terwijl zich elders weer uitgestrekte velden ontwikkelen is in het Zwarte Meer de terugkeer van de kranswieren nog niet geconstateerd.

De verschillen tussen het Ketelmeer en de overige randmeren worden wel het duidelijkst weergegeven door het voorkomen van Rivierfonteinkruid. Deze soort werd door de gelijkens met verwante soorten lange tijd over het hoofd gezien en is pas in de jaren veertig herkend als zelfstandig onderdeel van de Nederlandse flora. Het voorkomen in de IJsseldelta kan achteraf worden getraceerd tot in 1943. In de jaren daarna nam vanuit de IJsselmonding het bestand toe; in 1965 kwamen in het Keteldiep en het Ketelmeer rijke vegetaties voor, die zich uitstrekten langs de oever van de polders tot ver in het IJsselmeer richting Lelystad. Later zijn deze vegetaties grotendeels weer verdwenen (van der Ploeg 1990). Bij een kartering van het oostelijke deel van het Ketelmeer in 1987 werd echter een omvangrijk bestand aangetroffen, verspreid over een gebied van 223 ha, zowel op de ondiepte tussen

de Ramsgeul en het Kattendiep als ten zuiden daarvan (Doef *et al.* 1991). In 1990 en 1993 werd van het laatstgenoemde deelbestand weinig teruggevonden en was het totale oppervlak kleiner; resp. ca. 70 en 125 ha (de Witte *et al.* 1995). De omvang van het bestand van Schedefonteinkruid vertoonde over de genoemde drie jaren veranderingen van dezelfde orde (resp. 130, ca. 25 en ca. 90 ha). Voor beide fonteinkruiden geldt waarschijnlijk dat standplaats en bedekking van jaar op jaar sterk kunnen verschillen. Op de raai Ketelmeer-Midden (figuur 25) waren in 1992 drie groeikernen van Rivierfonteinkruid herkenbaar, waarvan er in 1993 en 1994 nog maar één was terug te vinden.

Anders dan bij het Ketelmeer is over het Vossemeer ook oudere informatie beschikbaar (de Redelijkheid & Scheffer 1990). In 1969 kwam

**Figuur 31**

Verloop van het met Schedefonteinkruid en Doorgroeid Fonteinkruid begroeide oppervlak van de randmeren vanaf 1969. Schedefonteinkruid is in de meeste meren nooit helemaal weggeweest. Doorgroeid Fonteinkruid is gevoeliger voor een beperkt doorzicht en is bijv. in het Eemmeer nog steeds afwezig. Samengesteld m.b.v. De Redelijkheid & Scheffer 1990, Doel *et al.* 1991, 1994 en De Witte *et al.* 1995.

Development of the share of surface area of each borderlake covered with pondweeds, 1969-1994. Only Potamogeton pectinatus was able to withstand poor conditions throughout the 70s and 80s.

Schedefonteinkruid hier over meer dan 10 % van het meerooppervlak voor. Dit percentage nam echter snel af en vanaf 1972 werd de soort niet meer aangetroffen (figuur 31). Doorgroeid Fonteinkruid was in de gehele periode 1969-89 afwezig. Het is daarom verassend dat beide soorten in de periode 1992-94 op een toenemend aantal punten op de raaien werden gevonden (tabel 10). In 1993 werd tijdens de kartering van Dir. IJsselmeergebied op maar liefst 37 % van het meerooppervlak Schedefonteinkruid aangetroffen, en op 16 % Doorgroeid Fonteinkruid (de Witte *et al.* 1995).

Oeverplanten

Rond de monding van de IJssel en de Vecht was het water ook vóór 1932 al zwak brak tot zoet. Eeuwen geleden al werden in dit gebied biezen aangeplant, enerzijds als methode van landaanwinning, anderzijds ten behoeve van de vlechterij. Oorspronkelijk ging het om Ruwe Bies *Scirpus lacustris tabernaemontani*, die goed bestand is tegen brakke omstandigheden. Later werden ook "zoete" vormen van deze soort (Mattenbies) veel aangeplant. In het Zwarte Meer worden nog steeds biezen gesneden, maar door veranderingen in de hydrologie van het gebied en in de sedimentatieprocessen is zowel het areaal als de kwaliteit van de biezen in dit meer achteruit gegaan. Een groot deel van het oorspronkelijke areaal wordt nu door Riet in beslag genomen (Coops 1992).

Veluwerandmeren

Waterplanten

In het heldere water van het Veluwemeer en

Drontermeer was in de jaren zestig een rijke vegetatie aanwezig. Het beeld werd bepaald door uitgestrekte kranswervelden (Leentvaar 1961, 1966). Langs de vaargeul stonden stroken Doorgroeid Fonteinkruid, dat het Schedefonteinkruid van voor de inpoldering grotendeels had vervangen. Daarnaast kwamen soorten als Aarvederkruid, waterpest en in het Veluwemeer Stijve Waterranonkel en Smalle Waterweegbree voor. Net als in het Zwarte Meer ondersteunden de waterplanten een gevarieerde fauna. Tussen de planten konden vele slakken (m.n. *Valvata piscinalis*) worden aangetroffen en kolonies van de blauwalg *Gloetrichia natans* en het mosdier *Cristatella mucedo*. Na het verdwijnen van de kranswieren in het Zwarte Meer verplaatsten de Krooneenden zich naar het Veluwemeer. In 1965 werd hier met 1600 Krooneenden een absoluut record voor Nederland bereikt, waarschijnlijk in relatie met een diepterecord in de Bodensee, tot dan toe het dichtstbijzijnde concentratiegebied voor deze vogels, waar eveneens het kranswierbestand was ingestort (Schuster 1976).

In het Veluwemeer had de vegetatie in de jaren zestig nog een zodanige omvang dat door de dienst Zuiderzeewerken en de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders de werkgroep "Bestrijding Waterplanten Veluwemeer" werd opgericht, die de overlast voor recreanten moest aanpakken. Nog in 1969 voerde deze werkgroep proeven uit die tot doel hadden "de vegetatie te vernietigen of dusdanig in hoeveelheid te laten afnemen dat geen hinder meer wordt ondervonden" (de Jong 1970). Een jaar later, nadat de effecten van eutrofiëring zich begonnen te manifesteren, gebeurde dit vanzelf.

Door de toenemende hoeveelheid nutriënten in het water werd de groei van fytoplankton gestimuleerd en werd het water troebel. Eind jaren zestig vond in relatief korte tijd een drastische omslag plaats in de samenstelling van het ecosysteem. In het Drontermeer raakten de planten in 1965 al sterk overgroeid door algen ("perifyton"; Leentvaar 1966). In het Veluwemeer is de vegetatie waarschijnlijk in 1967 drastisch achteruit gegaan, gezien een forse verkorting in de

verblijfsduur van waterplantenetende watervogels (zie figuur 58, hoofdstuk 9). In 1970 verdwenen deze vogels geheel, en de eerste schattingen van het areaal van de waterplanten laten zien dat met name kranswier en Doorgroeid Fonteinkruid van 1969 op 1970 nagenoeg verdwenen (figuur 31).

Het water werd troebel, de kranswieren verdwenen en de fonteinkruiden namen sterk in dichtheid af (met name Doorgroeid Fonteinkruid; figuur 31). Maatregelen als defosfatering en doorspoeling vanaf 1979 brachten de nutriënten chlorofylgehalten omlaag, maar hadden geen direct effect op de vegetatie.

Eind jaren tachtig begon echter herstel op te treden. Vanaf het midden van de jaren tachtig nam Doorgroeid Fonteinkruid weer in dichtheid toe en werden er weer kranswieren gevonden. Vanaf 1990 kregen de kranswervelden een omvang van betekenis, waarbij de fonteinkruiden weer enigszins werden teruggedrongen (figuur 32). In figuur 29 is zichtbaar hoe het kranswier zich vanuit de ondiepe delen naar grotere diepte uitbreidt, waarbij met name Doorgroeid Fonteinkruid naar nog grotere diepte wordt gedwongen. Waarschijnlijk zijn hier echter de lichtomstandigheden inmiddels verbeterd, want Doorgroeid Fonteinkruid weet zich sinds 1993 te herstellen van de tijdelijke afname van de biomassa die volgde op de toename van de kranswieren (figuur 32). Hiermee herstelt zich iets van de zonerings die al in de jaren dertig voor de Veluwekust werd opgemerkt (Brouwer & Tinbergen 1939).

De huidige vegetatie van het Veluwemeer lijkt sterk op de beschrijvingen uit de jaren zestig; met uitzondering van Stijve Waterranonkel komen alle door Leentvaar (1961, 1966) genoemde soorten in vergelijkbare bestanden voor. Met de waterplanten zijn ook de kolonies van *Gloetrichia* en *Cristatella* teruggekeerd en er zijn weer grote aantallen *Valvata*'s tussen de kranswieren te vinden. In het najaar foerageren opnieuw grote concentraties watervogels op de plantenvelden, en een enkele keer worden Krooneenden gesignaleerd (zie hoofdstuk 9).

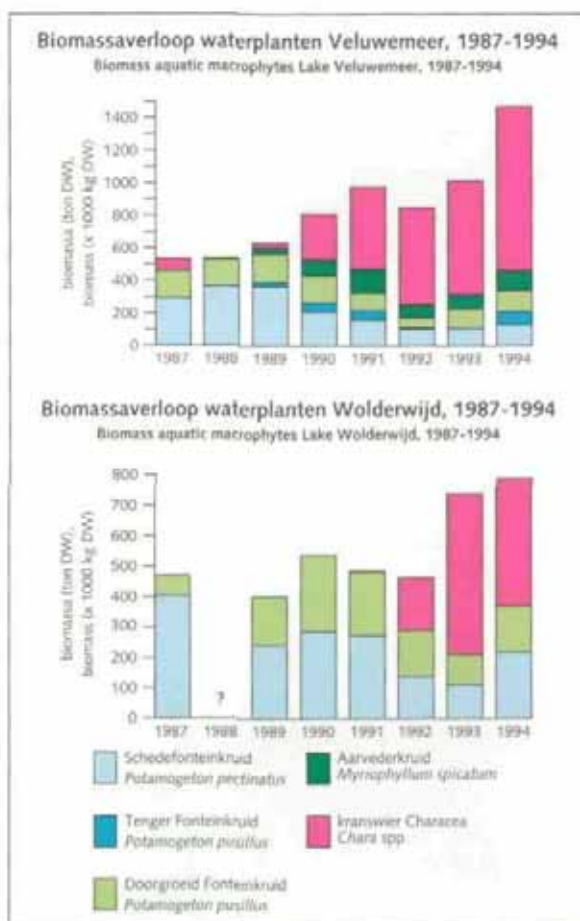
In de andere Veluwerandmeren zijn vergelijkbare ontwikkelingen gaande. In het Wolderwijd is, ook hier volgend op een herstel van de



Foto 11

Aan de polderzijde van de randmeren is het overgrote deel van de oevers versterkt met basalt. Dat dit niet betekent dat op deze plaatsen de oevervegetatie ontbreekt blijkt uit deze foto, gemaakt langs het Wolderwijd. Afgezien van hogere planten die tussen de stenen groeien, komt er op de stenen een specifieke gemeenschap van korstmossen of, onder water, macroalgen voor. Met name die algen (*Cladophora*) zijn van belang als voedsel voor watervogels, zoals Knobbeltzwanen en Kraakenden.

The banks of the lakes bordering the polders are lined with basalt. While the rocks above the waterline are partly covered by lichens, the rocks under water often get overgrown by macroalgae like *Cladophora*, which may serve as an important food source for Mute Swans and Gadwalls.



Figuur 32

Ontwikkeling van de biomassa van de belangrijkste waterplanten in het Veluwemeer en Wolderwijd vanaf 1987. Hoewel de fonteinkruiden aanvankelijk door het oprukkende kranwier werden teruggedrongen lijkt sinds 1993 van enig herstel sprake te zijn. Samengesteld uit Doef *et al.* 1991, 1994, de Witte *et al.* 1995.

Development of biomass of macrophytes in Lakes Veluwemeer and Wolderwijd. At first pondweeds were suppressed by the increasing stoneworts, but recently some recovery can be noticed.

oever langs de Veluwe in die periode begroeid was met een zoom Zeebies, met hier en daar bestanden van Ruwe Bies en Riet (Coops 1992). Al in 1961 waren de biezen grotendeels vervangen door Riet, en tegenwoordig komen nog slechts zeer kleine restbestanden voor.

Zuidelijke Randmeren

Waterplanten

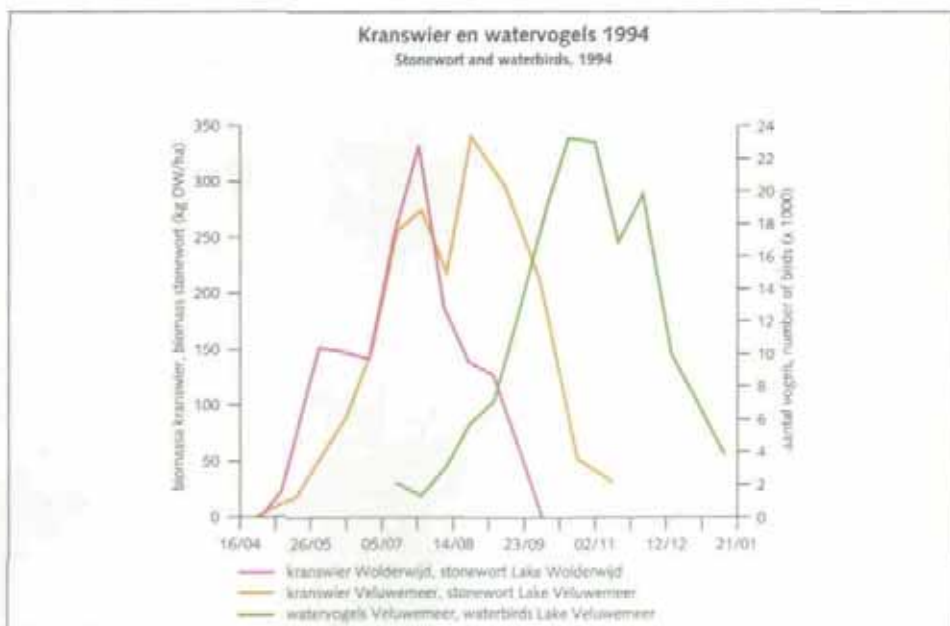
Ook hier is eind jaren zestig in verband met eutrofiëring de ondergedoken vegetatie sterk achteruit gegaan (STIBRIJ 1986). In het Eemmeer, waar alleen langs de oevers nog wat waterplanten te vinden zijn, is sinds de jaren zeventig nauwelijks herstel opgetreden. In het Gooimeer bevindt zich een vrij omvangrijk bestand van Schedefonteinkruid, dat zich sinds 1972 beperkte tot het ondiepe gedeelte tussen Huizen en Naarden, ten zuiden van de vaargeul (de Redelijkheid & Scheffer 1990, de Witte *et al.* 1995). De laatste jaren ontwikkelen zich echter ook ten oosten van Huizen en in het noordwestelijke deel van het meer kleine velden, waarmee de situatie die van 1971 benadert. Iets dergelijks geldt voor

fonteinkruiden, sinds 1990 eveneens sprake van een sterk groeiend kranwieveld (omvang van betekenis sinds 1992), wat ook hier weer een terugslag bij de fonteinkruiden heeft veroorzaakt (figuur 32). De planten raken in het Wolderwijd echter sterk overgroeid met perifyton, net als in het Drontermeer in de jaren zestig. In 1994 bleek het groeiseizoen mede daardoor in het Wolderwijd aanmerkelijk korter te zijn dan in het Veluwemeer, waardoor watervogels nauwelijks van de planten konden profiteren (figuur 33).

In het Drontermeer was in 1994 wel sprake van een toename van aantallen waterplantenetende vogels. Dit is een aanwijzing dat het wiereveld dat in dat jaar op de luchtfoto's verscheen inderdaad uit kranwier bestond. Hier lijken dus recent zowel de fonteinkruiden (tabel 10) als de kranwieren toe te nemen.

Oeverplanten

Uit luchtfoto's uit 1949 blijkt dat de IJsselmeer-



Figuur 33

Verloop van de biomassa van kranwieren in het Veluwemeer en het Wolderwijd, 1994, en van het aantal watervogels. Door het kortere seizoen in het Wolderwijd was er op het moment dat de meeste vogels uit de broedgebieden arriveerden in dit meer al niet veel voedsel meer aanwezig. Gegevens kranwier M.S. van den Berg, gegevens watervogels Bureau Waardenburg bv.

Biomass development of stoneworts in Lakes Veluwemeer and Wolderwijd in 1994, compared with the development of bird numbers in the lakes. Few birds were present in Lake Wolderwijd, as most of the macrophytes were gone by the time they arrived.

Doorgroeid Fonteinkruid, waarvan weer kleine hoeveelheden in het uiterste westen van het Gooimeer gevonden worden. Op de totale oppervlakten komen deze veranderingen echter nog niet tot uiting (figuur 31).

Oeverplanten

Bij Oud Valkeveen, langs de kust van het huidige Gooimeer, kwam in de jaren veertig langs de oevers een zoom van biezten voor, in dit geval aan de buitenkant van een strook Riet. Later is dit bestand echter sterk teruggelopen en in de jaren zeventig is het geheel verdwenen. Lisdodde, dat al in 1949 de buitenkant van de oevervegetatie bij Huizen vormde, heeft zich recentelijk uitgebreid tot de oevers bij Oud Valkeveen (Coops 1992).

Belangrijkste conclusies

Vooraf tot op een diepte van een meter komen in de randmeren waterplanten voor. De meest talrijke soort is Schedefonteinkruid. In het Zwarte Meer komen daarnaast drijfbladplanten voor, in het Ketelmeer Rivierfonteinkruid en in de Veluwerandmeren staan omvangrijke bestanden van Doorgroeid Fonteinkruid en kranwier.

Door eutrofiëring is de ondergedoken vegetatie van de randmeren rond 1970 sterk achteruitgegaan. Sinds het midden van de jaren tachtig treedt vooral in de Veluwerandmeren herstel op. Na een toename van de fonteinkruiden begonnen zich hier rond 1990 grote kranwievelden te ontwikkelen, die de fonteinkruiden weer enigszins terugdrongen. Deze ontwikkeling, die nog steeds gaande is, heeft een sterke positieve

weerslag op de fauna van het gebied.

In het Zwarte Meer is nog nauwelijks sprake van enig herstel van de soortenrijke fonteinkruidgemeenschappen uit de jaren vijftig of van de terugkeer van de kranwievelden. In het Eemmeer zijn waterplanten nog steeds nagenoeg afwezig en ook in het Gooimeer zijn nog geen tekenen van toename geconstateerd.

De oevervegetatie van de randmeren concentreert zich aan de oude landzijde. Langs de noordelijke meren overheerst Riet, elders zijn ruigtevegetaties en struwelen belangrijker. Biezten komen met name in het Zwarte Meer, Ketelmeer en Drontermeer voor, maar zijn in de afgelopen decennia sterk in omvang afgenomen.



Foto 12

Doorgroeid Fonteinkruid is een hoog opgaande soort die tot op relatief grote diepte kan groeien en daardoor aan de onderkant van de zonering van soorten voorkomt. Hij is echter relatief gevoelig voor troebel water en was daardoor in tegenstelling tot Schedefonteinkruid lange tijd afwezig in de Veluwerandmeren.

The pondweed Potamogeton perfoliatus produces long stems and occurs at greater depths than other species, provided the water is reasonably clear. It was absent from the eastern borderlakes during the seventies and first half of the eighties.

Tabel 10
Voorkomen van waterplanten in de randmeren, 1992-1994. Aantal punten waarop de soort gevonden is. Alleen punten die elk jaar zijn gemonsterd.
Number of locations along the transects at which each species was found in 1992-1994.
+ = soort alleen op punten die niet elk jaar zijn bemonsterd *only found outside standard locations*.
n.b.: de ligging van de raaien in 1992 wijkt in veel gevallen af van die in 1993 en 1994.

	Zwarte Meer			Ketelmeer			Vossemeer			Drontermeer			Veluwemeer			Wolderwijd			Nuldermauw			Eemmeer			Gooimeer			Totaal		
	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94	92	93	94
Macro-algen Macroalgae																														
kranswier Charophyta (<i>Chara</i> spp.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	8	38	54	17	32	41	-	+	3	-	3	1	-	1	-	25	74	99
Waterletje <i>Hydrodictyon reticulatum</i>	27	-	22	28	5	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55	13	22
damwier <i>Enteromorpha</i> spp.	-	-	1	15	-	-	-	12	5	-	-	-	4	14	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	19	13	22
draadwier other macro-chlorophytes	-	-	24	19	10	26	-	11	-	-	-	-	11	31	1	+	+	+	-	2	-	+	-	1	17	16	61	47	70	113
Hogere planten Angiosperms																														
Doorgroeid Fonteinkruid <i>Potamogeton perfoliatus</i>	-	1	-	2	-	-	1	4	5	9	10	16	40	62	45	50	61	70	11	15	11	-	+	+	2	-	-	115	153	147
Glanzig Fonteinkruid <i>Potamogeton lucens</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
Gekroesd Fonteinkruid <i>Potamogeton crispus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Rivierfonteinkruid <i>Potamogeton nodosus</i>	-	-	-	7	5	3	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	5	3
Schedefonteinkruid <i>Potamogeton pectinatus</i>	16	19	8	25	15	17	4	7	8	4	-	5	30	45	45	4	24	46	3	17	19	-	-	+	35	45	50	121	172	198
Tenger Fonteinkruid <i>Potamogeton pusillus</i>	-	-	-	3	-	8	-	-	4	-	-	3	-	-	15	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	40
Zittende Zannichellia <i>Zannichellia palustris</i>	-	-	2	12	12	4	-	+	5	-	-	1	-	-	4	-	-	1	-	6	6	-	-	-	3	-	-	15	18	23
Aarvederkruid <i>Myriophyllum spicatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	16	18	36	55	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	47	71	62
Grof Hoornblad <i>Ceratophyllum demersum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Waterpest <i>Elodea</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	7	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	8	4	-
Smalle Waterpest <i>Elodea nuttallii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1	-	3	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	3	5
Brede Waterpest <i>Elodea canadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	12
Smalle Waterweegbree <i>Alisma gramineum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-
Witte Waterlelie <i>Nymphaea alba</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Gele Plomp <i>Nuphar lutea</i>	-	-	+	4	3	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	2
Watergentiaan <i>Nymphoides peltata</i>	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
Klein Kroos <i>Lemna minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Veelwortelig Kroos <i>Spirodela polyrhiza</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Totale presentie waterplanten macrophytes total	28	20	28	39	27	30	8	15	11	13	18	18	63	90	97	68	84	88	12	24	23	0	3	2	35	45	62	266	326	359
Totaal aantal soorten 1992-94 nr. of species	9			9			12			9			10			9			10			3			5			15	16	19
Aantal punten/raaien nr. of locations/transects	35/1			62/1			16/1			21/1			176/3			198/2			47/2			90/2			152/2					

Tabel 11

Gemiddeld bedekkingspercentage van de in 1993 op de raaien aangetroffen waterplanten, berekend met gebruik van het midden van de bedekkingsklassen, over de punten met een diepte van ten hoogste 1m.

Mean coverage of the transects per species per lake, 1993.

	Zwarte Meer	Ketelmeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Nuldernauw	Eemmeer	Gooimeer
Macro-algen Macroalgae									
kranswier Charophyta (<i>Chara</i> spp.)	-	-	-	-	10.4 ¹	29.1 ¹	0.0	0.0	0.0
Watemetje <i>Hydrodictyon reticulatum</i>	-	0.6	4.3	-	-	-	-	-	-
darmwier <i>Enteromorpha</i> spp.	-	0.0	0.6	-	0.2	-	-	-	-
draadwier other macro-chlorophytes	-	0.1	1.7	-	0.1	-	0.0	-	0.1
Hogere planten Angiosperms									
Doorgroeid Fonteinkruid <i>Potamogeton perfoliatus</i>	0.0	-	0.6	0.5	0.4	0.9	0.7	-	-
Gekroeid Fonteinkruid <i>Potamogeton crispus</i>	-	-	-	-	-	-	0.0	-	-
Rivierfonteinkruid <i>Potamogeton nodosus</i>	-	3.3	-	-	-	-	-	-	-
Schedefonteinkruid <i>Potamogeton pectinatus</i>	1.5	0.3	1.7	-	6.2	0.1	13.9	-	6.0
Zittende Zannichellia <i>Zannichellia palustris</i>	-	0.3	-	-	-	-	0.5	-	-
Aarvederkruid <i>Myriophyllum spicatum</i>	-	-	-	2.2	0.6	-	-	-	-
Waterpest <i>Elodea</i> sp.	0.0	-	-	-	-	0.1	0.0	-	-
Smalle Waterweegbree <i>Alisma gramineum</i>	-	-	-	-	0.0	-	-	-	-
Gele Plomp	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-
Totale bedekking monsterpunten mean total coverage	1.5	4.0	5.0	2.4	16.8	29.8	14.4	0.0	5.9
Aantal punten nr. of locations	110	42	20	19	105	68	30	12	55

¹ door gebruik van klassemiddelen wordt de gemiddelde bedekking van kranswier in het Veluwemeer en het Wolderwijd te laag ingeschat, omdat de feitelijke bedekking binnen de hoogste klasse (75-100 %) gemiddeld waarschijnlijk beduidend hoger is dan het klassemiddelen
¹ coverage probably substantially underestimated as a result of the methods used



Foto 13

Het Ketelmeer is één van de weinige traditionele groeiplaatsen in Nederland van het Rivierfonteinkruid, een soort van stromend water. In de andere randmeren komt hij niet voor.

The pondweed *Potamogeton nodosus* is only found in Lake Ketelmeer.

7. Macrofauna

Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

Inleiding

In september 1993 is in de randmeren een uitgebreid bemonsteringsprogramma uitgevoerd om de bodemfauna in kaart te brengen. Op een wisselend aantal locaties per randmeer, verdeeld over de substraattypen zandbodem, slibbodem en tussen oeverplanten, zijn telkens 15 steekbuismonsters genomen, en op een aantal andere locaties zijn vijf stenen verzameld. Het op deze wijze verzamelde materiaal werd gezeefd over een zeef met een maaswijdte van 500 µm. Alle macrofauna uit deze monsters is, bij talrijk voorkomende groepen steekproefsgewijs, zo mogelijk tot op soort gedetermineerd en gekwantificeerd. Van de bodemlocaties werden bovendien sedimentanalyses uitgevoerd. Aanvullend zijn in een aantal randmeren bovendien monsters genomen met een kornet, met als doel dichtheden van Unionidae (Zwanemosselen) te kunnen bepalen. Eenmalige bemonstering levert een momentopname op van de in de loop van het jaar aan sterke veranderingen onderhevige macrofauna. De in 1993 verzamelde gegevens lenen zich daarom vooral voor een vergelijking tussen substraattypen en tussen de randmeren onderling, en in beperkte mate tot vergelijking met historische gegevens. Naast de soortsamenstelling en de specifieke en relatieve dichtheden kan daarbij gebruik worden gemaakt van o.a. diversiteitsindexen en biotische indexen. Een diversiteitsindex geeft niet alleen de soortenrijkdom weer, maar ook de evenwichtigheid van de aantalsverdeling over de voorkomende soorten. Een lage index is een aanwijzing voor sterke eutrofiëring of organische verontreiniging in een systeem. Uit vele beschikbare indexen (overzicht in Washington 1984) is in dit geval gekozen voor de Hurlberts PIE index. Een biotische index maakt gebruik van de tolerantie van de voorkomende soorten en geeft informatie over de organische verontreiniging in het systeem. Deze indexen zijn in het algemeen op stromend water van toepassing. Ook een hoge dichtheid van oligochaeten (tubificiden) of een hoog aandeel van tubificiden (in een gegeven bodemtype) op de totale macrofauna kan echter als aanwijzing van een hoge verontreinigingsgraad gebruikt worden.

Resultaten 1993

Resultaten per substraattypen

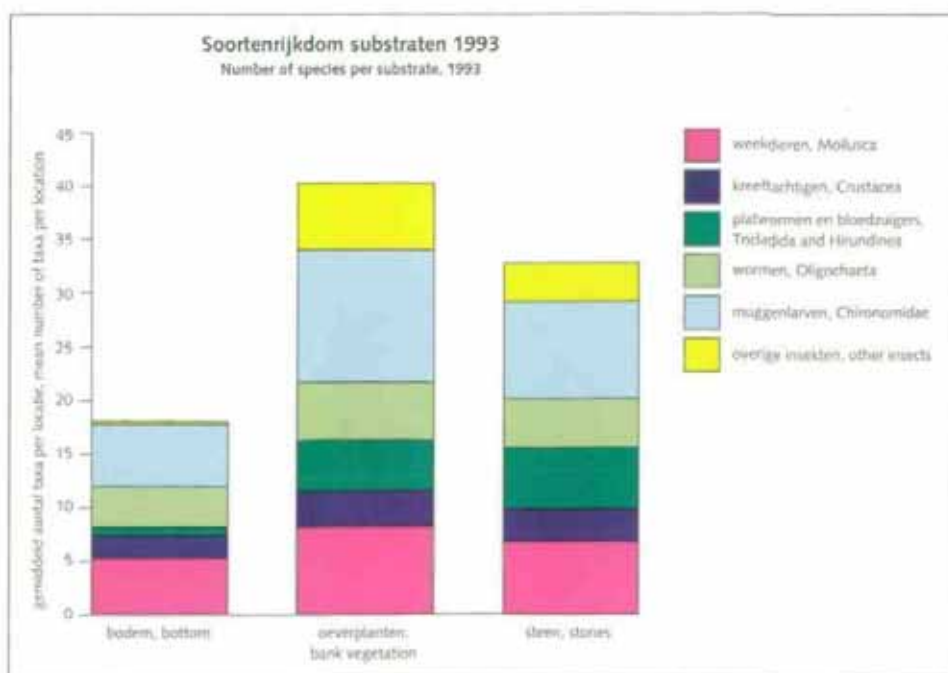
Bodemmonsters

De bodemgemeenschap is in vergelijking met de fauna van de oeverzones arm aan soorten (figuur 34, tabel 12). De berekende totale dichtheden in de bodemmonsters konden per locatie oplopen tot ca. 70.000 dieren per m². Er zijn echter grote verschillen in substraatsamenstelling, die doorwerken in de samenstelling van de fauna. Vaak is onduidelijk welke specifieke bodemeigenschappen hierbij een rol spelen; sediment met een hoog slibgehalte is in het algemeen ook rijk aan organisch stof en water, terwijl zuurstofgehalte en pH relatief laag zijn. Dit type substraat wordt bovendien vaak op grotere diepte aangetroffen dan zandig substraat. In slibrijk substraat waren de meeste hoofdgroepen gemiddeld minder talrijk dan in zand, en de totale dichtheid was met ca. 17.000 dieren per m² in slib gemiddeld wat lager dan in zand, waar gemiddeld ruim 27.000 dieren per m² werden gevonden (substraat-typering op grond van korrelgrootteverdeling). Dit verschil is relatief groot bij kieuwslakken, ostracoden ("mosselkreeftjes") en

muggenlarven, maar dat wordt gedeeltelijk gecompenseerd door hoge dichtheden van oligochaeten ("borstelarme wormen"). De verhouding tussen muggenlarven en oligochaeten verschuift daarom in de richting van de oligochaeten naarmate het substraat slibrijker wordt, niet alleen in dichtheid, maar ook in soortenrijkdom (figuur 35a).

Ook binnen de onderscheiden groepen kunnen echter belangrijke verschillen bestaan. In slibsubstraat worden de oligochaeten bijvoorbeeld sterk overheerst door de familie Tubificidae. In totaal zijn acht soorten tubificiden herkend, die alle veel talrijker waren in slibrijk substraat, of zelfs uitsluitend in dit substraat werden gevonden, terwijl oligochaeten uit andere families (Naididae) over het algemeen juist in zandsubstraat voorkwamen. Toch zijn er ook binnen de tubificiden verschillen in substraatvoorkeur; de worm *Limnodrilus claparedeianus* lijkt bijvoorbeeld nog sterker aan slibrijk substraat te zijn gebonden dan de nauw verwante *L. hoffmeisteri* (figuur 35c).

Bij de muggenlarven worden *Lipiniella* sp., *Polypedium* gr. *bicrenatum*, *Stictochironomus* sp. en *Cryptochironomus* sp. vooral in zandig substraat gevonden, terwijl *Chironomus* spp., *Einfeldia* gr.



Figuur 34
Gemiddeld aantal soorten per locatie, verdeeld over de drie biotooptypen bodem, oeverplanten en stenen.
Mean number of species in lake bottom sediment, between bank vegetations and on stones.

dissidens en *Procladius* sp. bij uitstek taxa van fijnere sedimenten zijn. Het aandeel van de laatste groep, de Chironomini, op de muggelarven neemt bij stijgend slibgehalte tenslotte toe tot 100% (figuur 35b). Dit heeft te maken met hun fysiologie en hun gedrag. De meeste Chironomini zijn rood door het bezit van haemoglobine. Velen zijn bovendien filterfeeders, die minder problemen hebben met lage zuurstofconcentraties dan depositfeeders (bijv. *Lipiniella*), die in dergelijke omstandigheden hun toevlucht moeten nemen tot waterverversing door middel van energetisch relatief kostbare, undulerende bewegingen (Smit *et al.* 1993).

Het voorkomen van vlokreeften *Gammarus* en slijkgarnalen *Corophium* in de bodemmonsters, geconcentreerd in enkele slibmonsters uit met name het Ketelmeer, blijkt sterk gerelateerd te zijn aan de dichtheid van Driehoeksmosselen. Mosselbanken vormen in feite een afzonderlijk

substraat, met een fauna die overeenkomsten vertoont met die op de stenen langs de oevers van de meren. Behalve de genoemde kreeftachtigen maken o.a. ook de Diepslak, *Bithynia tentaculata*, en, aangetrokken door de aldus ontstane prooidichtheid, enkele soorten bloedzuigers deel uit van deze gemeenschap. Hogere dichtheden van Driehoeksmosselen kwamen slechts in drie monsters uit de randmeren voor (Ketelmeer en Gooimeer), maar het beeld komt sterk overeen met de situatie in bijv. de Gouwee, waar de dichtheid en verspreiding van Driehoeksmosselen in hoge mate bepalend was voor de totale dichtheid en de soortenrijkdom van de overige bodemfauna (Noordhuis 1994).

Stenen en Oeverplanten

De oevergebonden biotopen kennen in het algemeen een grotere soortenrijkdom dan de meerbodem (figuur 34). Op deze locaties spelen onder meer luchtademende evertbraten als longslakken

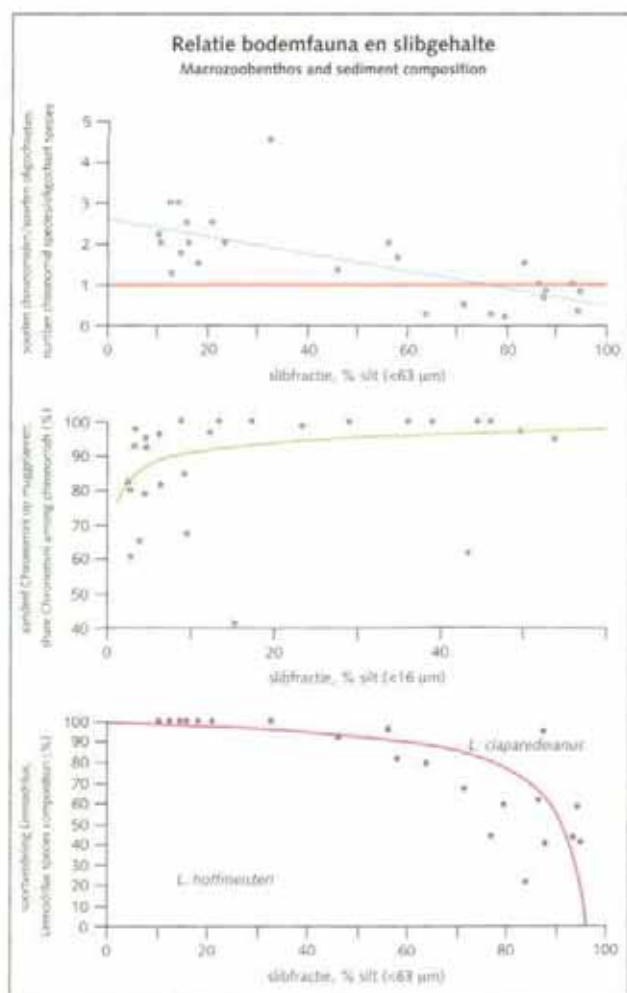
en insecten een veel grotere rol. Insecten zijn vooral tussen de oeverplanten talrijk; niet alleen is het aantal soorten muggenlarven ca. twee keer zo groot als op de bodem, ook uit andere groepen (o.a. kokerjuffers, eendagsvliegen en waterwantsen) werden hier meer soorten aangetroffen dan elders. Op de stenen zijn hard substraat minnende soorten als de slakken *Theodoxus*, *Ancylus* en *Bithynia*, maar ook longslakken en crustaceën goed vertegenwoordigd, evenals bloedzuigers en platwormen, die op de eerdergenoemde groepen prederen.

De in meest uitgesproken zin aan hard substraat gebonden groepen, de sessiele sponzen, poliepen en mosdiertjes, zijn als gevolg van de problematische bemonstering en kwantificering niet in het monitoringprogramma opgenomen. Niettemin zijn ze zeer algemeen langs de oevers van alle randmeren en leveren ze een bijdrage aan de stoffenkringloop in de oeverzones. De Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia*, waarvan de kolonies op nagenoeg elke steen uit de oeverbeschoeiing voorkomen, is net als de Aasgarnaal *Neomysis integer*, die door zijn mobiele, min of meer pelagische levenswijze ook buiten het monsterprogramma valt, één van de weinige relicten uit de Zuiderzee-periode.

Resultaten 1993 per meer

Deltarandmeren

In de monsters uit het Zwarte Meer en het Ketelmeer werd een relatief groot aantal soorten gevonden; met name de variatie aan mollusken viel op. De soortenrijkdom in het Zwarte Meer was op alle substraattypen groter dan in de andere meren. De belangrijkste oorzaak hiervan is wellicht de invloed van de IJssel en de Vecht, die resulteert in een grotere variatie aan habitats in dit gebied. Stromend water schept betere mogelijkheden voor (semi-)sessiele, filterende soorten, die via de waterbeweging voortdurend vers water en vers voedsel krijgen toegevoerd. Soorten van stromend water als de Kaspische Slijkgarnaal *Corophium curvispinum* en de kokerjuffer *Enomus tenellus*, maar ook de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* zijn hier relatief talrijk. Opvallend is dat de dichtheid

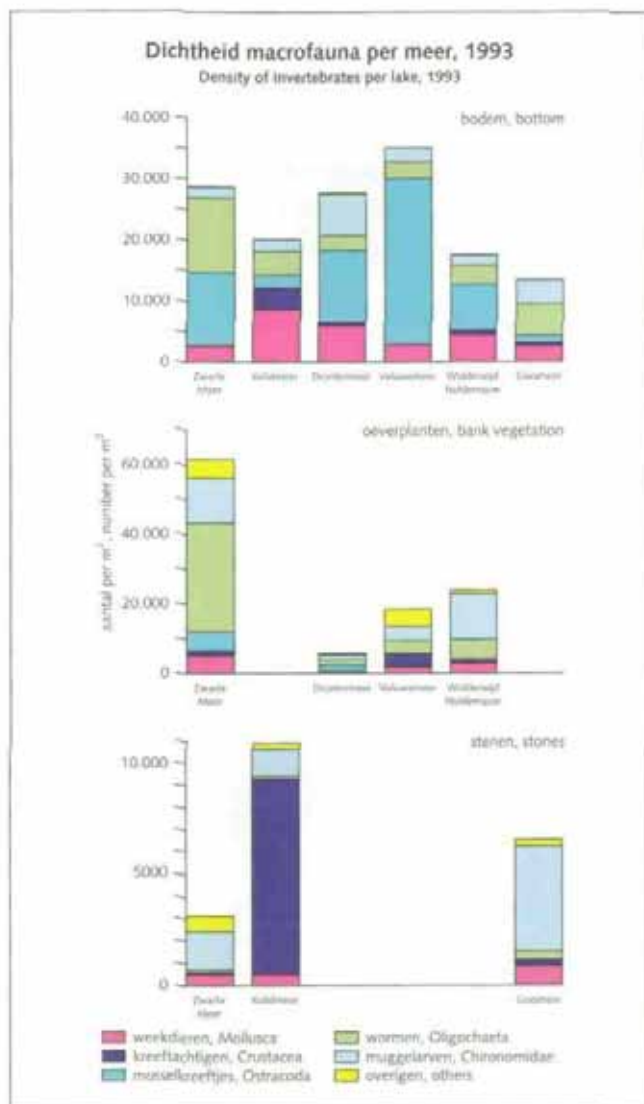


Figuur 35

De invloed van het slibgehalte in het sediment op de samenstelling van de bodemfauna.

A) Verhouding tussen muggenlarven en oligochaeten, B) het aandeel van de Chironomina onder de muggenlarven en C) de verdeling tussen de twee tubificide oligochaeten *Limnodrilus hoffmeisteri* en *L. clapparedianus*.

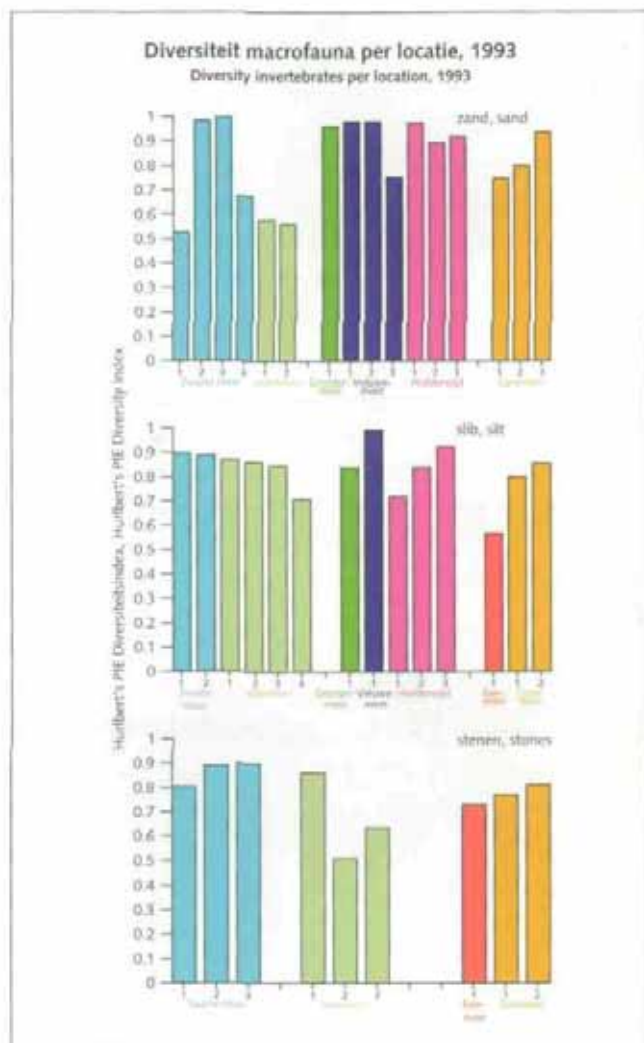
Relative abundance of chironomids and oligochaetes (A), share of the tribe Chironomina amongst chironomids (B) and relative abundance of the oligochaetes *Limnodrilus hoffmeisteri* and *L. clapparedianus* (C) as a function of the silt content of the sediment.



Figuur 36
De gemiddelde dichtheden van de macrofauna per meer per habitatype en de verdeling over de belangrijkste taxonomische groepen.
Mean densities of macroinvertebrates per lake.

van *Ecnomus tenellus* in het Zwarte Meer veel hoger was dan in het Ketelmeer, mogelijk in verband met het feit dat de gem. dichtheid van *Corophium* hier juist beduidend lager was. Opvallend is ook de hoge dichtheid van tweekleppige schelpdieren op de meeste locaties in de beide meren. Bij de Driehoeksmossel heeft dit te maken met de stroming en de mogelijkheid voor de aanvoer van larven vanuit de IJssel. Bij de zwanemosselen valt op dat de Bolle Stroommossel *Unio tumidus*, anders dan in de andere randmeren, veel minder talrijk was dan de Schildersmossel *U. pictorum* (tabel 2). Ook erwtmosseltjes (Pisidiidae) waren relatief talrijk; hoewel ze

in ongeveer dezelfde soortensamenstelling ook in de andere randmeren voorkomen, waren de dichtheden daar in het algemeen veel lager. Twee andere mollusken die hier werden aangetroffen hebben wel een beperkte verspreiding in de randmeren: de Eeltslak *Lithoglyphus naticoides* kwam in een gem. dichtheid van 235/m² voor op zand in het Ketelmeer, terwijl de Zoetwaterneriet *Theodoxus fluviatilis* werd aangetroffen op stenen op één van de locaties in het Zwarte Meer (88/m²). Om onduidelijke redenen komen beide soorten verder alleen voor in het Wolderwijd/Nuldernauw. Hoewel de soortentrijkdom en de totale dicht-



Figuur 37
Hurlbert's PIE Diversiteitsindex (zie voor vergelijking met andere indexen Washington 1984) per locatie, gerangschikt van oost naar west. Een hoge waarde betekent een soortenrijke gemeenschap met een evenwichtige aantalsverdeling tussen de soorten. De ostracoden en de mijten zijn niet meegeteld omdat hiervan niet op alle locaties de soorten zijn bepaald.
Diversity index for all locations sampled in 1993.

heden in het Zwarte Meer en het Ketelmeer niet onder doen voor die in de andere randmeren, zijn er aanwijzingen dat de relatief slechte kwaliteit van het sediment enige invloed heeft op de samenstelling van de macrofauna (zie ook hfdst 10). De diversiteitsindex van de bodemfauna was vooral in het Ketelmeer laag (figuur 37), o.a. door sterke overheersing door *Potamopyrgus*, *Corophium* (slib) en *Dreissena* (steen). Bij de sliblocaties was sprake van een tendens tot afnemende diversiteit in westelijke richting, die in overeenstemming is met de hogere slibfractie en verontreinigingsgraad op de westelijke locaties (Platteeuw *et al.* 1993). Op grond van de soms

zeer hoge dichtheden van oligochaeten moeten echter ook enkele locaties in het Zwarte Meer als sterk (organisch) verontreinigd worden aangemerkt (zie o.a. Washington 1984), met name in het oostelijk deel (figuur 38).

Ook bij de muggenlarven was de situatie minder gunstig; terwijl in zandig substraat de dichtheden niet sterk verschilden van die in andere randmeren, waren ze in slibbig substraat duidelijk veel lager dan in andere meren (figuur 39a). *Chironomus* en *Einfeldia*, die in de andere meren veel voorkomen, waren hier nauwelijks aanwezig. Beide taxa worden door Wilson en McGill (1982) als tolerant aangemerkt, zowel m.b.t. eutrofiëring en lage zuurstofconcentraties als m.b.t. verontreiniging. Intolerante taxa, in de

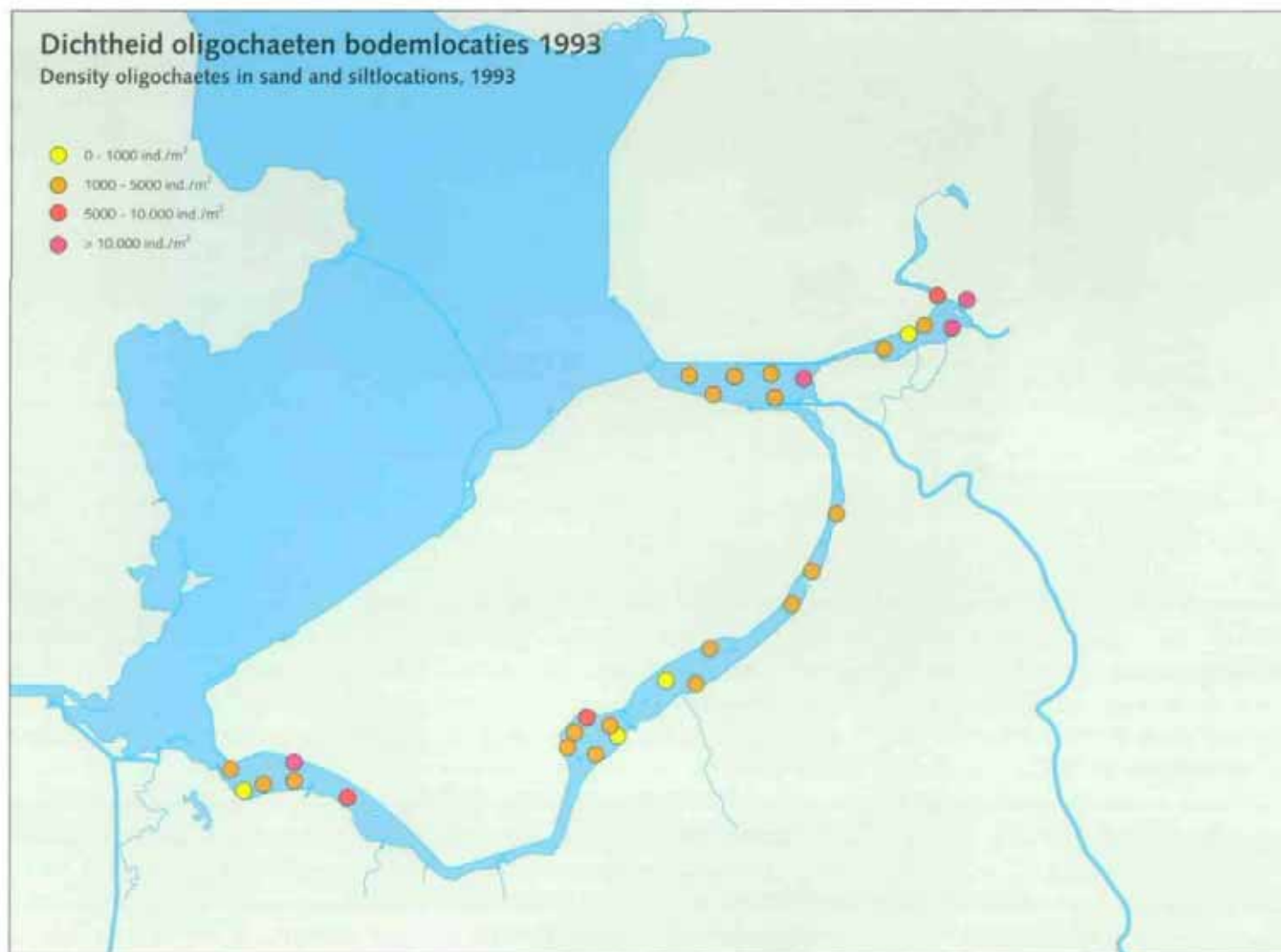
randmeren slechts vertegenwoordigd door *Tanytarsini* (*Cladotanytarsus*, *Rheotanytarsus* en *Tanytarsus*) waren op de sliblocaties van het Ketelmeer in het geheel niet aanwezig. Opvallend is dat de verlaagde dichtheden van *Chironomus* op de genoemde sliblocaties vooral veroorzaakt is door de afwezigheid van de soort *Chironomus muratensis*, terwijl *C. plumosus* t.o.v. de andere meren géén verlaagde dichtheden vertoonde.

Wel kwamen bij deze muggenlarven veel afwijkingen voor (Klink *et al.* 1993, zie ook Brils & Druke 1995): het percentage *Chironomus*larven dat afwijkingen (m.n. misvormingen aan de kaken) vertoonde nam toe naarmate het slibgehalte hoger werd (figuur 39b). In het centrale deel van het Ketelmeer en langs de vaargeul van het

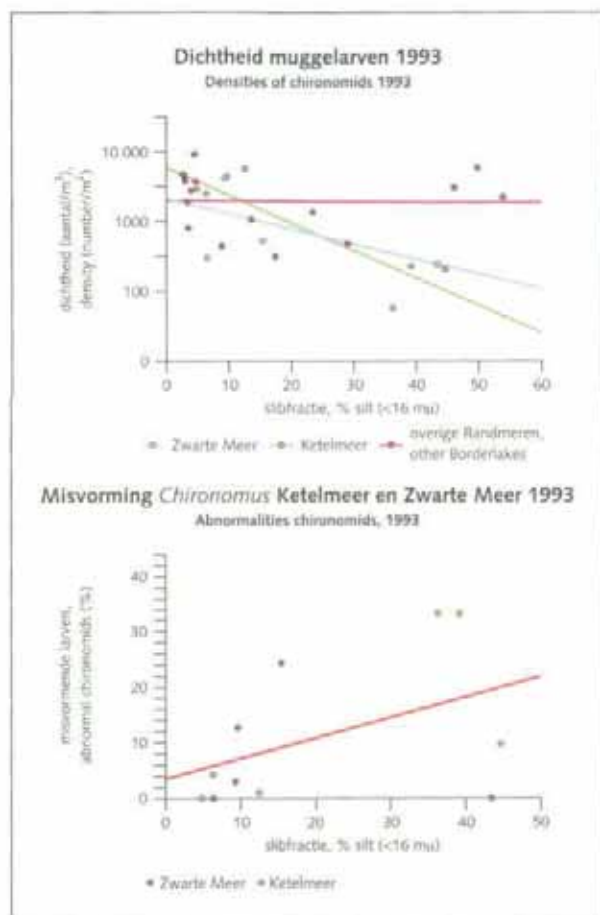
Zwarte Meer vertoonde ongeveer een kwart van de larven misvormingen. In "schoon" sediment bedraagt dit percentage hooguit enkele procenten.

Veluwerandmeren

In de Veluwerandmeren was de soortenrijkdom in het algemeen niet groter dan in de andere meren. In de oevervegetatie was de variatie aan soorten zelfs enigszins teleurstellend: pas als Drontermeer, Veluwemeer en Wolderwijd worden samengenomen is het beeld vergelijkbaar met dat van de oevers van het Zwarte Meer. Mogelijk heeft dit te maken met een éénzijdiger soortsaamenstelling van de oevervegetatie langs de Veluwerandmeren en met het ontbreken van rivierinvloed.



Figuur 38
Dichtheden van oligochaeten op de bodemlocaties in september 1993. Het overschrijden van de grenzen van 1000, 5000 en 10.000 ind./m² klassificeert de bodem als resp. licht, matig en sterk verontreinigd (zie Washington 1984).
Densities of oligochaetes at the lake bottom locations, 1993.



Figuur 39

Verband tussen de siltfractie van het sediment en (A) de dichtheid van muggenlarven en (B) het percentage misvormingen bij *Chironomus* spp. in het Zwarte Meer en Ketelmeer. De dichtheden in deze meren bedraagt in slijbig substraat slechts een fractie van die in de andere meren, inclusief het Gooimeer (drie punten rechts boven).

Density of chironomids (A) and percentage of growth deformities in *Chironomus* (B) as a function of silt content. Lakes Zwarte Meer and Ketelmeer, 1993.

klassificatie van het sediment als matig tot sterk belast, in het oostelijke deel van het meer werden gevonden.

Ontwikkelingen

Er is een beperkte hoeveelheid historische gegevens over de macrofauna van de randmeren beschikbaar. Oudere gegevens hebben vooral betrekking op de Veluwerandmeren, terwijl over met name het Ketelmeer een en ander kan worden afgeleid uit historische informatie van de IJssel. Een bruikbare gegevensset over de totale keten van meren is die van een reeks raabemonstering uit het najaar van 1987. Deze gegevens laten van Ketelmeer naar Gooimeer een afname in dichtheid en soortenrijkdom zien, doorbroken door een relatief rijk Veluwemeer. De dichtheden waren echter overal veel lager dan in 1993 (tabel 14). Door de toename van *Valvata* en *Potamopyrgus* zijn vooral de dichtheden van de mollusken sterk toegenomen, maar ook de dichtheden van oligochaeten en muggenlarven lijken sterk te zijn toegenomen. De toename van de oligochaeten wekt enige bevreemding i.v.m. de algemene tendens van verbeterende waterkwaliteit. Er is uit 1987 echter niets bekend over de soortsaanstelling van deze groep.

Deltarandmeren

Hoewel over deze meren weinig historische informatie beschikbaar is, kan op grond van o.a. gegevens uit de IJssel worden gesteld dat met name in het Ketelmeer de situatie in de jaren zestig en zeventig zeer slecht moet zijn geweest (figuur 40; bij de Vaate & Greijdanus-Klaas 1993). Als gevolg van zuurstofproblemen en verontreiniging met o.a. zware metalen en pesticiden waren onder meer Driehoeksmosselen en vele insectensoorten uit de Rijntakken verdwenen. Leentvaar vond in 1961 ook in het Ketelmeer geen larven van Driehoeksmosselen, in tegenstelling tot de situatie in de Veluwerandmeren, waar ze algemeen in het plankton voorkwamen. In 1975 en 1976, het dieptepunt m.b.t. de waterkwaliteit van de Rijntakken, werden op stenen langs de IJssel slechts elf macrofaunasoorten gevonden (exclusief muggenlarven en oligochaeten). Sindsdien

De dichtheden in de bodemonsters waren relatief hoog, maar dit werd geheel veroorzaakt door enorme aantallen ostracoden (figuur 36). Wel leek de opbouw van de bodemfauna, afgezien van deze ostracoden, evenwichtiger dan in de andere meren; de diversiteitsindex was met name op de meeste zandlocaties hoog.

Op een aantal locaties was de diversiteitsindex wat lager (figuur 37) door het massaal voorkomen van de slakken *Potamopyrgus antipodarum* en *Valvata piscinalis*. Met name de laatste soort heeft een voorkeur voor waterplanten, waarop de eieren worden afgezet. Twee kleppige schelpdieren waren in de Veluwerandmeren relatief schaars, met uitzondering van de Bolle Stroommossel *Unio tumidus*, die juist relatief talrijk leek te zijn (tabel 13). De Driehoeksmossel kwam in beperkte dichtheden voor maar was veel minder algemeen dan in het Ketelmeer en het Gooimeer.

Zuidelijke Randmeren

Van de zuidelijke randmeren werd alleen het

Gooimeer bemonsterd. Dit meer scoorde redelijk op het gebied van soortenrijkdom. De diversiteitsindex was echter relatief laag (figuur 37) door een onevenredig groot aandeel van de muggenlarven *Stictochironomus*, *Cladotanytarsus* en *Einfeldia* en van oligochaeten, een aanwijzing voor sterke organische verrijking. De totale dichtheid van de bodemfauna was de laagste van alle bemonsterde randmeren. Ook de dichtheden van de twee kleppigen waren beperkt, met uitzondering van die van de Driehoeksmossel, die hier dezelfde dichtheden als in het Ketelmeer bereikte (tabel 13). Dit hangt samen met het feit dat de Markermeerpopulatie van deze soort zijn grootste dichtheden heeft in het aansluitende IJmeer (bij de Vaate & Greijdanus-Klaas 1995). Opvallend is dat de diversiteitsindex zowel op zand en silt als op de stenen toenam in westelijke richting, dus naarmate de invloed van het hypertrofe Eemwater geringer wordt. Dit is in overeenstemming met het feit dat ook de hoogste dichtheden van oligochaeten, genoeg voor

verbeterde de situatie en keerden geleidelijk meer en meer soorten terug, aangevuld door een aantal nieuwkomers, de "exoten", waaronder de Tijgervlokreeft (vanaf 1984) en de Kaspische Slijkgarnaal (1987). Het aantal soorten op de stenen in de IJssel is inmiddels toegenomen tot 24 in 1994 (figuur 40).

Met name het Ketelmeer heeft jarenlang vervuild slib uit de IJssel ontvangen. Doordat dit slib grotendeels in het Ketelmeer bezinkt treedt het herstel hier bovendien slechts met de nodige vertraging op. Van Urk en Kerkum (1986) vonden vanuit het Vossemeer naar het Ketelmeer een sterke toename in het percentage afwijkingen bij muggenlarven (zie ook hfdst 10). De huidige percentages in het Ketelmeer zijn lager, maar zijn in vergelijking met "schonere" bodems nog steeds hoog. Zoals al eerder werd geconstateerd wijst ook de samenstelling van de huidige bodemfauna erop dat de kwaliteit van het bodemmateriaal nog steeds te wensen overlaat.

De macrofauna op de stenen langs de oevers reageert wellicht wat sneller op verbeteringen van de waterkwaliteit; in het Ketelmeer werden in september 1993 (excl. muggenlarven en oligochaeten) 29 soorten aangetroffen, d.w.z. vijf soorten meer dan in de IJssel. De dichtheden van

o.a. platwormen, bloedzuigers en slakken waren echter relatief laag. Behalve de aspecten van waterkwaliteit speelt hier waarschijnlijk ook het massale optreden van enkele recente immigranten een rol, met name sinds 1990, toen de Kaspische Slijkgarnaal na een 'aanloop' van drie jaar een werkelijk zware aanspraak op het beschikbare substraat ging maken. Deze soort bouwt slibbige huisjes op het substraat, en door de hoge dichtheden wordt daarbij de vestiging van andere soorten belemmerd. Tot nu toe is het Ketelmeer het enige randmeer waar de Kaspische Slijkgarnaal een belangrijke rol speelt, in het Zwarte Meer zijn de dichtheden nog belangrijk lager. Er zijn echter inmiddels ook vondsten bekend uit het Vossemeer, Veluwemeer en Gooimeer.

Veluwerandmeren

In de Veluwerandmeren is in veel mindere mate sprake van verontreiniging dan in de IJsseldelta, zodat het accent van de problematiek in deze meren ligt op de eutrofiëring die zich vanaf de tweede helft van de jaren zestig manifesteerde.

Begin jaren zestig wordt door Leentvaar (1961) het Veluwemeer beschreven als een helder, plantenrijk systeem met een ruime variatie aan

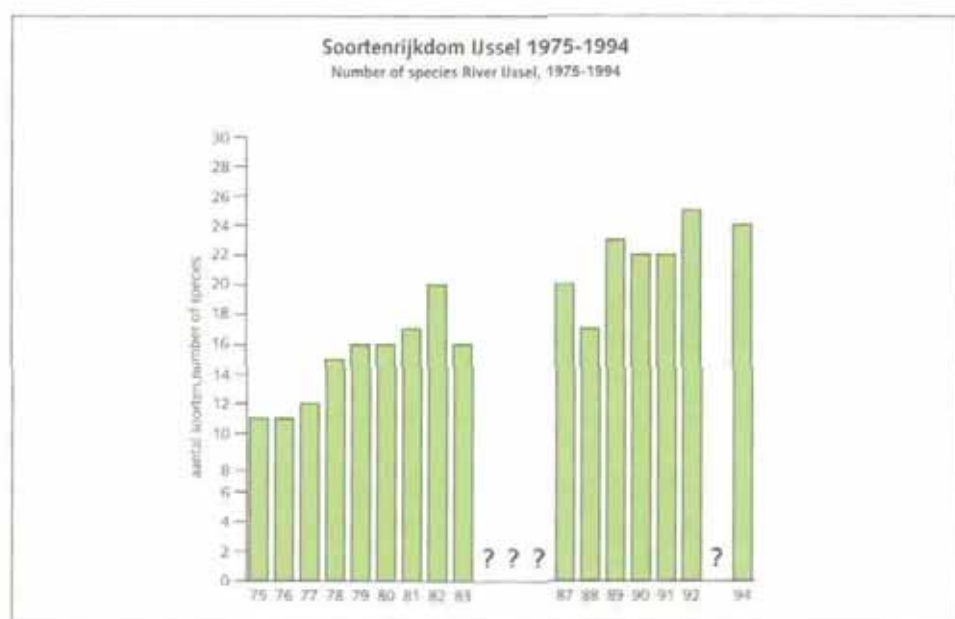
macrofauna. Zo werden bij analyse van bodemonsters uit dat jaar 9 genera van mollusken onderscheiden, waaronder Driehoeksmosselen, waarvan de kluiten overal op de bodem voorkwamen.

Rond 1970 was echter het doorzicht sterk afgenomen en de dichtheid van de waterplanten liep drastisch terug. Dit had zijn weerslag op de bodemfauna, die onder meer met zuurstoftekorten te kampen kreeg. De Driehoeksmosselen verdwenen en tijdens een bodembemonstering in 1974 waren twee slakjes (*Valvata piscinalis*) de enige mollusken die in het Veluwemeer werden gevonden. Ook de dichtheid van muggenlarven die uit deze monsters werd berekend was met 170/m² uitzonderlijk laag (van Urk, ongep. geg.).

De diverse maatregelen die ter bestrijding van de eutrofiëring werden uitgevoerd resulteerden echter geleidelijk in verbeteringen die de laatste jaren ook op de macrofauna hun uitwerking lijken te hebben. Hoewel verschillen in bemonsteringstechniek eigenlijk nog wat aandacht verdienen, komen uit een reeks najaarsbemonsteringen over de jaren 1987-1994 toch een aantal duidelijke trends naar voren; de dichtheden en de soortenrijkdom zijn in beide meren toegenomen (figuur 41). In 1987 was het Wolderwijd met slechts drie taxa van muggenlarven en een totale gemiddelde dichtheid van 320 ind./m² beduidend armer dan het Veluwemeer. Sindsdien is het aantal taxa in het Wolderwijd verdrievoudigd en is de dichtheid zes keer zo hoog geworden. In het Veluwemeer is de toename minder sterk, zodat nu tussen de beide meren weinig verschil meer bestaat.

Macrofauna en Waterplanten

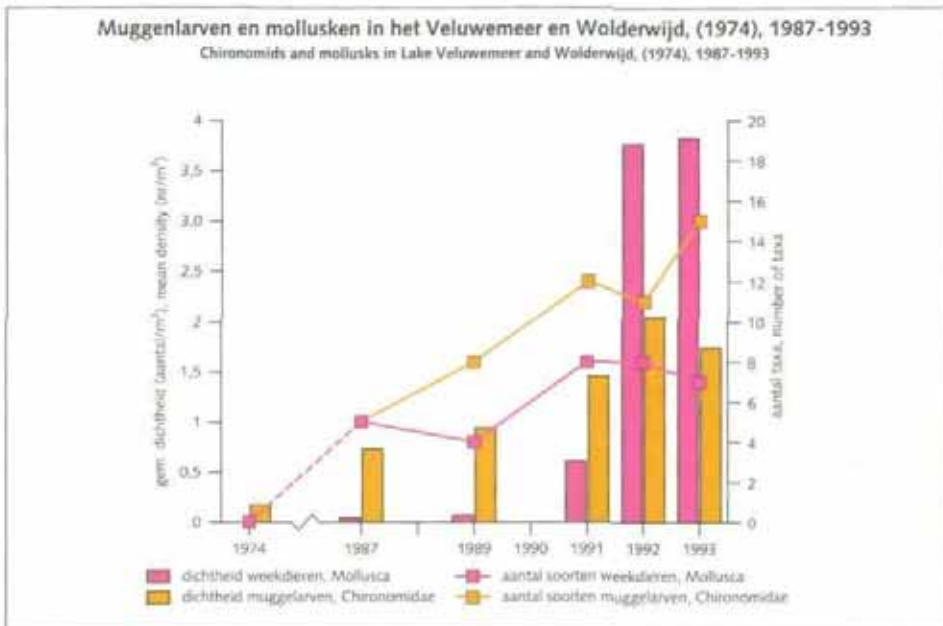
De toenames van een deel van de macrofaunasoorten en die van de diversiteit is zonder twiifel verbonden aan de toename van de biomassa van de waterplanten in dezelfde periode. Uit macrofaunabemonsteringen in waterplantevelden in 1991 en 1992 blijkt dat de dichtheid van een aantal soorten een duidelijke relatie vertoont met de biomassa van de planten. *Valvata* vertoonde bijv. een sterk positief verband met de biomassa van kranswieren, waarbij de dichtheden opliepen tot 50.000 ind./m². Ook soorten als de chironomide



Figuur 40

Toename van het aantal macrofaunasoorten op stenen langs de IJssel, 1975-1994. Muggenlarven en oligochaeten zijn niet meegeteld.

Increase of the number of macroinvertebrate species (chironomids and oligochaetes excluded) on stones along the banks of the river IJssel, 1975-1994.



Figuur 41

Dichtheden en soortenrijkdom (aantal genera) van muggenlarven en mollusken in het Veluwemeer en Wolderwijd, na jaarsbemonsteringen 1987-1993 (in 1989 alleen Wolderwijd). De toename van de mollusken werd vooral veroorzaakt door sterk gestegen dichtheden van *Valvata* en *Potamopyrgus*. De diversiteitsindex van de mollusken heeft daardoor geen toename laten zien.

Densities and number of genera of macroinvertebrates found in Lakes Veluwemeer and Wolderwijd, 1987-1993.

Endochironomus, vlokreeften *Gammarus*, rupsen van watervlinders *Paraphonix*, duikwantsen als *Sigara striata* en kokerjuffers worden voornamelijk tussen planten aangetroffen. Het mosdiertje *Cristatella mucedo*, die sinds de jaren zestig (Leentvaar 1961) niet meer was gemeld, kan tegenwoordig weer op de kranswieren worden waargenomen.

Ook bij andere faunagroepen is deze verrijking zichtbaar. Zo vielen in het kranswieveld van het Veluwemeer in 1993 de met waterplanten geassocieerde cladoceren *Eurycerus*, *Sida* en *Simocephalus* voor het eerst op, en werden daar tijdens de bemonsteringen steeds meer Kleine Modderkruipers gevangen. De diversiteit van de fauna lijkt dus sterk toe te nemen onder invloed van de ontwikkeling van de vegetatie.

Er zijn echter ook soorten toegenomen die geen of zelfs een negatieve relatie met de planten vertonen. De muggenlarven *Glyptotendipes* en *Cryptochironomus* en het Jenkin's Brakwaterhorentje *Potamopyrgus* komen bijvoorbeeld vooral buiten de waterplantenvelden voor. Hun toename zou verbonden kunnen zijn aan fysisch-chemische veranderingen in het ecosysteem,

zoals toenemende zuurstof- of calciumgehalten. In het Wolderwijd kan ook een effect van door het visstandsbeheer veranderde predatiedruk niet worden uitgesloten. In de winter van 1990/91 werd hier 75 % van de vis verwijderd (zie hoofdstuk 8). Uit exclusie proeven die in 1988 in het Wolderwijd en het Veluwemeer zijn uitgevoerd (Naber 1989) bleek dat de dichtheden van muggenlarven en wormen (slakken niet onderzocht) na het uitsluiten van vispredatie aanzienlijk kunnen toenemen. De afname van de hoeveelheid bodemwoelende vis in het Wolderwijd doet daarom een toename onder de bodemfaunasoorten verwachten. Uit figuur 41 blijkt echter dat de toename bij de muggenlarven al vóór de afvising (1990) is ingezet.

Ook andere maatregelen kunnen effect hebben op de macrofauna. Zo kunnen veranderingen in het doorspoelregime effect hebben gehad op de verspreiding van soorten via vrijzwemmende of zwevende stadia. De Driehoeksmossel was bijv. in de Veluwerandmeren jarenlang beperkt tot het zuidwestelijke deel van het Veluwemeer

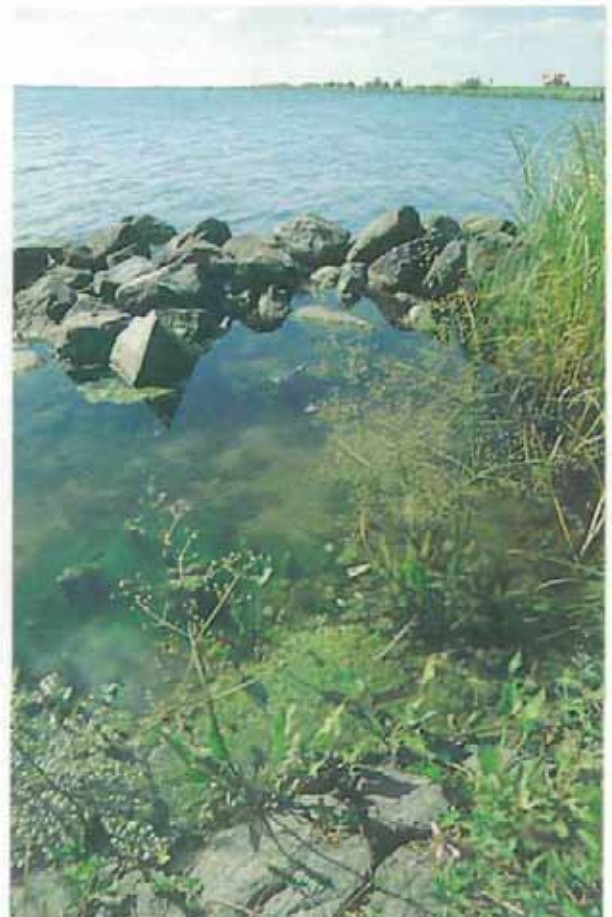


Foto 14

Langs de meeroevers bestaat een relatief grote variatie aan habitats, zoals hier o.a. het gexponeerde steenoppervlak aan de buitenkant van de beschoening, de beschutte plas achter de stortstenen dam en de oeverplanten. Onder meer omdat hier ook luchtademende invertebraten zoals longslakken en waterinsekten kunnen leven, is de diversiteit langs de oevers veel groter dan op de meerbodems.

As a result of a large variation of habitats, invertebrate diversity along the banks is much higher than on the lake bottom.

(Noordhuis 1992). Deze populatie kwam voor op geringe diepte op de dijkbeschoeiingen rond Gemaal Lovink en vertoonde tekenen van een problematische voortplanting, waarschijnlijk in verband met de relatief grote temperatuurschommelingen op deze diepte. De populatie bleef in stand door jaarlijkse aanvoer van vrijzwevende larven vanuit de Hoge Vaart. De recente 'terugkeer' van de Driehoeksmossel in het Wolderwijd (tabel 13) heeft ongetwijfeld te maken met de start van de doorspoeling van dit meer met water uit het Veluwemeer. Ondertussen lijken ook de meerbodems weer geschikt te worden voor de mosselen, getuige een bescheiden toename in de bodemmonsters. Theoretisch hebben deze mosselen door de demping van temperatuurfuctuaties op wat grotere diepte betere kansen op succesvolle voortplanting, waardoor ook op grotere afstand van Gemaal Lovink sprake kan zijn van toename, bijv. in het Drontermeer (tabel 13).

Gooi- en Eemmeer

Uit deze meren is weinig historische informatie beschikbaar. Hoewel de in 1993 gevonden dichtheden van mollusken, oligochaeten en muggenlarven beduidend hoger waren dan die uit 1987 (tabel 3), kan gezien de nutriëntgehalten en de beperkte omvang van de ondergedoken vegetatie nog nauwelijks sprake zijn van een herstel van de oorspronkelijke variatie in habitats. Ontwikkelingen in de fauna van de oeverzones zouden in de nabije toekomst kunnen worden beïnvloed door de Kaspische Slijkgarnaal, die langs de oevers van het IJmeer talrijk voorkomt en inmiddels ook in het Gooimeer is aangetroffen.

Belangrijkste conclusies

In 1993 werden een kleine 150 macrofaunasoorten in de randmeren gevonden. De oeverzones waren relatief soortenrijk; op de locaties tussen

oeverplanten, waar vooral insectensoorten talrijk zijn, werden gemiddeld twee keer zoveel soorten gevonden als op de bodem.

Met name in het Gooimeer en in het Ketelmeer en Zwarte Meer is sprake van verlaagde diversiteit, veroorzaakt door de invloed van resp. de Eem en de IJssel. In de IJsseldelta komen sterk verlaagde dichtheden van muggenlarven voor, terwijl de oligochaeten uitzonderlijk talrijk zijn, hetgeen wijst op organische verontreiniging. Vergelijking met gegevens van voor de start van het MWTL programma laat zien dat de dichtheden en de diversiteit van de macrofauna sinds de jaren tachtig is toegenomen. Dit hangt samen met verbetering van de waterkwaliteit en de toename van de waterplanten.

Tabel 12
Gemiddelde dichtheid per substraattype (aantal per m²) in de randmeren in 1993. Monsters met <10 % sedimentkorrels <16 µm zijn als zand beschouwd.
Mean densities (nr./m²) and number of species of macroinvertebrates per habitat, borderlakes 1993.

	Dichtheid Density				Aantal Soorten Nr. of species				
	zand sand	slib silt	plant plant	steen stone	zand sand	slib silt	plant plant	steen stone	totaal total
Kieuwslakken <i>Prosobranchs</i>	4888	2431	2373	51	5	6	6	6	8
Longslakken <i>Pulmonats</i>	5	1	144	258	3	1	6	9	11
Tweekleppigen <i>Bivalves</i>	603	718	612	307	11	11	9	1	12
Kreeftachtigen <i>Crustaceans</i>	470	1652	1774	3062	3	3	5	5	5
Ostracoden <i>Ostracods</i>	12497	4912	2226	0	1	1	1	0	1
Platwormen <i>Triclad</i> s	1	0	49	163	1	0	3	3	4
Bloedzuigers <i>Leeches</i>	25	48	1908	74	4	5	7	6	8
Oligochaeten <i>Oligochaets</i>	5658	5099	14305	225	15	13	11	8	21
Muggelarven <i>Chironomids</i>	3187	1835	9271	2546	27	24	28	19	44
Kokerjuffers <i>Caddisflies</i>	4	43	748	154	2	3	9	7	11
Overige insecten <i>other insects</i>	8	4	798	15	2	1	12	4	12
Mijten <i>Mites</i>	65	61	43	3	8	6	5	2	10
Totaal Total	27427	16806	34250	6859	82	74	102	70	147

Tabel 13

Verspreiding van tweekleppigen over de randmeren. Pisidiidae: dichtheden uit bodemonsters 1987 (Eckmann-happer) en 1993 (steekbuis), Unionidae: aantallen en dichtheden uit sleepmonsters met mosselkor (1x100 m) en dichtheden uit bodemonsters 1987 (Eckmann-happer) en 1993 (steekbuis). Verschil in dichtheden van *Unio* in kor en steekbuis (1993) vloeien voort uit de maaswijdte van de mosselkor (ca. 3 cm), waardoor kleinere mosselen in deze monsters ontbreken. *Dreissena*: dichtheden uit bodemonsters 1987 (Eckmann-happer; Noordhuis 1992) en 1993 (steekbuis), dichtheden op stenen in sept. 1993 (MWTL) en aantal op vijf stenen, 1994 (Noordhuis ongep.).
Distribution of bivalves in the borderlakes (densities in nr./m², in nr./5 stones or just the numbers found). Several methods have been used, which makes comparison of results from different years rather difficult.

	Zwarte Meer	Ketelmeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Gooimeer
Pisidiidae, aant/m ² 1987	325	996	5	27	0	2
Pisidiidae, aant/m ² 1993	1343	897	143	107	30	32
<i>Unio pictorum</i> , aant 1993	8	62	0	3	5	23
<i>Unio tumidus</i> , aant 1993	1	4	0	33	52	33
<i>Anodonta anatina</i> aant 1993	11	272	0	0	0	12
Unionidae, aant/m ² uit happer 1987	2.3	7.4	0	4.4	0	2.2
Unionidae, aant/m ² uit kor 1993	0.02	0.56	-	0.06	0.10	0.11
Unionidae, aant/m ² uit buis 1993	25.4	6.3	0	11.4	0	3.2
<i>Dreissena</i> , aant/m ² bodem 1987	1	56	0	0	0	11
<i>Dreissena</i> , aant/m ² bodem 1993	13	337	14	17	0	470
<i>Dreissena</i> , aant/5 stenen oever 1993	200	159	-	-	-	121
<i>Dreissena</i> , aant/5 stenen oever 1994	-	100	11	28	95	265



Foto 15

In de jaren zeventig en tachtig kwamen Driehoeksmosselen in de Veluwerandmeren alleen voor langs de oevers bij Harderhaven, waar larven met water uit de Hoge Vaart naar het meer werden gepompt. In 1993 begon het herstel van de bodempopulatie, die vooral de schelpen van zwanemosselen als substraat gebruikt.

Zebra Mussels were virtually absent from the eastern borderlakes during the seventies and eighties. In 1993 they returned, often growing on the shells of unionids.

Tabel 14

Vergelijking gem. dichtheden mollusken, oligochaeten en chironomiden (aantal per m²) uit bodemonsters van 1993 (15 steken per locatie) met die uit bodemonsters uit 1987 (5 Eckmann-happen per locatie).

Densities of mollusks, oligochaets and chironomids in samples from 1993 to densities found in 1987.

		Zwarte Meer	Ketelmeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Gooimeer
Mollusken totaal	1987	328	1222	10	397	2	5
Mollusks total	1993	2591	8603	5914	2750	4422	2603
Oligochaeten totaal	1987	5056	693	876	4158	684	602
Oligochaets total	1993	12149	3889	2429	2771	3137	5153
Muggenlarven totaal	1987	1931	241	3007	2037	320	617
Chironomids total	1993	1708	1940	6671	2238	1634	3784
Verschilfactor	Mollusken	7.9	7.0	591.4	6.9	2211.0	520.6
Difference	Oligochaeten	2.4	5.6	2.8	0.7	4.6	8.6
	Muggenlarven	0.9	8.0	2.2	1.1	5.1	6.3
Aantal locaties	1987	8	4	6	8	5	7
Nr. of locations	1993	6	6	2	4	6	6

Aasgarnalen, Baars en Glaskreeftjes

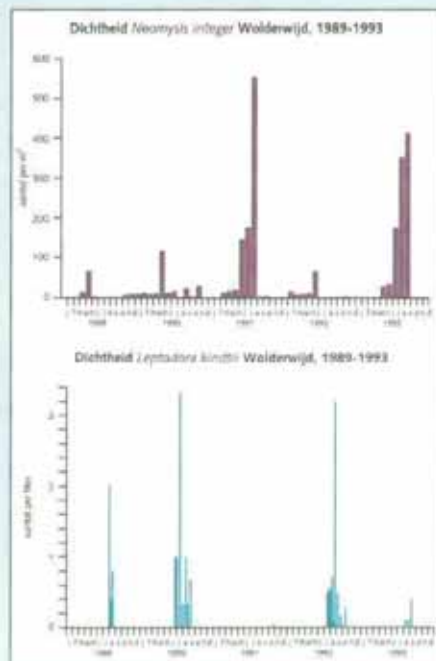
De Aasgarnaal *Neomysis integer* is met de Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia* één van de weinige relicten uit de Zuiderzee-periode. Ondanks dat het zoutgehalte ruim onder het optimum voor deze soort ligt, komt de Aasgarnaal algemeen in de randmeren voor. Hoewel uit veldproeven bleek dat bij een gevarieerd voedselaanbod cladoceren maar een beperkt aandeel van het menu vormen, kunnen Aasgarnalen, als ze in hoge dichtheden voorkomen, in principe invloed uitoefenen op het dichtheidsverloop van zoöplankton, waaronder *Daphnia* (alleen volwassen Aasgarnalen). Anderzijds vormt *Neomysis* op zijn beurt een belangrijke voedselbron voor vis, met name jonge Baars. Van 1989 tot en met 1993 zijn in het Wolderwijd (in 1992 en 1993 ook in het Veluwemeer) met behulp van een sleepnet vrijwel maandelijks *Neomysis*-bemonsteringen uitgevoerd (Steenma et al. 1995).

In de randmeren vormen de Aasgarnalen elk jaar drie generaties; de overwinterende generatie brengt rond mei een voorjaarsgeneratie voort, die vervolgens rond juli een zomergeneratie produceert. Deze generatie produceert tenslotte in augustus/september de nieuwe overwinterende generatie. In slechts twee van de vijf jaren, 1991 en 1993, werd de voorjaarsgeneratie in aantal overtroffen door de zomer/herfstgeneratie en bereikten de dichtheden langdurig hoge waarden (ca. 800/m²; figuur 42a). De "magere" jaren bij de Aasgarnaal lijken ook de jaren te zijn waarin sprake is van een relatief sterke jaarklasse van jonge Baars. Aangezien bij maagonderzoek naar voren is gekomen dat deze Baars zich vrijwel uitsluitend met *Neomysis* voedt (Meijer & Hospers 1994), ligt het voor de hand hierin een oorzakelijk verband te zien.

In 1990 viel tijdens *Neomysis*-bemonsteringen in het Wolderwijd op dat grote hoeveelheden Glaskreeftjes

Leptodora kindtii in de netten werden gevangen. Dit is een carnivore cladoceer van ongeveer hetzelfde formaat als *Neomysis*, die eveneens als predator van wintervlooiën kan optreden. Sinds deze ontdekking is ook aan deze soort extra aandacht besteed door steekproefsgewijs de dichtheden te bepalen (figuur 42b). In alle onderzoeksjaren zijn de dichtheden in één maand sterk verhoogd. Het tijdstip van opkomst (niet eerder dan juni) en van maximale dichtheden verschilt sterk van jaar tot jaar. In 1991 en 1993 was de opkomst laat en het maximum beduidend lager dan in de andere drie jaren.

Opvallend is dat de opeenvolging van 'goede' en 'slechte' jaren bij *Leptodora* complementair lijkt te zijn aan die van *Neomysis*. In Lake Erie blijkt *Leptodora* ten opzichte van *Bythotrephes* (een andere carnivore cladoceer) een relatief slechte concurrentiepositie te hebben bij lage temperaturen (<15-20 °C) (Garton et al. 1990). In 1991 was vooral in mei en juni de watertemperatuur veel lager dan in de andere jaren. *Leptodora* werd toen pas in oktober voor het eerst aangetroffen. In 1993 waren de voorjaarstemperaturen normaal, maar kwam het maandgemiddelde in de zomer niet hoger dan 18.1 °C (juni). *Leptodora* verscheen toen in augustus, maar zette niet goed door. In hetzelfde jaar waren echter in het Veluwemeer, waar de dichtheid van *Neomysis* veel lager was dan in het Wolderwijd, de dichtheden van *Leptodora* juist veel hoger. *Leptodora* hield het in het Veluwemeer bovendien langer vol (veldnotities J. van Schie). De lage dichtheden van *Leptodora* in het Wolderwijd in 1991 en 1993 zouden dus kunnen zijn veroorzaakt door een combinatie van ongunstige temperatuurontwikkeling en de interactie met *Neomysis*, waarbij vispredatie kennelijk een ondergeschikte rol speelt.



Figuur 42

Dichtheden van de Aasgarnaal *Neomysis integer* (A; maandelijks dichtheidsschattingen uit sleepmonsters op zandig substraat) en het Glaskreeftje *Leptodora kindtii* (B; tweewekelijkse dichtheidsschattingen, combinatie van gegevens uit planktonmonsters en sleepmonsters voor *Neomysis*) in het Wolderwijd, 1989-1993.

8. Vissen

Ruurd Noordhuis¹, Joost Backx² en Wobbe Cazemier³

¹ Koeman en Bijkerk BV/RIZA, ² Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs BV/RIZA, ³RIVO-DLO

Inleiding

Al in de tweede helft van de jaren zestig werd door de Directie Visserijen van het ministerie van LNV gestart met systematische bemonsteringen van de visstand in de randmeren. Dit project werd helaas in 1987 stopgezet, maar de resultaten van bijna twintig jaar monitoring leveren niettemin een belangrijke bijdrage aan het begrip van de processen die zich in de randmeren hebben afgespeeld. Veranderingen in de samenstelling van de visstand kunnen ingrijpende gevolgen hebben voor het betreffende ecosysteem, o.a. via wijziging van de predatiedruk op zoöplankton of van de mate van opwerveling van bodemmateriaal door benthivore (bodemfauna-etende) vis. Dit laatste geldt vooral voor de Veluwerandmeren en de zuidelijke randmeren, waar de verblijftijd van het water relatief groot is. De situatie in het Ketelmeer en Zwarte Meer wordt sterk beïnvloed door de IJssel en ook de samenstelling van de visstand wijkt daardoor af van die in de andere meren.

De monitoring van de vis in de randmeren is in het kader van MWTL in 1993 hervat, en wordt nu grotendeels uitgevoerd door het RIVO. Er wordt gevist met drie soorten vistuig. Elk jaar wordt in de periode maart-november per maand alle vis uit fuiken van beroepsvissers geregistreerd. Dat gebeurt in het Zwarte Meer, Ketelmeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Gooimeer. In dezelfde wateren wordt in de peiljaren (hier in oktober en november 1993) bovendien gevist met sleepnetten. In de diepe delen van de meren wordt daarvoor een kor gebruikt, in de ondiepere delen een wonderkuil.

Het is nog niet duidelijk in hoeverre de resultaten kunnen worden gekoppeld aan die van de bemonsteringen van de Directie van Visserijen. Gezien enkele verschillen in bemonsteringstechniek is daartoe in deze presentatie geen poging ondernomen. Wel wordt bij de interpretatie gebruik gemaakt van de resultaten van projectonderzoek dat met name in het Veluwemeer en Wolderwijd is verricht. Nauwkeurige bestandsopnamen, uitgevoerd door Witteveen en Bos, begeleidden hier een project waarbij door middel

van reductie van de hoeveelheid planktivore en bodemwoelende vis ("Actief Biologisch Beheer") werd getracht de waterkwaliteit te verbeteren (zie verder intermezzo).

Resultaten 1993-1994

In 1993-94 werden 39 vissoorten in de randmeren vastgesteld, bijna driekwart van het totaal aantal soorten in de zoete rijkswateren. Twaalf soorten kwamen echter alleen in de IJsseldelta boven water. Soorten als Driedoornige Stekelbaars, Karper, Brasem en Snoek werden in de randmeren meer gevangen dan in de andere zoete rijkswateren.

Er zijn grote verschillen tussen de samenstelling van de vangst in de verschillende netsoorten (figuur 43, 44). Het gebruik van elk soort tuig levert een specifieke selectie van het aanwezige visbestand op, waardoor de vangst niet zonder

meer representatief is. Fuiken geven, dankzij de langdurige inzet, in het algemeen een goed beeld van het aanwezige soortenspectrum (in 1993 en 1994 in de randmeren resp. 32 en 34 soorten zoetwatervis, tegenover 17 in de sleepnetten in seizoen 1993/94), terwijl sleepnetten een beter beeld geven van de aantalsverhoudingen van de algemene soorten.

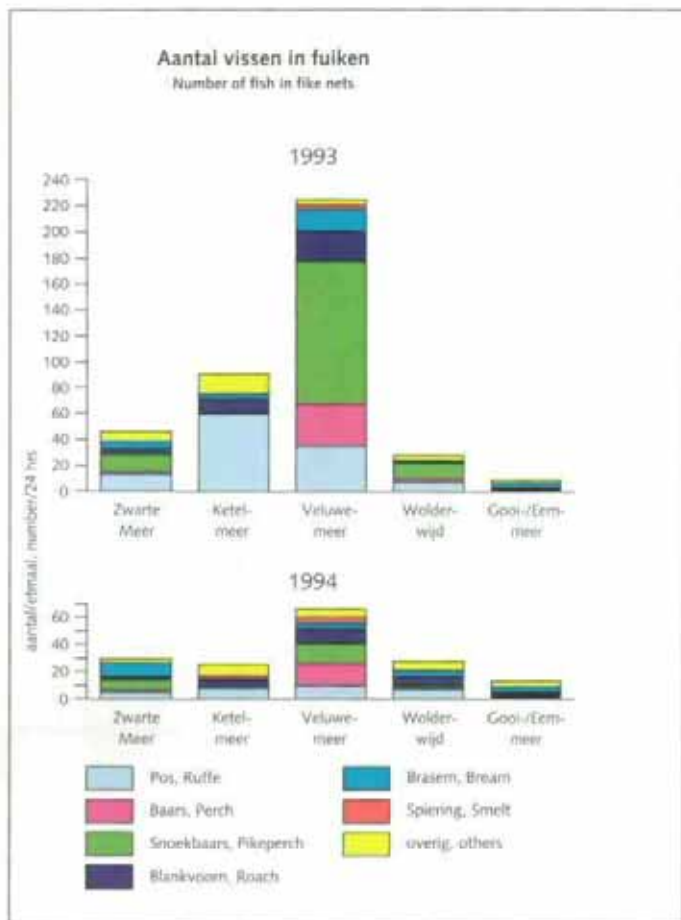
De vangst per eenheid inspanning (Catch Per Unit Effort, CPUE) is, net als in de andere meren, hoog in vergelijking met die uit de rivieren. De waarden zijn echter lang niet zo hoog als die van het IJsselmeer en Markermeer/IJmeer, terwijl soortensamenstelling en aantalsverhouding vooral herinneren aan die van de Benedenrivieren (zie ook de vergelijking in jaarrapportage 1995). Uit de resultaten van de sleepnetten komen ook ruimtelijke verschillen binnen de randmeren naar voren: met de kor werd in de diepere delen van de meren veel meer vis gevangen dan met de kuil in de ondiepe delen. In de kor

Foto 16

De Snoek is een oogjager die het moet hebben van verrassingsaanvallen die vaak vanuit de dekking van water- of oeverplanten worden uitgevoerd. Als het water troebel wordt en de vegetatie achteruitgaat, verdwijnt deze vis.

The Pike needs its eyesight when it strikes out of the cover of vegetation. When the water turns turbid and aquatic macrophytes disappear, Pike is no longer able to catch enough prey.



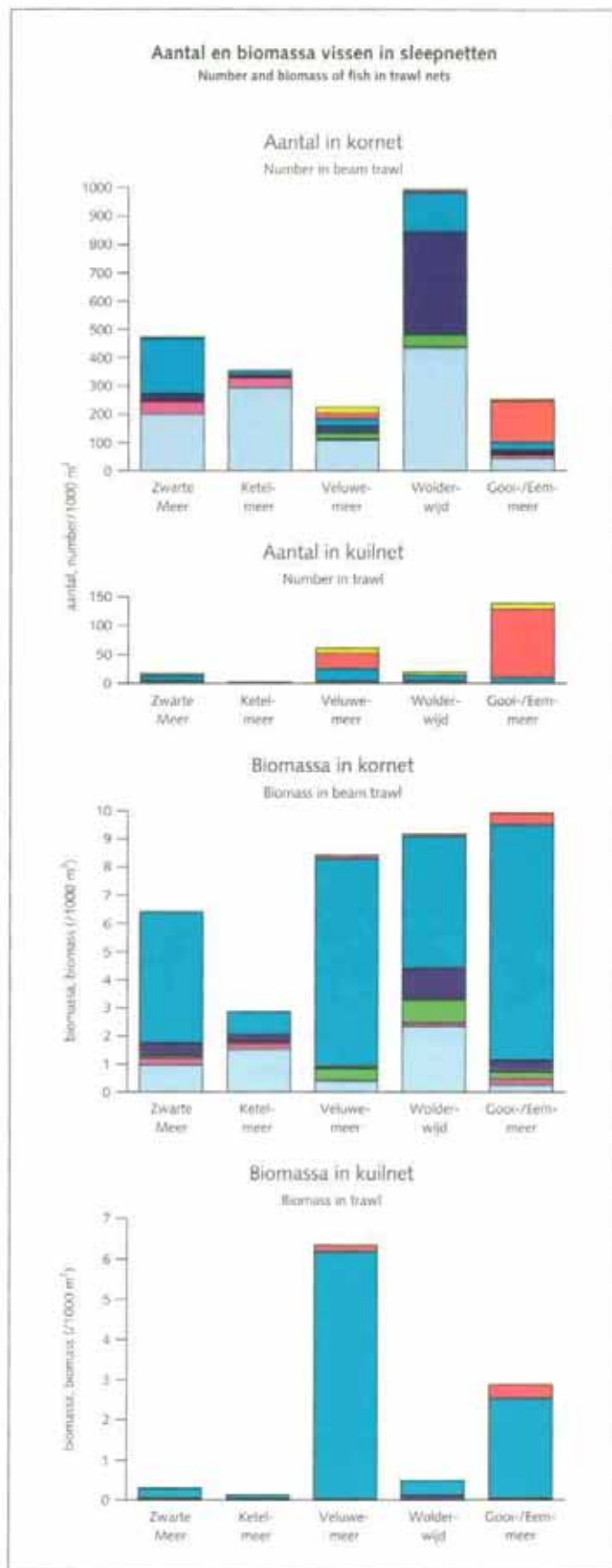


Figuur 43
Overzicht van de vangsten in fuiken in 1993 en 1994.
Composition of the 1993 and 1994 catch in fykes.

was vooral de Pos zeer talrijk, maar ook Baars en Snoekbaars hadden een groter aandeel dan in de kuil. In de ondiepe delen was vooral het aandeel van Brasem, Spiering en Stekelbaars groot. Karakteristiek voor de fuiken was een groot aandeel van Snoekbaars en Aal.

Deltarandmeren

Van de bemonsterde randmeren zijn de deltarandmeren, in het bijzonder het Ketelmeer, verreweg het meest soortenrijk (tabel 15). Slechts twee van de 39 soorten uit de randmeren (1993-94), de Beekforel en de Giebel, werden in het Ketelmeer niet gevangen, terwijl negen soorten alleen in het Ketelmeer, en twaalf soorten alleen in de IJsseldelta werden gevangen. Nog eens vijf andere soorten werden in de periode 1987-92 in aalfuiken in het Ketelmeer gevangen (Cazemier *et al.* 1995b), waarmee het totaal aantal soorten voor het Ketelmeer op 42 komt, uit een totaal



Figuur 44
Overzicht van de vangsten in kor en kuil in 1993. Legenda zie figuur 1
Composition of the 1993 catch in trawl nets.

van 44 voor de randmeren als geheel (1987-92). In het Zwarte Meer werden beduidend minder soorten gevangen (26 over de gehele periode), maar toch meer dan in de andere randmeren. Vooral de vangst van relatief grote aantallen Kroeskarpers, Grote en Kleine Modderkruipers en Rivierdonderpadden sluit aan bij het voorkomen van deze soorten in het Ketelmeer, evenals meer incidentele vangsten als die van Grote Marene, Zeeforel en Riviergrondel.

De grote soortenrijkdom in de IJsseldelta is een gevolg van het feit dat hier de visgemeenschap uit de meren overlapt met die van de IJssel. Naast de indifferente ("eurytope") soorten, die overal algemeen zijn, en soorten van plantenrijk water ("limnofiele" soorten, die in de delta ook opvallend goed vertegenwoordigd zijn) vinden we hier een groot aantal stroomminnende ("rheofiele") soorten. Een deel hiervan is waarschijnlijk afkomstig uit de IJssel, zoals Barbeel, Rivierdonderpad en Riviergrondel. Meer toevallige vangsten uit deze categorie zijn die van twee Beekprikken en drie Grote Marenen in 1993. De Beekprik komt voor in beken in het oosten en zuiden van het land. Het Ketelmeer ligt in feite buiten het verspreidingsgebied van deze soort, zodat kan worden gesproken van een bijzondere vangst. De Grote Marene kent standpopulaties in met de bovenstroomse delen van de Rijn verbonden meren. Bij hoog water worden ze soms stroomafwaarts gevoerd (van Nie 1996).

Een ander deel van de stroomminnende vis in de IJsseldelta is afkomstig uit het IJsselmeer. Enerzijds zijn dit typisch estuariene soorten, met name Driedoornige Stekelbaars, Bot en Spiering. De laatste soort trekt in maart en april massaal naar het Ketelmeer, en in mindere mate het Zwarte Meer en de IJssel om te paaien (Platteeuw & Beekman 1993). Anderzijds ligt het Ketelmeer op de trekroute van soorten die om te paaien tot ver in Duitsland kunnen doordringen. Dat geldt met name voor Rivierprik, Zeeprik en Zeeforel. De Rivierprik paait nog steeds in Duitse delen van het Rijnsysteem, terwijl ook de Zeeprik hier na een periode van afwezigheid weer wordt waargenomen. Ook van de Zeeforel bevinden zich in zijtakken van de Rijn (Sieg) nog paaiplassen (van Nie 1996). Dat ten minste een deel van de Zeeforel in het IJsselmeergebied



Foto 17

Sinds het begin van de jaren zeventig is de visstand in de randmeren sterk door Brasem overheerst geweest. Door het bezit van een "fijnmazig" kieuwapparaat kan Brasem tot op relatief grote lengte zoöplankton eten, waardoor de graasdruk van zoöplankton op fytoplankton verlaagd wordt. Grotere Brasem leeft bovendien van muggelarven en wormen uit de bodem en woelt daarbij bodemmateriaal met nutriënten op. De algengroei wordt daardoor nog verder gestimuleerd en het water blijft troebel.

During the seventies and eighties Bream heavily dominated the fish community in the borderlakes. Bream preys on Daphnia more than other fish, while larger Bream stirs up bottom material in search of chironomids. Both habits result in more excessive growth of algae.

inderdaad uit zee afkomstig is, blijkt uit het feit dat bij maagonderzoek soms mariene prooi-soorten worden aangetroffen (Dekker & van Willigen 1996). In het Ketelmeer wordt gedurende het grootste deel van het jaar alleen kleinere Zeeforel gevangen, maar in augustus passeren grote, paarijpe individuen op weg naar de bovenstroomse paaigronden (Platteeuw & Beekman 1993). In hoeverre de trekvis daadwerkelijk de paaigronden bereikt is niet geheel duidelijk, waarschijnlijk blijft een deel in het kustgebied hangen of trekt na korte tijd onverrichter zake terug naar zee ("dummy run"; Dekker & van Willigen 1996).

Veluwerandmeren

In het Veluwemeer en Wolderwijd werden 23 soorten gevangen, waarvan zes alleen in het Veluwemeer. Het gaat bij deze zes om incidentele vangsten van soorten die in het algemeen ook in het Ketelmeer voorkomen. Slechts één daarvan verdient extra aandacht, nl. de Kleine Modderkruiper. Wellicht is deze soort te klein voor de gebruikte vangstmethode; terwijl in de

fuiken slechts één exemplaar werd gevangen is uit veldonderzoek bekend dat deze soort in elk geval sinds 1994 in grote aantallen voorkomt in het kranswierveld van het Veluwemeer (med. M. van den Berg). Ook in de vangsten van Witteveen+Bos is de soort in 1994 toegenomen (Witteveen+Bos 1994a). Het lijkt niet onwaarschijnlijk dat de Kleine Modderkruiper van de recente toename van de waterplanten in het Veluwemeer heeft geprofiteerd. Bij uitstek limnofiele soorten als Rietvoorn en Zeelt laten zich in het Veluwemeer echter nog nauwelijks zien.

Het Wolderwijd was met 17 soorten het minst soortenrijk van de bemonsterde randmeren. Dit heeft ongetwijfeld te maken met de zeer beperkte migratiemogelijkheden tussen het Wolderwijd en enerzijds het Veluwemeer (viskering), anderzijds het eveneens soortenarme Eem/Gooimeer (afwateringsluis). Geen enkele trekvissoort werd in de MWTL-monsters uit het Wolderwijd aangetroffen. De estuariene soorten waren wel aanwezig, maar in beperkte dichtheden. Spiering was met name in de fuikvangsten van 1993

	Ussel	Zwarte Meer	Ketelmeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Gool-/Eemmeer	Markermeer	Usselmeer
Rheofiel; stroominnend								
<i>Riverine species</i>								
Zeeprk <i>Petromyzon marinus</i>	++	-	11	1	-	-	2	42
Rivierprk <i>Lampetra fluviatilis</i>	++	-	39	-	-	1	15	156
Beekprk <i>Lampetra planeri</i>	-	-	1	-	-	-	4	-
Steur <i>Acipenser</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-
Barbeel <i>Barbus barbus</i>	12	-	2	-	-	-	-	-
Riviergrondel <i>Gobio gobio</i>	108	1	2	-	-	-	1	-
Kopvoorn <i>Leuciscus cephalus</i>	+	-	+	-	-	-	14	-
Winde <i>Leuciscus idus</i>	169	15	47	35	12	-	56	77
Serpeling <i>Leuciscus leuciscus</i>	16	-	+	-	-	-	-	-
Kleine Modderkruiper <i>Cobitis taenia</i>	4	3	9	1	-	-	-	-
Spiering <i>Osmerus eperlanus</i>	+	91	1317	3956	357	329	39633	1979
Grote Marene <i>Coregonus lavaretus</i>	+	+	2	-	-	-	-	-
Zalm <i>Salmo salar</i>	-	-	1	-	-	-	1	1
Zeeforel <i>Salmo trutta</i>	++	1	62	-	-	-	2	41
Beekforel <i>Salmo trutta</i>	-	-	-	1	-	-	-	-
Kwabaal <i>Lota lota</i>	++	-	1	-	-	-	-	-
Dried. Stekelbaars	++	1	57	11	+	225	9	6
Gasterosteus <i>aculeatus</i>								
Rivierdonderpad <i>Cottus gobio</i>	26	38	21	1	-	+	3	128
Diklipharder <i>Chelon labrosus</i>	-	-	+	-	-	1	2	7
Bot <i>Pleuronectes fiesus</i>	60	351	1234	4	3	28	258	18857
Limnofiel; stagnant, begroeid water								
<i>Stagnant water species</i>								
Kroeskarper <i>Carassius carassius</i>	++	7	5	-	-	-	10	-
Vetje <i>Leucaspius delineatus</i>	-	-	+	-	-	-	-	-
Rietvoorn <i>Rutilus erythrophthalmus</i>	12	16	17	2	124	16	178	12
Zeelt <i>Tinca tinca</i>	12	17	28	-	5	28	10	1
Grote Modderkruiper <i>Misgurnus fossilis</i>	++	5	13	-	-	1	-	1
Tiend. Stekelbaars <i>Pungitius pungitius</i>	-	-	+	-	-	-	-	128
Eurytoop; geen voorkeur								
<i>No clear preference</i>								
Aal <i>Anguilla anguilla</i>	5104	2907	9649	3939	4714	2824	8440	8138
Brasem <i>Abramis brama</i>	562	7926	2415	10559	2526	3737	1680	430
Kolblei <i>Abramis bjoerkna</i>	535	1576	26	159	149	6	98	107
Alver <i>Alburnus alburnus</i>	516	125	510	504	75	1	202	20
Giebel <i>Carassius auratus</i>	++	31	-	154	23	-	-	-
Karper <i>Cyprinus carpio</i>	4	13	28	221	81	95	29	30
Blankvoorn <i>Rutilus rutilus</i>	1112	3201	8586	16842	4265	1680	9825	15605
Meerval <i>Silurus glanis</i>	+	-	5	-	-	-	1	-
Snoek <i>Esox lucius</i>	56	11	33	23	122	86	19	1
Pos <i>Gymnocephalus cernuus</i>	879	8956	34602	22261	7029	802	92609	18658
Baars <i>Perca fluviatilis</i>	1957	1596	213	24285	1860	892	12737	105782
Snoekbaars <i>Stizostedion lucioperca</i>	646	10517	190	62345	6362	780	6805	15591
Exoten								
<i>Introduced species</i>								
Graskarper <i>Ctenopharyngodon idella</i>	+	2	26	2	-	-	2	1
Zilverkarper <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	-	-	+	-	-	-	-	-
Bruine Dwergmeerval <i>Ictalurus nebulosus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-
Regenboogforel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	2	1	1	-	-	1	1
Gup <i>Lepomis microlophus</i>	-	-	2	-	-	-	-	-
Totaal per etmaal	11812	37406	59146	145301	27682	11530	172643	185799
<i>Total per 24 hrs</i>								
Aantal fuiketmalen	249	1062	1809	1451	672	1453	2612	2730
<i>Number of like-nights</i>								

Tabel 15

Aantal vissen per 1000 fuiketmalen in de randmeren en omliggende wateren, maart-november 1993 en 1994 (berekend over de som van de beide jaren). Indeling in gildes volgens Quak (1994).

Number of fish of each species caught per 24 hrs in fikes in the borderlakes, March-November 1993 and 1994.

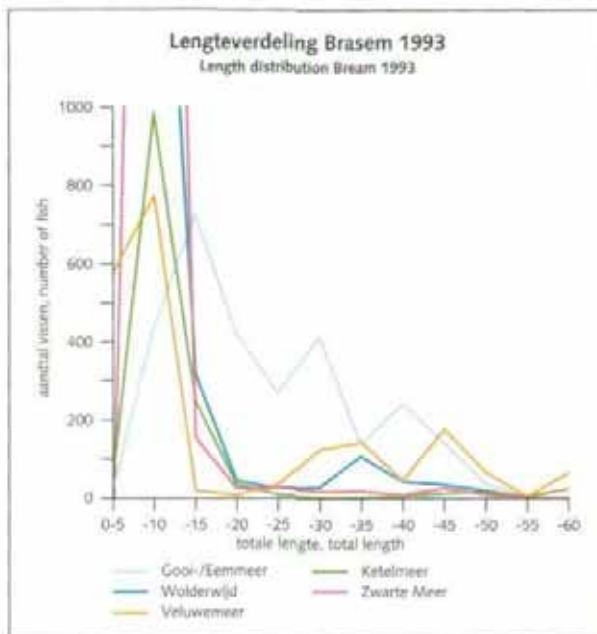
+ / ++ = soort ontbreekt, maar wel gevangen in sleepnetten, of in aalproeffuiken in één/meerdere van de jaren 1987-92 (Cazemier et al. 1995a, 1995b).

Species only caught outside sampling programme or in previous years.

schaars, maar de aanwezige Spiering was in het Wolderwijd en Veluwemeer gemiddeld wel groter dan in de andere meren. Mogelijk houdt dit

verband met predatie van de kleinere individuen door een sterke jaarklasse van de Snoekbaars in deze twee meren. In 1994 werd in beide me-

ren beduidend minder Snoekbaars en meer Spiering gevangen. Naast predatie kunnen echter ook andere factoren een rol spelen, bijvoorbeeld

**Figuur 45**

Lengteverdeling van Brasem uit kor en kuil, okt-nov 1993, in de verschillende randmeren. Door een sterke vertegenwoordiging van de lengteklasse 15-40 cm is de Brasem in het Eemmeer gemiddeld groter dan elders in de randmeren.

Length distribution of Bream caught with trawl nets in separate borderlakes, 1993. As a result of high numbers of fish between 15 and 40 cm, the average length of Bream from Lake Eemmeer is much higher than elsewhere in the borderlakes.

het trekgedrag van de vissen. De Spiering lijkt zich in de Veluwerandmeren niet voort te planten, zodat dichtheidsverschillen een gevolg kunnen zijn van verschillen in de mate van intrek (o.a. sluisbeheer).

De aantals- en biomassaverhouding van de algemene soorten in het Wolderwijd is de laatste jaren beïnvloed door een beheersexperiment waarbij grote hoeveelheden vis zijn verwijderd (zie intermezzo). Met name grote Brasem werd daardoor schaars. De hoeveelheid jonge vis (Brasem en Blankvoorn) nam na de ingrepen eerder toe en Pos profiteerde van het verdwijnen van de grote Brasem. In 1993 werden daardoor in de sleepnetten ten minste twee keer zoveel vissen per uur gevangen dan in de andere meren. Een onderdeel van het experiment was ook het uitzetten van Snoek; met name in 1994 werd een relatief groot aantal Snoeken in de fuiken gevangen. Net als in het Veluwemeer is in het Wolderwijd de laatste jaren sprake van herstel van de ondergedoken vegetatie, waaraan in dit geval het visstandsbeheer waarschijnlijk heeft bijgedragen. Hoewel het herstel hier in een aantal opzichten minder snel verloopt is het opvallend dat, anders dan in het Veluwemeer, grotere limnofiele soorten in het Wolderwijd wel degelijk verschenen: in 1994 werd in de fuiken een drietal Zeelten gevangen, evenals een vrij groot aantal (81) Rietvoorns.

Zuidelijke Randmeren

In het Gooi-Eemmeer werd verrassenderwijs niet zoveel vis gevangen (19 soorten). Het aandeel van Brasem was in de fuiken veel hoger dan elders, maar in de sleepnetten was dit aandeel niet bijzonder hoog. Dit is echter vooral een gevolg van de leeftijdsopbouw; Brasem groter dan 10 cm was vele malen talrijker dan elders (figuur 45). Aantalsmatig werden de sleepmonsters sterk overheerst door Spiering, hetgeen overeenkomt met de situatie in het IJmeer en het Markermeer. Dit laatste geldt ook voor het voorkomen van relatief grote aantallen Bot en van Rivierdonderpad.

Historische Gegevens

In de periode 1968-87 zijn de een aantal randmeren (Ketelmeer, Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Eem-Gooimeer) jaarlijks met een wonderkuil bemonsterd door de Operationele Groep van de Directie Visserijen van het ministerie van LNV. Van het Drontermeer en het Veluwemeer zijn zelfs reeksen beschikbaar vanaf 1966. Door methodische verschillen zijn deze reeksen niet eenvoudig te koppelen aan de huidige bemonsteringen. Ze bieden echter wel een bruikbaar overzicht van de grovere verschuivingen in de genoemde periode (figuur 46, 47).

Over het algemeen lijkt Brasem zich rond 1970 in de meren een dominante positie te hebben verworven (in het Ketelmeer mogelijk al eerder). Deze positie hield hij vast tot het midden van de jaren tachtig. Pas in 1985, een jaar met waarin uitzonderlijk weinig Brasem werd gevangen, werd de dominantie van deze soort voor het eerst weer doorbroken, en wel door Blankvoorn.

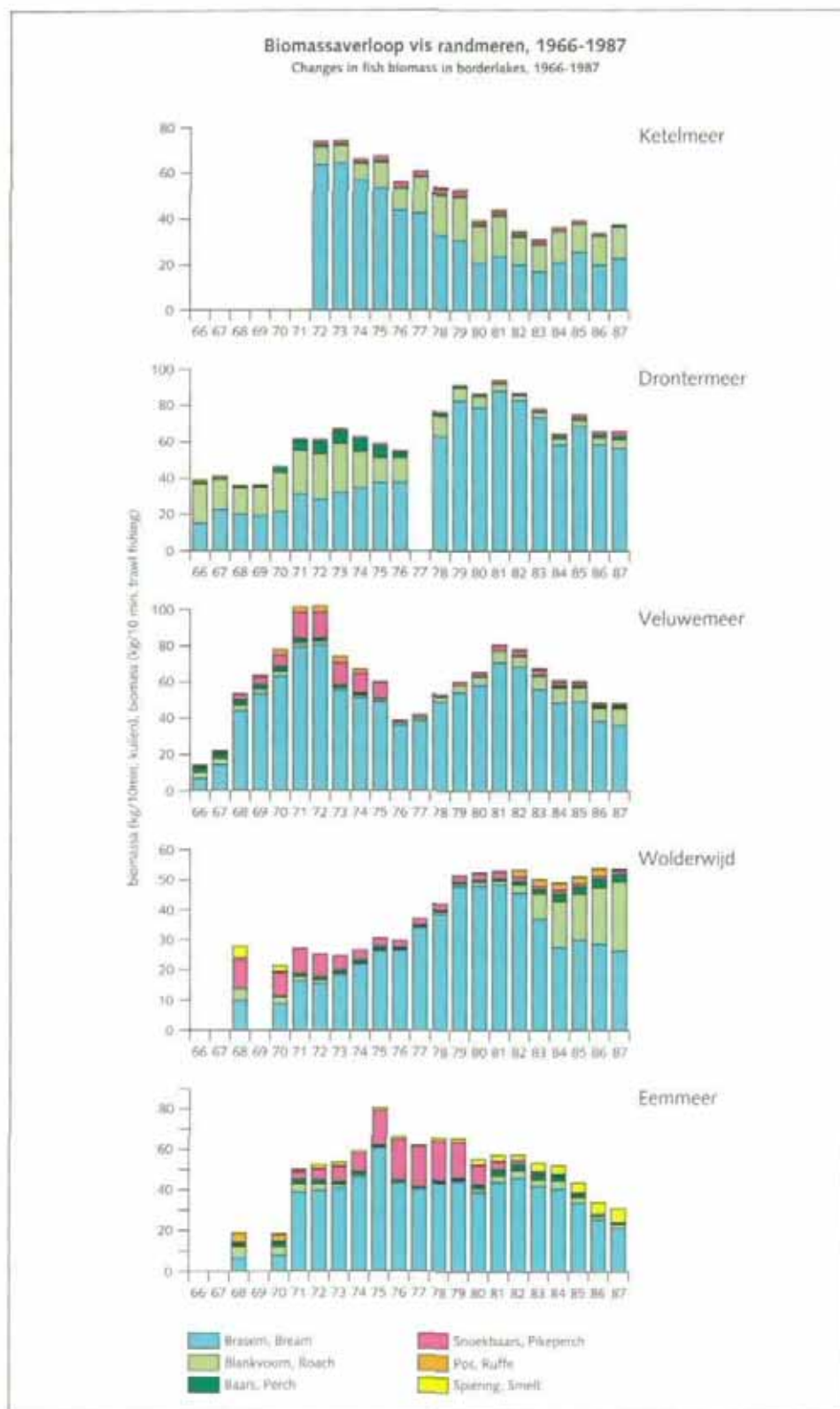
Deltarandmeren

Uit het Ketelmeer zijn gegevens bekend vanaf 1972. Brasem was toen al sterk dominant, de biomassa van deze soort was in 1972 en 1973 hoog in vergelijking met de andere randmeren. Ook het verdere verloop van de visstand wijkt duidelijk af van dat in de andere randmeren, en sluit evenmin aan bij het verloop in het IJsselmeer. In het Ketelmeer nam de biomassa van met name de grote brasem na 1973 gestaag af (figuur 46), ondanks dat in het IJsselmeer tegelijkertijd een sterke toename plaatsvond (Lammens *et al.* 1994). Vooral 1985 valt op door een zeer kleine hoeveelheid Brasem (figuur 47). De twee jaren daarna was er echter meer jonge Brasem dan ooit, en in het laatste jaar uit de reeks was de Brasem weer sterk dominant (figuur 47). Uit vergelijking met de situatie in 1993 (figuur 44) blijkt echter dat deze terugkeer niet definitief is geweest; de hoeveelheid Brasem bleef in dat jaar weer ver achter bij die uit de andere randmeren.

Terwijl de hoeveelheid Brasem afnam, was de biomassa van Blankvoorn in de jaren tachtig hoger dan daarvoor. Deze verandering kan zijn gestimuleerd door de terugkeer van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*, die in de jaren zestig als gevolg van verontreiniging in de Rijntakken ontbrak, maar in de jaren zeventig terugkeerde en vanaf 1980 sterk in dichtheid toenam (zie hfdst. 9, figuur 55). De Blankvoorn, die een veel steviger set keeltanden heeft dan Brasem, is één van de weinige vissoorten die deze schelpdieren weet te kraken.

Veluwerandmeren

Gegevens over de visstand in het Veluwemeer en Drontermeer zijn bekend vanaf 1966, uit het Wolderwijd vanaf 1968. In 1966 en 1967 werd de visstand in het Drontermeer overheerst door



Figuur 46

Historisch overzicht van het biomassaverloop van zes belangrijke vissoorten in de randmeren. Glijdend gemiddelde over vijf jaar. Gegevens Operationele Groep Dir. Vissereij, Mm. LNV.

Biomass of the main fish species in the borderlakes, sliding mean values over five years, 1966-1987.

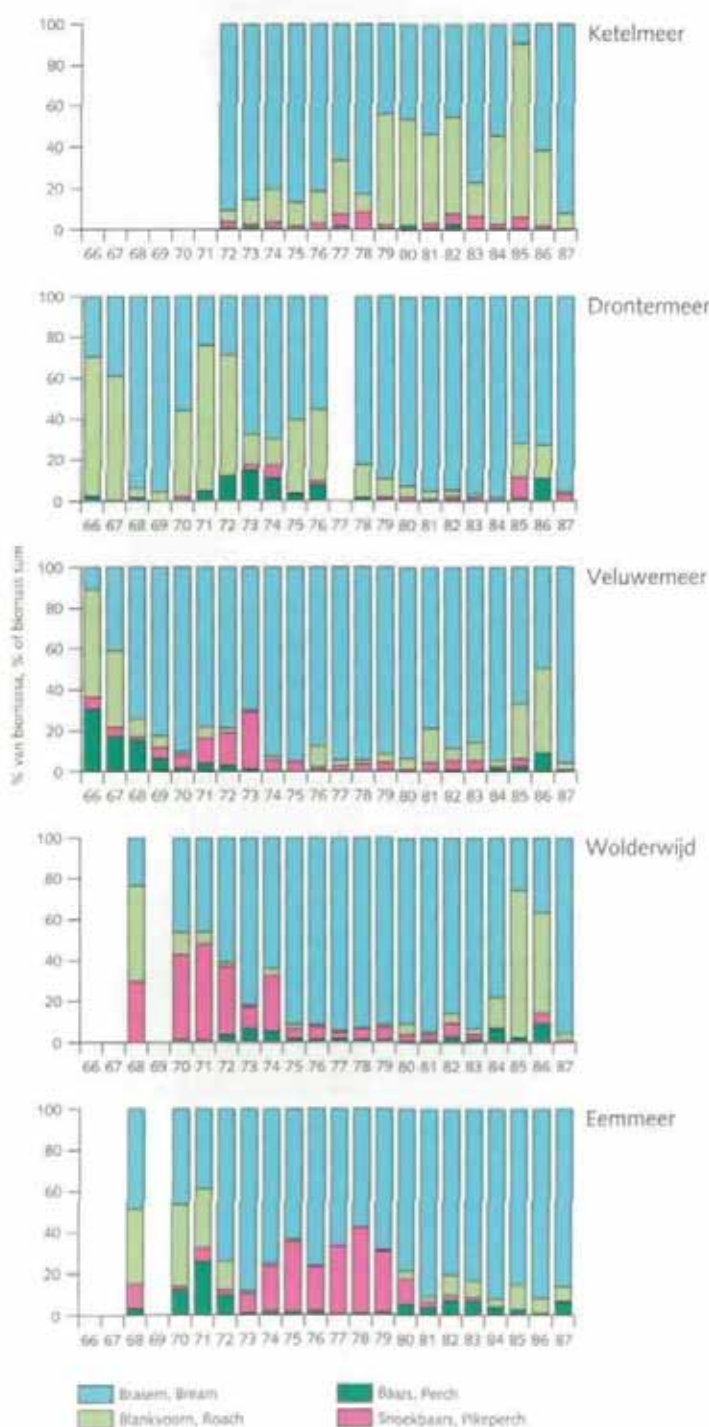
concurrentiepositie kon met name Brasem sterk in aantal toenemen, en vanaf 1969 werd het visbestand volledig door deze soort overheerst. Brasem leeft vooral van bodemfauna (muggelarven en wormen; figuur 48), en door tijdens het foerageren de bodem om te woelen houdt hij zo het troebele, plantenarme systeem in stand. Ook de Snoekbaars doet het goed in troebel water, deze soort was vooral in de eerste jaren (1970-74) talrijk.

Aankankelijk werd een groot deel van de biomassa bepaald door kleinere Brasem uit de jaarklassen van 1970-73 (figuur 49). Visetende vogels profiteerden van de grote hoeveelheid jonge vis in die periode; Fuut en Aalscholver namen in aantal toe (zie hfdst. 9). De Brasem van de genoemde jaarklassen groeide aanvankelijk snel en bleef de visstand domineren; de jaarklassen uit 1974-78 slaagden er niet in zich te handhaven. In het Wolderwijd was het zelfs maar één jaarklasse (1973) die de visstand de rest van het decennium domineerde (figuur 49). In de tweede helft van de jaren zeventig was het gros van de Brasems dus groter dan 30 cm. Andere soorten, waaronder de Snoekbaars, waren weer minder talrijk. Voor viseters waren de Veluwerandmeren in deze periode daarom minder aantrekkelijk, en Fuut en Aalscholver namen in aantal af. Deze situatie veranderde in de loop van de jaren tachtig, toen de aantallen viseters tot ongekende hoogte stegen. Hoewel deze toename een onderdeel is van een proces dat zich op veel grotere schaal afspeelt, verbeterde ook de voedselsituatie. Terwijl het bestand aan grote Brasem uitdunde, zorgden de jaarklassen uit 1979, 1981 en 1983 voor vernieuwing, waardoor de biomassa rond

Blankvoorn, in het Veluwemeer door Blankvoorn en Baars. Daarna traden door eutrofiëring grote veranderingen op in het ecosysteem. Door verminderd doorzicht verdwenen de waterplan-

ten, waardoor ook de schuilplaatsen voor Snoek verdwenen. In 1969 werd in het Veluwemeer de laatste Snoek gevangen (Backx 1989). Door de afwezigheid van deze roofvis en een versterkte

Verdeling biomassa vier vissoorten randmeren, 1966-1987
Relative biomass four species of fish, 1966-1987



Figuur 47

Historisch overzicht van de jaarlijkse biomassa-verhoudingen van vier belangrijke vissoorten in de randmeren. In 1985 en 1986 werd in alle meren weinig Brasem gevangen. Gegevens Operationele Groep Dir. Visserijen, Min. LNV.

Relative biomass of four main species in the borderlakes, 1966-1987. In 1985 and 1986 biomass of Bream was very low in all of the borderlakes.

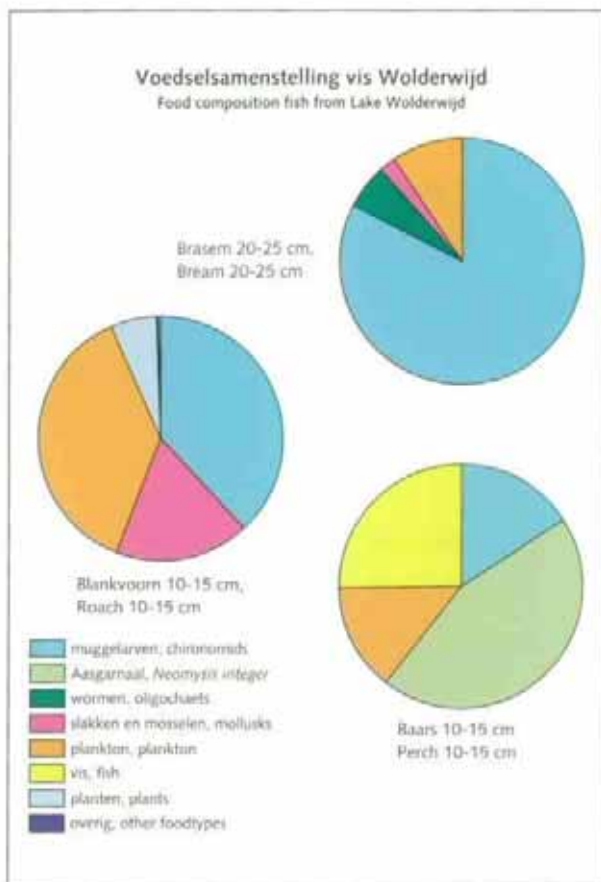
bovendien geleidelijk meer Baars gevangen (figuur 46). Opvallend is de biomassa-verdeling van de jaren 1985 en 1986 (figuur 47). In die jaren ging, net als in het Ketelmeer, een uitzonderlijk lage biomassa van Brasem samen met een goede stand van Baars en Blankvoorn. In 1987 hadden Baars en Blankvoorn een slecht jaar, maar recent is de stand van beide soorten weer redelijk te noemen (zie ook Witteveen+Bos 1994b).

Hoewel een aantal factoren een vergelijking tussen recente en oudere gegevens bemoeilijken (behalve verschillen in methodiek kan ook de vangbaarheid zijn veranderd door de grotere helderheid van het water) zijn er aanwijzingen voor een verdere verschuiving van de biomassa-verhoudingen. In het Veluwemeer is de verhouding tussen Blankvoorn en Brasem sinds de jaren tachtig gestegen van ca. 1:40 tot 1:7, en in het Wolderwijd van 1:27 tot 1:2 (1990-94). Het is niet eenvoudig aan te geven in hoeverre deze verschuivingen het gevolg zijn van verbetering van de waterkwaliteit. In het Wolderwijd is het proces natuurlijk sterk beïnvloed door het verwijderen van grote hoeveelheden Brasem in het kader van Actief Biologisch Beheer (zie intermezzo). In het najaar van 1994 werd ten opzichte van 1993 ook in het Veluwemeer een sterke daling van de hoeveelheid grote Brasem geconstateerd, die door sport- en beroepsvisserij in de tussenliggende winter zou zijn bewerkstelligd (Witteveen+Bos 1994a). Daarentegen is het aandeel van roofvis (Baars en Snoekbaars) in beide meren nog te gering om een rol van betekenis te spelen in de regulatie van de hoeveelheid

1981 (ondanks slechtere groei dan in de jaren zeventig) in alle Veluwerandmeren een nieuw maximum bereikte.

Daarna vond echter weer een afname plaats. In

het Wolderwijd (waar minder Brasems per tijdseenheid werden gevangen dan in het Drontermeer en Veluwemeer) nam tegelijkertijd de biomassa van Blankvoorn sterk toe en werd



Figuur 48

Voedselsamenstelling van Baars, Blankvoorn en Brasem, gevangen in het Wolderwijd, 1989-1993. Naar Meijer & Hoesper 1995.
Food composition of Perch, Roach and Bream from lake Wolderwijd, 1989-1993.

kleinere, planktivore vis (Witteveen+Bos 1994a, 1994b).

Als gevolg van verbetering van de waterkwaliteit is de diversiteit van beschikbare habitats en voedselaanbod echter belangrijk vergroot. Met het herstel van de ondergedoken vegetatie is ook de dichtheid en diversiteit van de macrofauna sterk toegenomen. Vooral het slakje *Valvata piscinalis* ("Vijverpluimdrager") bereikt tussen de waterplanten enorme dichtheden (hfdst. 7). De eerste tekenen van reactie van de vijsstand op dergelijke veranderingen zijn o.a. de toename van de Kleine Modderkruiper in het Veluwe-meer en het verschijnen van Rietvoorn en Zeelt in het Wolderwijd.

Sinds 1993 neemt ook de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*, na 25 magere jaren, weer sterk toe (hfdst. 7). De Blankvoorn, die vanaf een zekere lengte bij uitstek schelpdieren eet en ook planten als voedsel neemt (figuur 48), lijkt voorzichtig van deze ontwikkelingen te profiteren. Uit bemonsteringen van Witteveen+Bos blijkt dat in 1993 en 1994 in het Wolderwijd vooral de

grotere, mosseletende Blankvoorn relatief talrijk was. In het Veluwe-meer (waar de dichtheid van de Driehoeksmosselen hoger is; van Moorsel 1996), is dit echter minder duidelijk (Witteveen+Bos 1994a, 1994b).

Zuidelijke Randmeren

Ook in het Eemmeer werden vanaf 1968 bemonsteringen uitgevoerd. De eerste jaren, toen de biomassa van Brasem nog relatief gering was, was behalve Brasem ook Blankvoorn belangrijk. In de jaren zeventig nam de Brasem sterk toe, waarbij snelle groei van de jaarklassen 1970-76 resulteerde in een hoger percentage grote Brasem (ca. 40 % >40 cm) dan in de andere randmeren. Ook Snoekbaars werd talrijk. De hoeveelheid Brasem was vergelijkbaar met die in het Wolderwijd, maar bleef beduidend lager dan de waarden die in het Drontermeer en Veluwe-meer werden bereikt (figuur 46). Net als in de Veluwerandmeren trad er na enkele slechtere jaren vanaf ongeveer 1979 een verjonging van het brasembestand op, maar ook hier was de groei-

snelheid minder hoog dan in de jaren zeventig en nam het aandeel van de grote Brasem (>40 cm) af. Net als in de meeste andere meren was de biomassa in 1985 uitzonderlijk laag. Hier werd het visbestand echter niet aangevuld door Blankvoorn en Baars, waardoor de biomassaverdeling geen verandering vertoonde (Spiering lijkt echter talrijker te zijn geworden; figuur 46). De Brasem in de recente monsters uit het Eemmeer waren gemiddeld nog steeds beduidend groter dan die in de andere randmeren, maar dit werd vooral veroorzaakt door de grote hoeveelheid vis in de lengteklasse 15-40 cm (figuur 45, tabel 16). Het biomassa-aandeel van deze categorie benaderde weer de gemiddelde waarde uit de periode 1971-87, terwijl dit aandeel in de andere meren (zelfs in het Wolderwijd na verwijdering van de grote Brasem) beduidend lager was dan voorheen. Een groot aandeel van deze lengteklasse kan een aanwijzing zijn voor een minder gunstige voedselsituatie en slechte groei (STORA 1991).

Belangrijkste conclusies

In de randmeren wordt per eenheid inspanning in het algemeen meer vis gevangen dan in de rivieren, maar beduidend minder dan in het IJsselmeer en Markermeer.

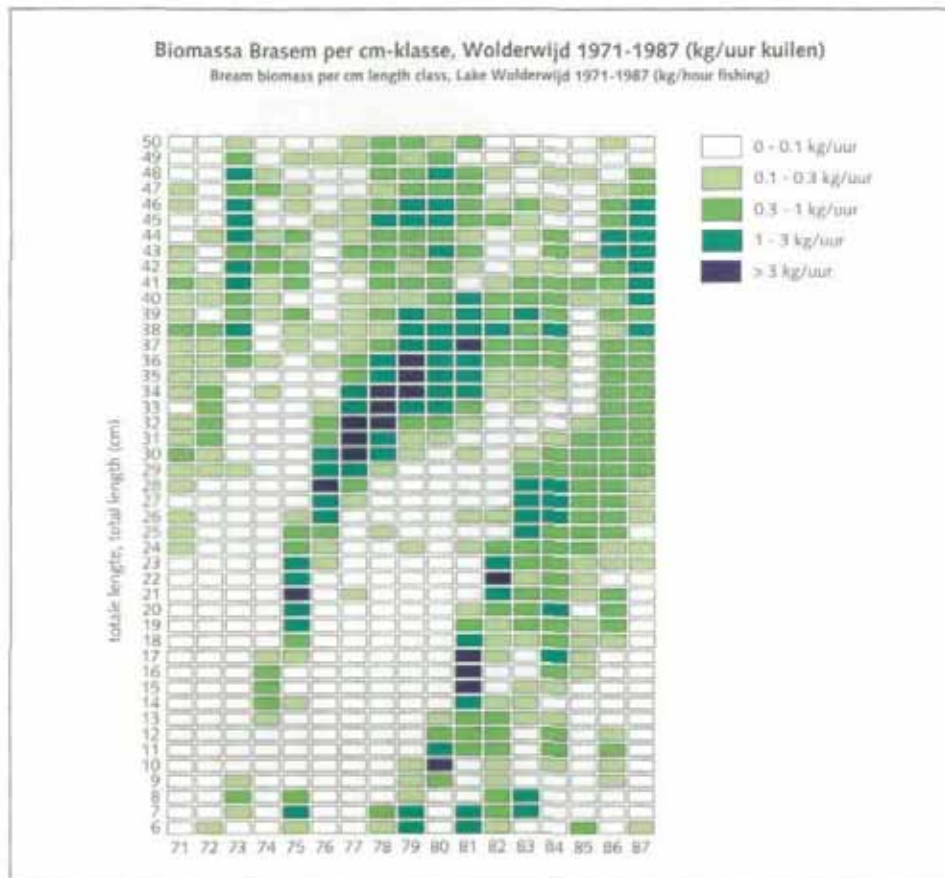
De samenstelling en ontwikkeling van de vijsstand in het Ketelmeer en in mindere mate ook die van het Zwarte Meer, wijkt door de invloed van de IJssel af van die in de andere randmeren. Het Ketelmeer is van belang als paaiplaats voor

	1971-87		1993	
	15-40	>40	15-40	>40
Ketelmeer	76.9	19.2	12.4	71.4
Veluwe-meer	67.3	25.1	31.3	67.5
Wolderwijd	67.1	21.6	50.1	38.9
Eemmeer	54.8	35.2	63.0	34.1

Tabel 16

Aandeel (%) van de lengte-categorieën 15-40 cm en >40 cm op de totale biomassa van Brasem in de randmeren, gevangen in sleepnetten in de periode 1971-87 en in 1993.

Share (%) of size classes 15-40 cm and >40 cm in biomass of Bream caught in trawl nets in the borderlakes, 1971-1987 and 1993.



Figuur 49

Verloop van de verdeling van de biomassa van Brasem (uitgedrukt in biomassa per uur kuilen) over de cm-classes in het Wolderwijd, 1971-1987. Jarenlang werd de visstand in het Wolderwijd overheerst door Brasem uit een enkele jaarklasse, nl. die uit 1973. Pas begin jaren tachtig wist de jonge Brasem weer door te breken, waarbij de totale biomassa weer toenam (zie figuur 46). Gegevens Operationele Groep Dir. Visserijen, Min. LNV. Biomass of Bream from lake Wolderwijd per cm length class, 1971-1987. During the 1970s the Bream stock was dominated by a single yearclass (1973). When finally the cohorts from 1979-1983 took over in the first half of the 1980s, fish biomass reached a new high (Fig. 46).

enkele stroomminnende (estuariene) vissoorten uit omliggende wateren (Spiering), en als onderdeel van de trekroute van enkele andere rheofiele soorten (prikken, Zeeforel). De soortenrijkdom is groter dan in de andere meren.

In het Ketelmeer nam in de loop van de jaren zeventig en tachtig de biomassa van Brasem gestaag af, waardoor het aandeel van vooral Blankvoorn relatief groot werd.

In de Veluwerandmeren en de zuidelijke randmeren, waar de verblijftijd vaak enkele maanden bedraagt, ontbreken rheofiele vissoorten nagenoeg. Vooral het Wolderwijd is relatief soortenarm. De samenstelling van de visstand is sterk beïnvloed door eutrofiëeringsprocessen.

In de Veluwerandmeren en in het Eemmeer trad rond 1970 een verschuiving op van een door Blankvoorn (en Baars) gedomineerde visstand naar een visstand die door Brasem en Snoekbaars werd gedomineerd. Snelgroeiende Brasem uit de

jaarklassen 1970-73 domineerde de visstand tot in 1979 opnieuw een sterke jaarklasse optrad, waarna de biomassa rond 1981 een maximum bereikte. Deze Brasem groeide echter minder hard en na 1981 nam de biomassa in alle onderzochte randmeren af. Terwijl in de Veluwerandmeren het aandeel van vooral Blankvoorn lijkt te groeien, wordt de visstand in het Eemmeer nog steeds beheerst door grote Brasem.

Veranderingen in het visbestand onder invloed van de recente toename van waterplanten en macrofauna in de Veluwerandmeren zijn (afgezien van actieve ingrepen) nog slechts in beperkte mate zichtbaar (Kleine Modderkruiper). De terugkeer van Driehoeksmosselen zou de komende jaren een factor van betekenis kunnen zijn (Blankvoorn).

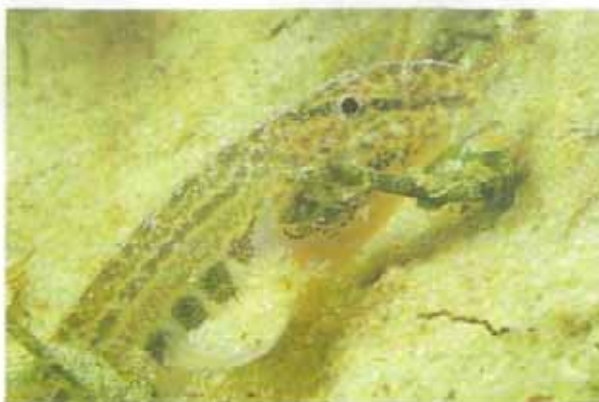


Foto 18

De Kleine Modderkruiper komt de laatste jaren in grote aantallen voor in de kranswervelden van het Veluwemeer en het Wolderwijd. Blijkbaar weet deze soort te profiteren van het ecologisch herstel dat in deze meren plaatsvindt.

Large numbers of Spined Loach occur in the stonewort fields of Lake Veluwemeer and Wolderwijd. It seems to benefit from the recent ecological developments.

Uitdunning van de visstand in het Wolderwijd/Nuldernaauw

M.-L. Meijer

In het Wolderwijd/Nuldernaauw is sinds de zeventiger jaren het fosfaatgehalte gedaald, maar de troebele toestand van het meer leek moeilijk te doorbreken. Uit andere gebieden is bekend dat een hoge visstand van vooral Brasem een toename van de helderheid van het water in de weg kan staan. Veel Brasem houdt het water troebel, omdat deze vis watervlooiën en bodemdieren eet. Door het eten van watervlooiën worden algen niet meer weg gegeten en kunnen algen een hoge biomassa bereiken. Door het eten van bodemdieren wordt de bodem opgewerveld en komen mogelijk nutriënten vrij. Het water is in aanwezigheid van veel vis vaak troebel door algen en door opgewerveld slib.

Als aanvullende maatregel voor het Wolderwijd/Nuldernaauw is een drastische uitdunning van de visstand (ook wel Actief Biologisch Beheer, kortweg ABB genoemd) overwogen. In kleine wateren (<5 ha) heeft een uitdunning van meer dan 75 % van de visstand geleid tot helder water en de terugkeer van waterplanten. Waterplanten houden het water helder doordat ze de resuspensie van de bodem verminderen, ze bieden schuilgelegenheid aan zoöplankton, ze bevorderen de kansen voor roofvis zoals Snoek en Baars en ze remmen de algengroei door een verlaging van het stikstofgehalte.

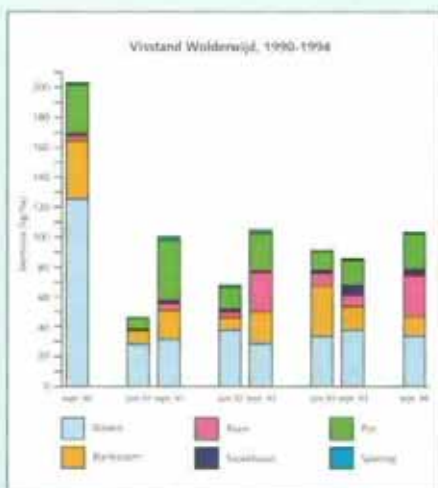
De succesvolle resultaten van kleine wateren zijn niet automatisch te vertalen naar het veel grotere Wolderwijd, omdat in grote wateren ook opwerveling van slib door wind plaatsvindt. Voorafgaande aan een eventuele toepassing in het Wolderwijd/Nuldernaauw is daarom eerst onderzocht of de opwerveling van de bodem door wind in het Wolderwijd niet erg groot was. Dit bleek niet zo te zijn door de aanwezigheid van een zandbodem en de aanwezigheid van diepere delen waar materiaal kan bezinken.

In 1989 is besloten ABB als aanvullende maatregel in het Wolderwijd te gaan toepassen.

Maatregelen

Tussen november 1990 en juni 1991 is totaal 425.000 kg vis, vooral Brasem en Blankvoorn, verwijderd. De beoogde 75 % reductie van de visstand is daarmee behaald (figuur 50). In mei 1991 zijn 575.000 jonge Snoekjes uitgezet om de predatiedruk op jonge Brasem en Blankvoorn te verhogen. In de daaropvolgende

winters is aanvullend gevist. Ter ondersteuning van de maatregel is de doorspoeling van het meer geïntensiveerd met als doel het fosfaatgehalte en het aantal blauwvieren te verlagen.



Figuur 50

Biomassaschattingen van de visstand in het Wolderwijd in juni en september 1990-94. Afvissing vond voor het eerst plaats in de winter van 1990/91, dus na de eerste bestandsopname. In de volgende winters werd aanvullend afgevisd.

Bron: Witteveen+Bos.

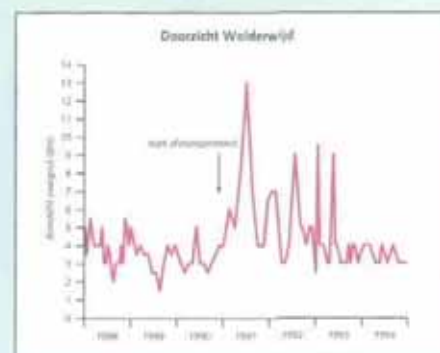
Resultaten

Voorafgaande aan de uitdunningsvisserij was het doorzicht ongeveer 30cm. Na de uitdunningsvisserij was het water van eind mei tot begin juli 1991 zeer helder, daarna werd het doorzicht weer minder (figuur 51). Tijdens de helder-water periode was de dichtheid van grote watervlooiën hoog. In de zomermaanden waren de watervlooiën afwezig, mogelijk door consumptie door jonge vis en aasgarnalen, waardoor de algenbiomassa toenam. Ieder jaar nam de visstand weer toe, waardoor ook in latere jaren uitdunning nodig was. In 1992 en 1993 was de hoeveelheid

achtergebleven vis hoger en was na de uitdunning van de visstand gedurende slechts twee weken het doorzicht wat hoger.

Hoewel na de heldere periode in 1991 het doorzicht in 1992 en 1993 slechts kortstondig en in beperkte mate verhoogd was, is er vanaf 1991 veel veranderd. De totale hoeveelheid waterplanten is ongeveer gelijk gebleven, maar de hoeveelheid kranswieren is sterk toegenomen. Boven de kranswieren blijft het water de hele zomer helder. In 1994 was de visstand ongeveer 60 % van de visstand voorafgaande aan de uitdunning. De visstand neemt langzaam toe. De kranswieren blijven zich langzaam uitbreiden.

Momenteel is er een situatie van helder water boven de kranswieren en troebel water buiten de kranswieren. Mogelijk zal bij een groot oppervlak van kranswieren, bijv. 50 % bedekking van het meerooppervlak, ook de helderheid buiten de velden wat hoger worden. Een uitbreiding van de kranswieren is gewenst. Mogelijk gaat dit vanzelf. Zo niet dan kan eventueel een afvissing herhaald worden om in het voorjaar weer helder water te krijgen, waardoor de uitbreiding van kranswieren wordt versneld.



Figuur 51

Verloop van het doorzicht in de vaargeul van het Wolderwijd, voor en na de start van het afvissingsexperiment. In de meer recente jaren is het doorzicht in de vaargeul niet representatief voor het hele meer, boven de kranswiervelden is het water vaak belangrijk helderder.



Foto 19

Bij het afvissen van het Wolderwijd is onder meer gebruik gemaakt van een zegen met een lengte van 1200 meter. Dankzij de inzet van 16 beroepsvissers en diverse soorten tuig kon in de winter van 1990/91 77 % van de vis uit het meer worden verwijderd.

9. Vogels

Ruurd Noordhuis¹, Marc van Roomen², Ronald Zollinger², Jaap Tempel³ en Wouter Bouw³

¹ Koeman & Bijkerk BV/RIZA, ² SOVON Vogelonderzoek Nederland, ³ Provincie Flevoland

Inleiding

Er is een schat aan telgegevens van watervogels in de randmeren. Maandelijks tellingen zijn vrijwel continu uitgevoerd vanaf de jaren vijftig en zestig, de bloeiperiode voor de natuur van de Veluwerandmeren, door de magere jaren zeventig en tachtig tot in de jaren negentig, waarin sprake is van beginnend ecologisch herstel. Het overgrote deel van deze tellingen is door SBB en later NMF (NBLF) vanaf het water verricht. Tegenwoordig worden de boottellingen vanuit Provincie Flevoland georganiseerd. Vanaf 1992 vinden de tellingen mede plaats in het kader van Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, de watervogelmonitoring wordt daarbij gecoördineerd door SOVON Vogelonderzoek Nederland. In dit zelfde kader zijn door SOVON i.s.m. IKC Natuurbeheer (BIC) alle beschikbare randmerentellingen in een centrale database opgenomen zodat analyses over een lange tijdsperiode mogelijk werden. Het betreft tellingen van niet-broedvogels, waaronder de "echte" watervogels (futen, aalscholvers, zwanen, ganzen, eenden en

ralachtigen) in de randmeren het belangrijkste zijn. Deze zijn vooral in het winterhalfjaar aanwezig, reden waarom bij de presentatie niet wordt uitgegaan van het kalenderjaar, maar van de periode juli-juni. Ook steltlopers en meeuwen worden geteld, maar deze zijn voor de randmeren minder karakteristiek en worden in dit hoofdstuk in mindere mate naar voren gebracht. Gegevens over broedvogels worden in het kader van MWTL nog niet verzameld, maar zijn soms uit andere bronnen beschikbaar (zie intermezzo). Voor deze rapportage worden de watervogeltellingen tot en met seizoen 94/95 gebruikt. De recente situatie in de randmeren wordt geschetst met behulp van de periode september-april van de laatste vier seizoenen (in de zomermaanden wordt niet overal geteld). Met behulp van de maandelijks tellingen wordt een schatting gemaakt van het aantal "vogeldagen" dat in de meren per jaar (of per seizoen) is doorgebracht (som van de verblijfsduur van alle vogels, als het hele jaar geteld is ongeveer het gemiddelde van de 12 maandelijks tellingen x 365 dagen, vergelijk "manuren, mensjaren" e.d.). Deze maat geeft

een goed beeld van het gebruik van de meren voor afzonderlijke soorten. De ontwikkelingen die zo in beeld gebracht worden lenen zich uitstekend voor vergelijking met veranderingen in bijv. voedselbeschikbaarheid, die blijken uit historische reeksen van andere parametergroepen (zie par. Ontwikkelingen).

Resultaten 1992-1994

Algemeen

Totale aantallen

In de zomermaanden zijn de aantallen watervogels in de randmeren beperkt. Vanaf september nemen de aantallen toe tot meestal rond december het maximum wordt bereikt (figuur 52; zie ook Noordhuis & van Roomen 1995). Daarna nemen de aantallen weer af, tot in april de meeste watervogels hun broedgebieden weer hebben opgezocht. In de hier besproken periode, 1991-95, zijn tot meer dan 150.000 watervogels in de randmeren geteld (dus exclusief steltlopers en meeuwen), verdeeld over ca. 45 soorten. De meest talrijke soorten waren Smient, Wilde Eend, Tafeleend, Kuifeend en Meerkoet, elk met een maximum van meer dan 20.000 vogels.

Het totaal aantal vogeldagen dat in de periode september - april in de randmeren werd doorgebracht bedroeg de laatste drie seizoenen 17-19 miljoen (gemiddeld over die perioden waren er dus 70-80.000 watervogels aanwezig). In 1991/92 bedroeg het aantal vogeldagen slechts 12,5 miljoen. Vooral Smient, Tafeleend, Kuifeend en Meerkoet, maar ook bijv. Knobbelzwaan en Pijlstaart waren toen minder talrijk.

Nationale betekenis

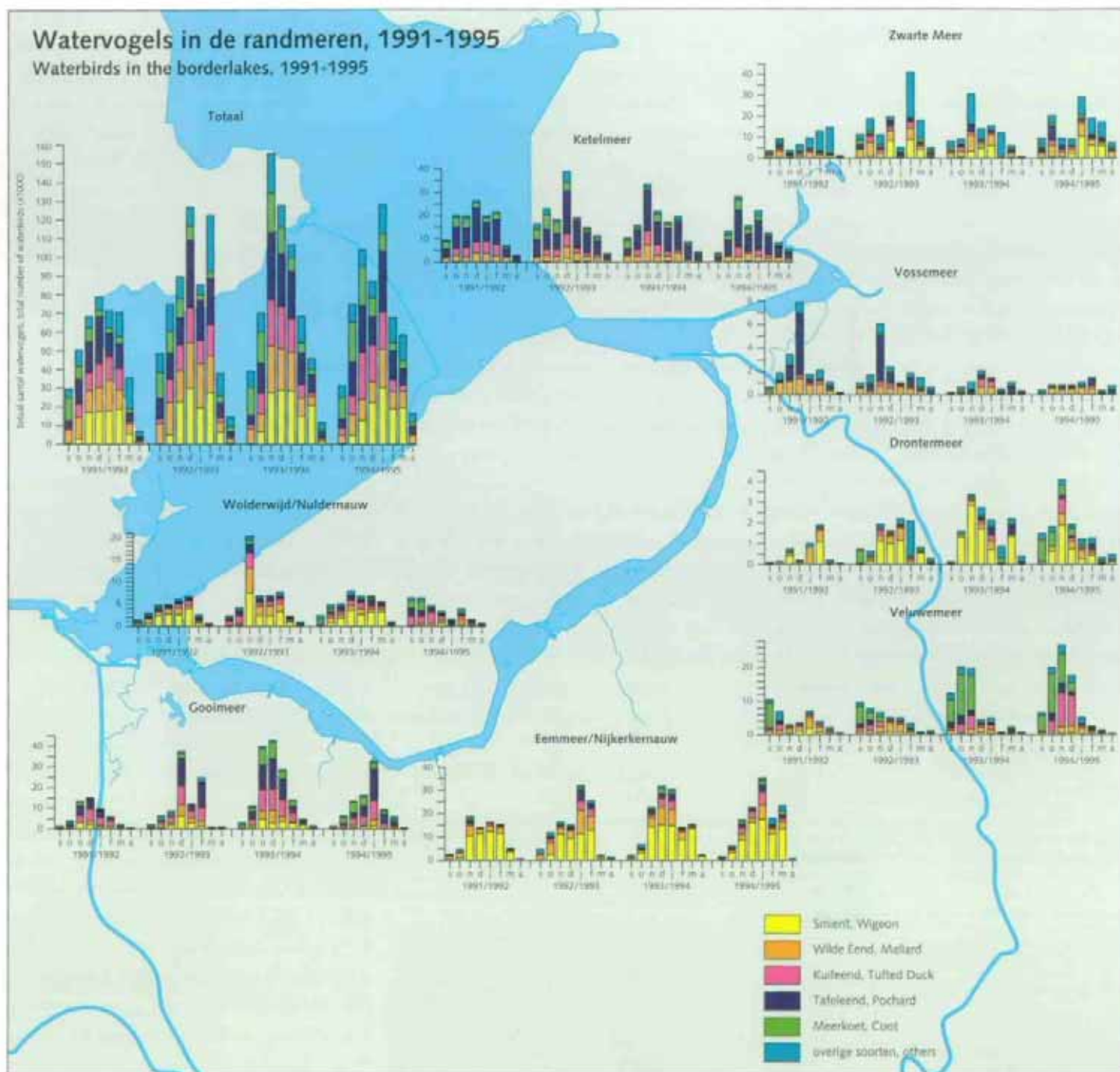
Vergelijking met de landelijke totalen is alleen mogelijk in januari. In januari 1993, 1994 en 1995 werden resp. 86.605, 113.183 en 135.866 watervogels op de randmeren geteld. Dat was gem. 4,0% van het landelijk totaal en 12,8% van het totaal in de Zoete Rijkswateren. Voor een aantal soorten waren de randmeren echter van relatief groter belang; vooral Aalscholver, Tafeleend, Kuifeend en Grote Zaagbek staken

Foto 20

De aanpak van verontreiniging en eutrofiëring, waarmee al in de jaren zeventig werd gestart, heeft tot gevolg dat de laatste jaren de voedselsituatie in de randmeren voor veel watervogelsoorten verbeterd. Kuifeenden profiteren van de terugkeer van de Driehoeksmossel, planteneters als de Kleine Zwaan van de toename van de waterplanten. Vogelconcentratie in het noordelijke deel van het Vossemeer, december 1995.

As a result of ecological rehabilitation in the borderlakes the food situation of many species of waterbirds has improved substantially. Numbers of Tufted Duck have increased as a result of the return of the Zebra Mussel, while Bewick's Swans benefit from the increase of pondweeds and stoneworts.





Figuur 52
Verloop van het totaal aantal vogels in de randmeren in vier recente seizoenen (september-april), en het aandeel daarin van de vijf meest talrijke soorten.
Total numbers of waterbirds in the borderlakes during four recent seasons (September-April) and numbers of the five most numerous species.

boven de gemiddelde waarden uit (tabel 17). De Tafleend neemt met gem. meer dan een kwart van het Nederlandse totaal een bijzondere positie in.

Verdeling over de meren

Meer dan driekwart van het totaal aantal vogeldagen werd doorgebracht op het Zwarte Meer,

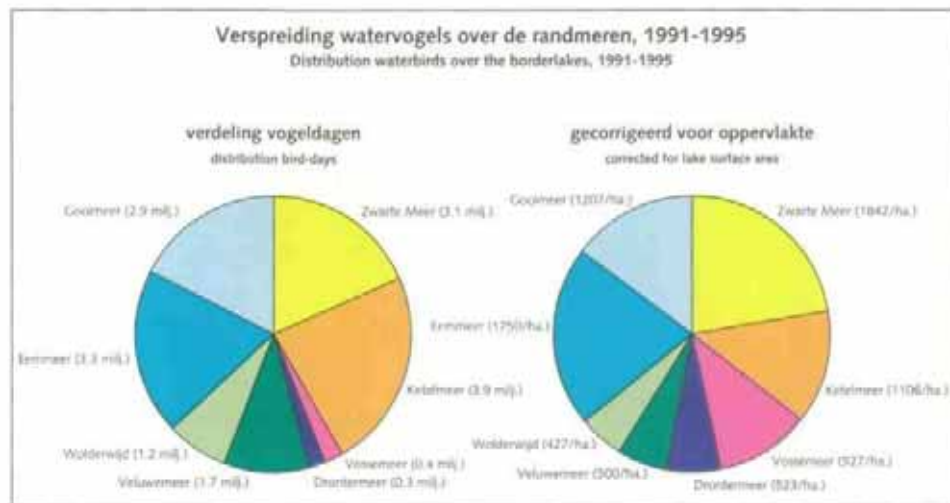
Ketelmeer, Eemmeer en Gooimeer (figuur 53). Door zeer grote aantallen van telkens twee of drie soorten ligt ook de vogeldichtheid in deze meren twee tot vier keer zo hoog als die in de vier tussengelegen randmeren. Het Zwarte Meer en het Eemmeer waren, vooral door grote aantallen Smienten, met gem. 7576 resp. 7196 vogels/km² de meest vogelrijke randmeren, het Wolderwijd

was met gem. 1756 vogels/km² het armst (dichtheden berekend over de perioden september-april 1991-1995).

Deltarandmeren

Het *Zwarte Meer* was met gemiddeld 28 soorten watervogels per seizoen het meest soortenrijke

Verspreiding watervogels over de randmeren, 1991-1995
Distribution waterbirds over the borderlakes, 1991-1995



Figuur 53

Gemiddelde verdeling (september-april van de seizoenen 1991/92-1994/95) van het totaal aantal vogeldagen over de randmeren (tussen haakjes totaal aantal vogeldagen; links), en dezelfde verdeling, gecorrigeerd voor de oppervlakte van de meren (aantal vogeldagen/ha; rechts).

Average distribution of waterbirds ("bird-days"; total given between brackets) over separate lakes (September-April 1991/92-1994/95), and the same distribution, corrected for differences in area of the lakes (bird-days per ha given between brackets).

randmeer (tabel 18), en ook de vogeldichtheid was met gem. 7576 vogels/km² relatief hoog. Onder de meest talrijke soorten waren Smient en Wilde Eend, die beide in seizoen 1991/92 beduidend minder talrijk waren. Het Zwarte Meer was bovendien het enige randmeer waarin ganzen in aantallen van betekenis werden geteld. De hoogste aantallen werden bereikt door de Kolgans, waarvan in februari en maart steeds ongeveer 10.000 vogels aanwezig waren. Deze vogels foerageren in de IJsseldelta en de Noordoostpolder en gebruiken het meer vooral als rust- en slaapplek. Het seizoensverloop was, o.a. door de wisselende aantallen ganzen, in het Zwarte Meer nogal grillig (figuur 52).

Het Ketelmeer vertoont over de vier gepresenteerde seizoenen een opmerkelijk constant beeld, al lijken de aantallen Meerkoeten in de laatste twee seizoenen lager dan daarvoor. De Kuifeend, waarvan tot meer dan 17.000 vogels op het Ketelmeer verbleven, drijft de gemiddelde vogeldichtheid op tot 4549 vogels/km². Deze soort bepaalde ook grotendeels het seizoensverloop, dat in december (november in 1993/94) een maximum bereikte.

Het lage aantal vogels in het Vosmeer (1-3 % van het totaal aantal vogeldagen) heeft, net als

het geringe aantal soorten (gem. 22), vooral te maken met de geringe afmetingen van dit meer; de vogeldichtheid lag in 1991/92 en 1992/93 met resp. 5917 en 5040 vogels/km² bijvoorbeeld beduidend hoger dan die van het Drontermeer, Veluwemeer en Wolderwijd. In de laatste twee seizoenen daalde deze dichtheid echter tot resp. 2259 en 2038 vogels/km², vooral door lagere aantallen Wilde Eenden en Kuifeenden. De duizenden Kuifeenden die in de eerste twee seizoenen resp. in december en november de totalen opschroefden, werden in 1993/94 en 1994/95 niet meer gezien.

Veluwerandmeren

Ook het Drontermeer herbergde in verband met het geringe oppervlak slechts een klein aantal vogels (ca. 2 % van het totaal aantal vogeldagen). Het aantal vogeldagen was in 1993/94 veel hoger dan in de twee voorgaande seizoenen, met name 1991/92. Dit werd vooral veroorzaakt door grotere aantallen Smienten, maar ook Kuif- en Tafeleend namen behoorlijk toe. Ook in 1994/95 was het aantal vogeldagen hoog. Lagere aantallen Smienten werden toen vooral gecompenseerd door sterk verhoogde aantallen Meerkoeten.

Het Veluwemeer was met gem. 2056 vogels/km² iets rijker dan het Wolderwijd. Dit verschil was in 1993/94 en 1994/95 echter veel groter in

verband met een enorme toename van vooral Meerkoeten, maar ook duikenden en Knobbelswanen in de periode september - november. In deze periode werd massaal op het recent ontstane kranswierveld bij Elburg gefoerageerd.

In het Wolderwijd waren de aantallen vogels, met uitzondering van een uitschieter in november 1992, relatief laag. De dichtheid was met gem. 1756 vogels/km² de laagste van alle randmeren. De Smient, die niet in het meer zelf foerageert, is in het Wolderwijd de meest talrijke soort. De Smienten nemen in de loop van de winter geleidelijk in aantal toe, waardoor het seizoensmaximum in het Wolderwijd pas laat wordt bereikt.

Zuidelijke randmeren

In het Eemmeer waren de aantallen vogels in de laatste drie seizoenen hoger dan in 1991/92 door een toename van de twee belangrijkste soorten; Smient en Wilde Eend. In de wintermaanden namen, parallel aan de toename in het Gooimeer, ook Kuif- en Tafeleend toe. Hierdoor was de gemiddelde vogeldichtheid met 7196 vogels/km² bijna de hoogste van de randmeren, zij het dat ook hier de aantallen worden opgeschroefd door een soort die voor hun voedsel niet van het meer zelf afhankelijk is (Smient). De piek lag laat in het seizoen; december of januari.

Ook in het Gooimeer was de vogeldichtheid vrij hoog (gem. 4961 vogels/km², maar 7627/km² in 1993/94), in dit geval grotendeels als gevolg van grote aantallen Kuif- en Tafeleenden. Deze soorten waren vooral in de wintermaanden van de laatste seizoenen talrijk. In de laatste twee seizoenen waren ook de aantallen Meerkoeten in de maanden hoog. Net als in het Eemmeer lag de piek van de aantallen pas in december of januari.

Ontwikkelingen

Gegevens over watervogels zijn beschikbaar vanaf 1957, het jaar waarin Oostelijk Flevoland droogviel. In het Zwarte Meer is zelfs al vanaf de jaren veertig geteld. Uit deze gegevens komt een sterke bloeiperiode van de randmeren in de jaren

vijftig en zestig naar voren, waarna in de jaren zeventig en tachtig een vogelarme periode volgde, en tenslotte een beginnend herstel in de jaren negentig. Enkele soorten vertonen een aantalsverloop dat gedeeltelijk door de situatie op hoger niveau wordt gedictieerd, zoals de landelijke of internationale toename van Fuut, Aalscholver, Smient en Krakeend en de afname van de Zomertaling. De meeste soorten vertonen echter veranderingen in aantalsverloop die door de situatie in het gebied zelf verklaard kunnen worden. Dit geldt vooral voor soorten die hun voedsel in de meren zelf zoeken. Daarbij kunnen drie voedselcategorieën worden onderscheiden: 1) waterplanten, 2) Driehoeksmosselen (en andere bodemfauna) en 3) vis.

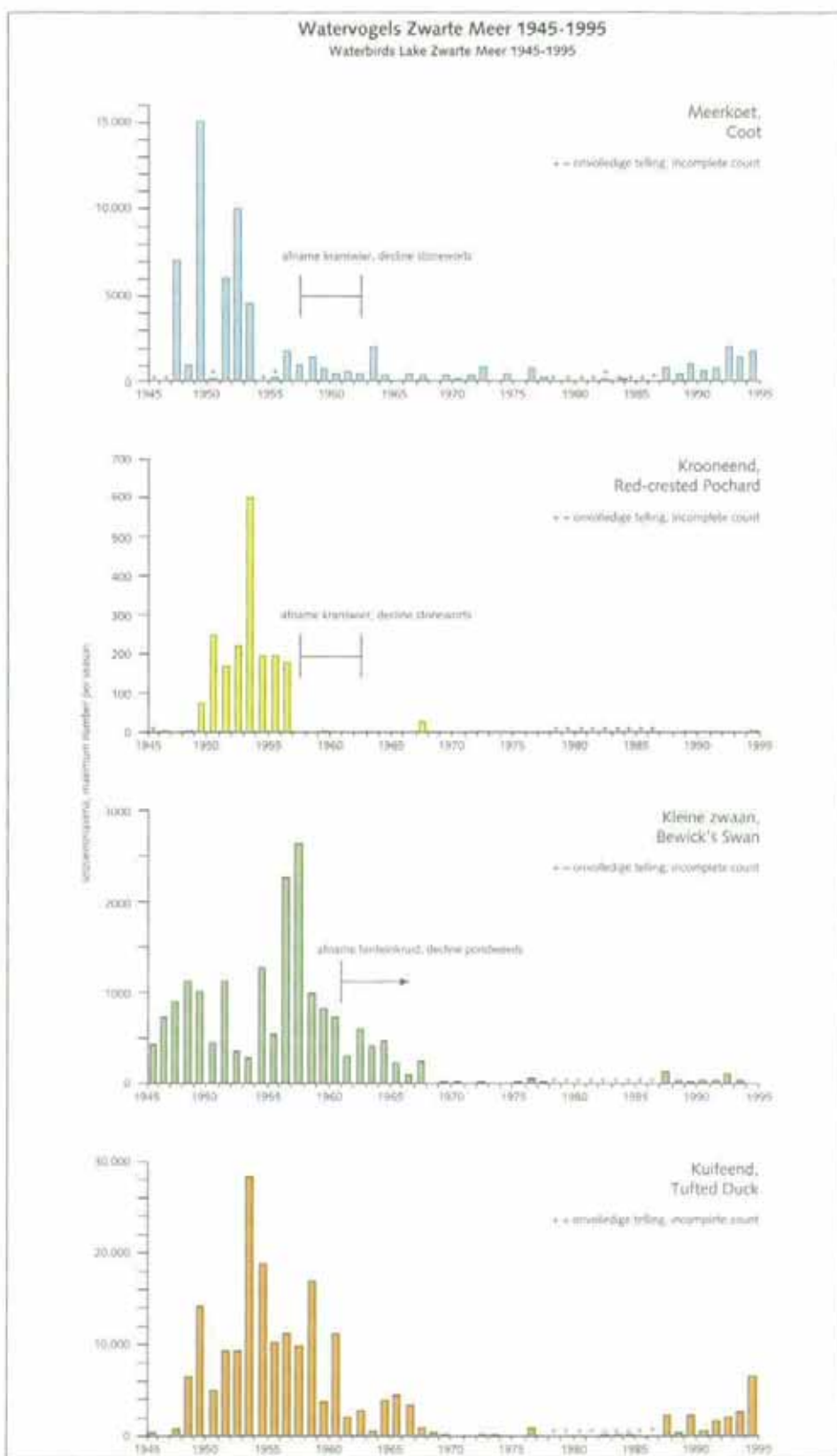
Deltarandmeren

De sterke invloed van de IJssel geeft het Ketelmeer een uitzonderlijke positie onder de randmeren. In mindere mate geldt dit ook voor het Zwarte Meer (Vecht) en voor het Vossemeer, dat echter in veel opzichten beter aansluit bij de Veluwerandmeren.

Eén van de manieren waarop de invloed van de IJssel zich heeft laten gelden is via de waterkwaliteit. Nog voordat de eutrofiering toesloeg zijn de deltarandmeren, met name het Ketelmeer, sterk door verontreiniging beïnvloed. Via verminderde beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel heeft dat doorgewerkt in het aantalsverloop van watervogels (zie par. Mosseleters). Ook eutrofiering heeft hier een rol gespeeld, de gevolgen daarvan manifesteerden zich hier zelfs veel eerder dan in de andere randmeren.

Plantenetters

In de jaren vijftig kende met name het Zwarte Meer een rijke watervogelgemeenschap. Grote aantallen (tot 3500) Kleine Zwanen foerageerden op uitgestrekte fonteinkruidevelden, en van de kranwieren profiteerden o.a. Krooneenden, die in september 1953 een aantal van 650 vogels bereikten (Timmerman 1962). Tegelijkertijd foerageerde het ongekend hoge aantal van 100 Witoogenden in het Zwarte Meer, net als de Krooneend een indicatorsoort voor rijke waterplantenvegetaties. Ook Kuif- en Tafeleenden waren zeer talrijk (figuur 54; Gerritsen & Lok 1986,



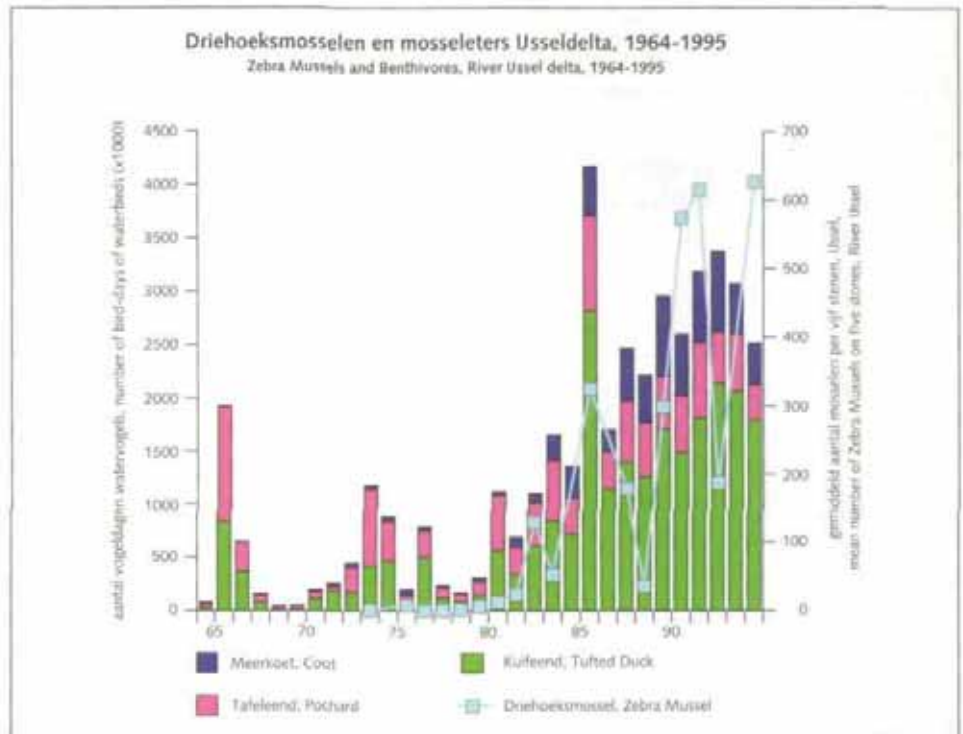
Figuur 54

Verloop van de seizoensmaxima van Meerkoet, Krooneend, Kleine Zwaan en Kuifeend in het Zwarte Meer, 1945-95. De relatief late piek van de Kleine Zwanen vertegenwoordigt waarschijnlijk een tijdelijke opleving van de fonteinkruide tijdens de afname van de kranwieren. + = onvolledige telling, incomplete count

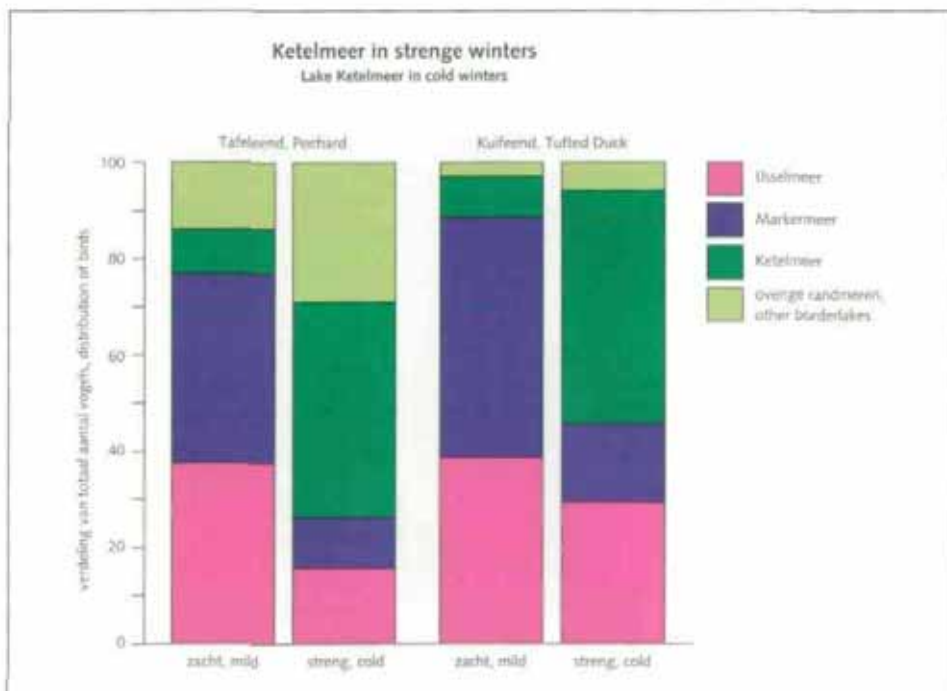
Maximum numbers of Coot, Red-crested Pochard, Bewick's Swan and Tufted Duck in Lake Zwarte Meer, 1945-95. Numbers of Bewick's Swan were highest in the second half of the 1950s, when pondweeds probably benefitted from the decrease of stonewort abundance.

Platteeuw & Beekman 1993). Na 1953 liepen de aantallen echter terug. Dit kwam voor een deel door het ontstaan van nieuwe voedselgebieden in de nieuwe Veluwerandmeren. Belangrijker was echter waarschijnlijk de achteruitgang van de waterplanten in het Zwarte Meer als gevolg van de eutrofiëring (Timmerman & Koridon 1963). Tussen 1957 en 1962 zijn de kranwier-velden van het Zwarte Meer verdwenen, hetgeen overeenkomt met het wegblijven van de Krooneenden vanaf 1957. De Fonteinkruiden zouden pas rond 1960 hun piek bereikt hebben (Bick & van Schaik 1980), mogelijk hebben ze geprofiteerd van de verminderende concurrentie met kranwieren. Opvallend in dat verband is dat de Kleine Zwanen, die bij voorkeur fonteinkruidknolletjes eten, juist in die periode sterk verhoogde aantallen bereikten (figuur 54). Na 1960 namen met de fonteinkruiden ook de Kleine Zwanen weer af.

In het Vossemeer, waar de achteruitgang zich pas later voltrok, kwamen in de periode 1965-68 nog belangrijke ruiconcentraties van Knobbelzwanen voor, met een maximum van 600. In



Figuur 55
Verloop van het aantal vogeldagen (juni-juli) van mosselelers op het Keteimeer vergeleken met de dichtheid van Driehoeksmosselen in de Ussel (G. van Urk).
Number of bird-days (June-July) of benthivores spent on Lake Keteimeer, compared to densities of Zebra Mussels upstream in River Ussel.



Figuur 56
Verdeling van Kuit- en Tafelend over IJsselmeer, Markermeer, Keteimeer en de overige randmeren in strenge winters (gem. temperatuur tweede kwartaal januari <0 °C) en zachte winters. Omdat het Keteimeer bij vorst langer open blijft zijn hier de aantallen in strenge winters relatief hoog.
Distribution of Tufted Duck and Pochard over Lakes IJsselmeer, Markermeer, Keteimeer and remaining borderlakes during cold winters (mean temperature during second quarter of January <0 °) and mild winters. During cold winters, numbers in Lake Keteimeer are relatively high, because this lake is least likely to freeze.

de jaren zeventig (1974-76) kwamen ruiconcentraties vooral in het Keteimeer voor (tot 290 vogels), waar de zwanen in deze periode vooral draadwieren (*Bangia* en *Cladophora*) van de beschoeiing aten. Sinds 1989 zijn in de ruitijd in het Keteimeer weer soortgelijke aantallen aanwezig, maar anderszins zijn de deltarandmeren tegenwoordig voor herbivoren nog niet van groot belang; er is nog nauwelijks sprake van herstel van de vegetatie zoals in het Veluwemeer.

Mosselelers

Het effect van verontreiniging is het duidelijkst te zien aan de aantalsontwikkelingen van de mosselelers. Driehoeksmosselen, in de wintermaanden de belangrijkste voedselbron voor deze vogels, waren in de jaren vijftig of zestig uit de rijtakkens verdwenen als gevolg van verontreiniging (cadmium, zuurstofproblemen). De afname van de Kuifeend in het Zwarte Meer (figuur 54) heeft waarschijnlijk te maken met de verdedichte mosselstand. Behalve de Kuifeend waren ook Tafelend, Brilduiker en Meerkooi in de

jaren zeventig relatief schaars, maar namen zowel in het Ketelmeer als in het Zwarte Meer vanaf het begin van de jaren tachtig duidelijk in aantal toe. Deze toename komt overeen met het dichtheidsverloop van Driehoeksmosselen in de IJssel. Rond 1975 keerden de mosselen hier terug en vanaf 1980 namen ze sterk toe dankzij de verbeterende waterkwaliteit (figuur 55; zie ook hfdst 7).

De invloed van de IJssel geeft het Ketelmeer aan de andere kant ook een opvangfunctie in strenge winters, als andere wateren in het IJsselmeergebied dichtvriezen. In zulke winters zijn de aantallen Kuif- en Tafeleenden in het Ketelmeer beduidend hoger; ongeveer de helft van deze vogels in het IJsselmeergebied bevindt zich dan in het Ketelmeer, tegen ca. 10% in zachtere winters (figuur 56).

Viseters

Net als in de andere randmeren zijn de Fuut en de Aalscholver in met name het Zwarte Meer en het Ketelmeer sinds begin jaren tachtig sterk toegenomen. Bij de Aalscholvers liep deze toename aanvankelijk parallel aan die in de kolonie van Wanneperveen (1050 paar in 1993; van Eerden & Gregersen 1995). Eind jaren tachtig versnelt de toename echter en verschuift de aantalspiek van

september naar oktober/november door een toenemend aantal doortrekkers, waarschijnlijk afkomstig uit Denemarken.

Ook de Grote Zaagbek vertoont de laatste tien jaar een geringe toename. Net als bij de mosseleers zijn de aantallen in het Ketelmeer relatief hoog in strenge winters, waarbij uitschieters kunnen voorkomen tot bijv. 4500 in januari 1982, 6000 in februari 1979, 2247 in februari 1985 en 1627 in februari 1986. Het optreden van dergelijke concentraties heeft meer te maken met omstandigheden in alternatieve overwinteringsgebieden (dichtvriezen Oostzee) dan met het visaanbod in de IJsseldelta.

Veluwerandmeren

In de jaren na de aanleg van de dijken voor Oostelijk Flevoland en het droogvallen van de polder pleisterden zeer grote aantallen watervogels in de nieuwe randmeren. In het Veluwemeer liep het totaal aantal watervogels in oktober 1960 en 1963 op tot ca. 150.000, in 1962 zelfs tot meer dan 220.000. Er werden volgens deze tellingen in seizoen 1962/63 (september - april) niet minder dan 16,7 miljoen vogeldagen doorgebracht in het Veluwemeer alleen (ter vergelijking: 1,9 miljoen in 1993/94). Deze vogels werden voor een deel aangetrokken door de beschutting van de dijken

en het voedselaanbod van de meren zelf, voor een ander deel door de aangrenzende polders. Hoewel de aantallen van de meeste soorten later sterk zijn afgenomen, zijn er grote verschillen in het aantalsverloop per soort. Ruwweg kan onderscheid worden gemaakt tussen soorten waarvan het aantalsverloop vooral door de ontwikkeling van de polders werd bepaald (vegetatie-succesie, cultivering) en soorten die reageerden op veranderingen in de voedselbeschikbaarheid in de meren zelf.

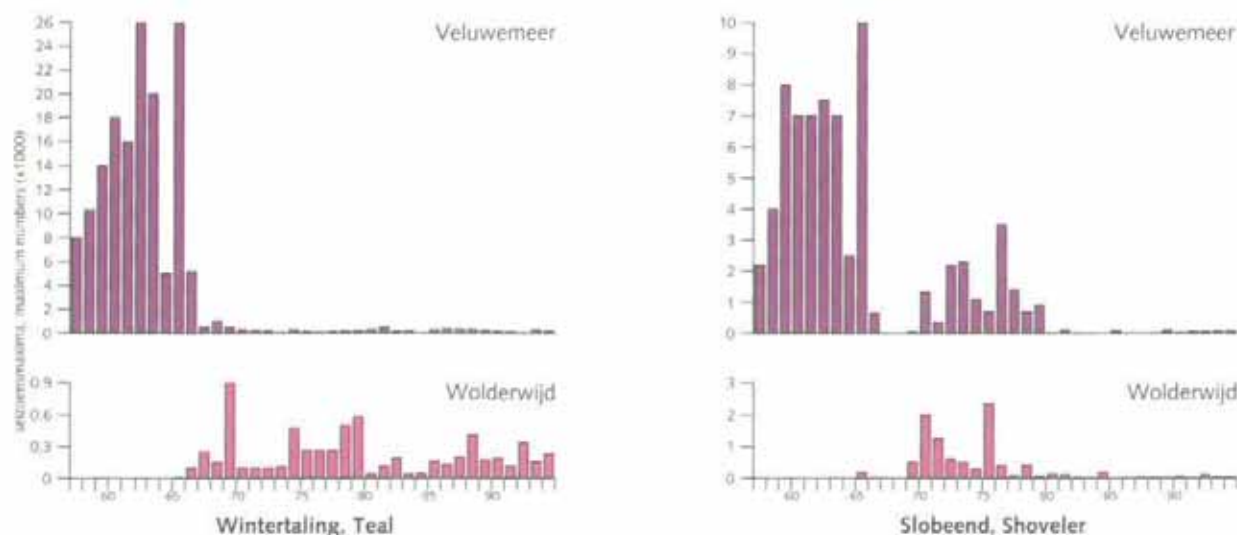
Pioniers

Nadat Oostelijk Flevoland (juni 1957) was drooggevallen ontwikkelde zich een pioniervegetatie waarvan bijv. de Wintertaling profiteerde. Ook de aantallen van Wilde Eend, Slobeend, Pijlstaart en Zomertaling in het Veluwemeer weerspiegelen deze situatie; waarschijnlijk was er veel uitwisseling tussen het meer en de polder. De polder werd echter in hoog tempo in cultuur gebracht, en na het vogelrijke seizoen van 1965/66 liep het aantal grondeleenden sterk terug (figuur 57).

De drooglegging van Zuidelijk Flevoland (mei 1968) had veel minder effect op de aantallen van deze groep watervogels in de randmeren. Wilde Eend en Wintertaling lijken nauwelijks

Grondeleenden in de Veluwerandmeren, 1957-1995

Dabbling ducks in the eastern borderlakes, 1957-1995



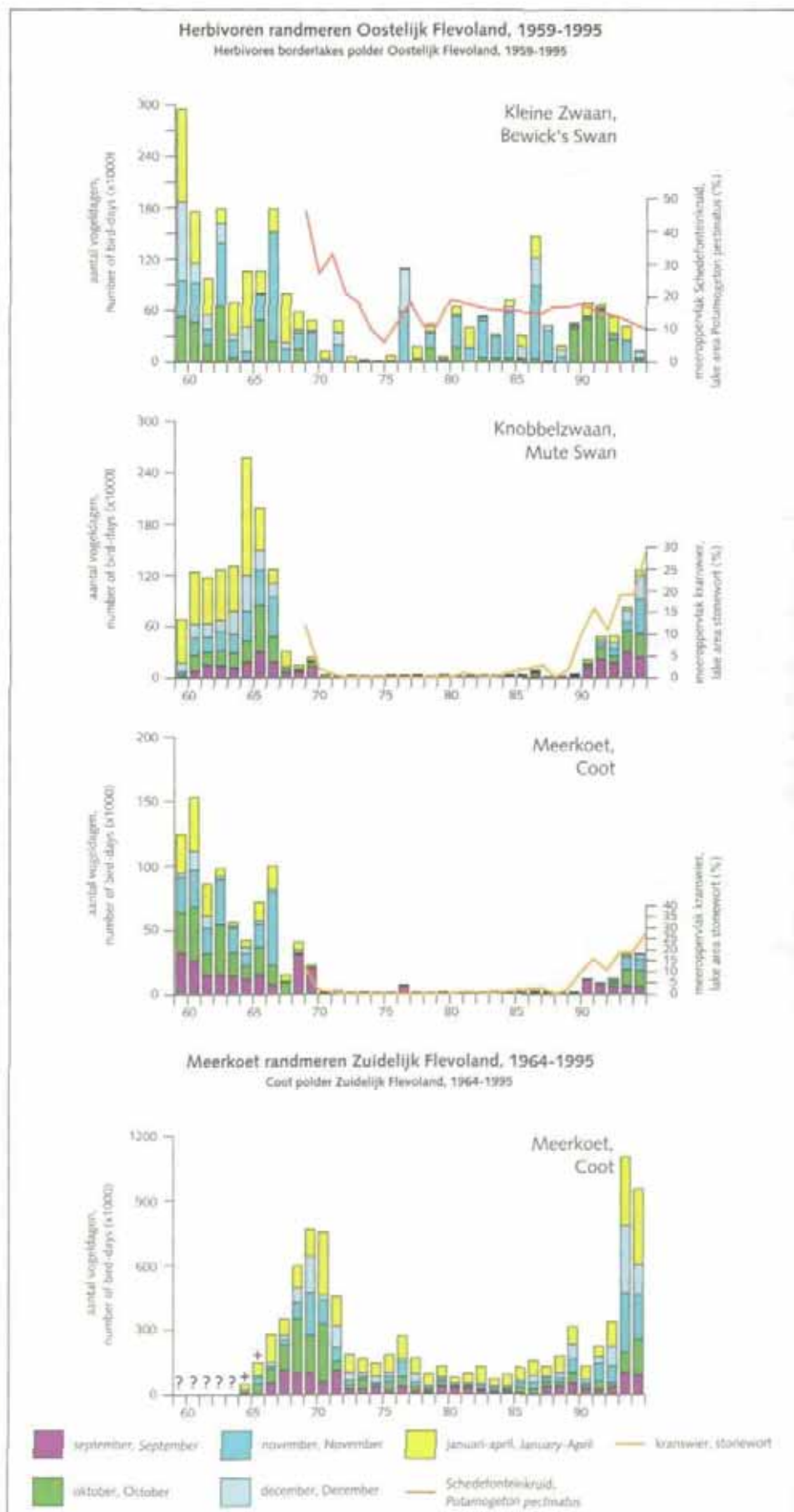
Figuur 57
Verloop van de aantallen van Wintertaling en Slobeend in Veluwemeer en Wolderwijd, 1957-95.
Numbers of Teal and Shoveler in Lake Veluwemeer and Lake Wolderwijd, 1957-95

te hebben gereageerd, Pijlstaart en Zomertaling helemaal niet. Mogelijk heeft dit te maken met het feit dat de meest geschikte gebieden (Oostvaardersplassengebied) aan de westkant van de polder lagen, mogelijk heeft ook de ongeveer tegelijkertijd drooggevallen Lauwerszee (mei 1969) een deel van de vogels "weggezogen". Wintertalingen bijv. brachten daar in de jaren na de drooglegging tot meer dan 3 miljoen vogeldagen per jaar door (Prop & van Eerden 1981). Opvallend is tegen deze achtergrond de reactie van de Slobeend, die in de randmeren wel een tweede opleving liet zien. In de Lauwerszeepolder was deze soort weinig talrijk. De aantallen waren in de jaren zeventig weliswaar iets lager dan in de jaren zestig, maar ze bleven enkele jaren langer hoog, wat overeen stemt met het feit dat de cultivering van Zuidelijk Flevoland langzamer verliep dan die van Oostelijk Flevoland (figuur 57). De bovengenoemde soorten zochten hun voedsel grotendeels in de nieuwe polder en waren dus niet van het voedselaanbod in de meren afhankelijk. Volgens verwachting zullen deze soorten dus nauwelijks reageren op het herstel van het ecosysteem in de meren (afgezien van het aanleggen van nieuwe habitats door natuurontwikkelingsprojecten). Dat is wel te verwachten bij de drie volgende categorieën; soorten die hun voedsel zoeken in de meren zelf.

Figuur 58

A-C) Verloop van het aantal vogeldagen van Kleine Zwaan, Knobbelswaan en Meerkoet in de randmeren van Oostelijk Flevoland (Vossemeer, Drontermeer en Veluwemeer) met het aandeel van de belangrijkste maanden, 1959-95. Bij de Kleine Zwaan is tevens het verloop van het areaal (percentage begroeid oppervlak Veluwemeer) van Schedefonteinkruid weergegeven, bij de Knobbelswaan en de Meerkoet dat van kranswier (gegevens over bedekking in het Vossemeer en Drontermeer zijn beperkt, maar door hun geringe oppervlakte verandert toevoeging van deze meren hoogenaamd niets aan het weergegeven beeld, zie verder hfdst. 6). D) Verloop van het aantal vogeldagen Meerkoet in de randmeren van Zuidelijk Flevoland.

A-C) Number of bird-days spent by Bewick's Swan, Mute Swan and Coot in the borderlakes of Oostelijk Flevoland (Lakes Vossemeer, Drontermeer and Veluwemeer), 1959-95. For comparison areas covered with Potamogeton pectinatus (Bewick's Swan) and Stonewort *Chara spp.* (Mute Swan and Coot) is also given. D) Number of bird-days spent by Coots on Lake Wolderwijd and the southern borderlakes.



Waterplantenetters

In de eerste tien jaar na de aanleg van de dijken voor Oostelijk Flevoland bestond in de nieuwe randmeren een rijk gevarieerd ecosysteem. Belangrijk onderdeel daarvan was een weelderige ondergedoken vegetatie, bestaande uit vooral fonteinkruiden en kranswieren (Leentvaar 1961, 1966).

Een aantal watervogelsoorten, met name zwanen, Meerkoeten en enkele eendesoorten werden door deze voedselbron aangetrokken. De topjaren waren de eerste paar jaar na de drooglegging en de jaren 1964-1966 (figuur 58), met als meest spectaculaire ontwikkeling die van de Krooncend, de meest specifieke kranswiereter onder de watervogels. Van deze soort verbleef in het Veluwemeer in oktober 1965, nadat de populatie van de Bodensee in Zwitserland was ingestort door het verdwijnen van de kranswieren daar (Schuster 1976), het nog steeds geldende Nederlandse record van 1600 vogels (Ruiters *et al.* 1994). Er kwamen zelfs enkele paartjes tot broeden. Maar ook de Kleine Zwaan en meer algemene plantenetters zoals Knobbelzwaan en Meerkoet bereikten in deze periode record aantallen, met name in oktober en november. In het Vossemeer, Drontermeer en Veluwemeer samen werden tot 4177 Kleine Zwanen geteld (november 1966), tot 1775 Knobbelzwanen (oktober 1965) en tot 56.600 Meerkoeten (november 1966).

In 1967 was er echter klaarblijkelijk iets aan de hand. De Krooncenden bleven weg en ook de enorme oktober/novemberconcentraties van Knobbelzwaan en Meerkoet traden plotseling niet meer op (figuur 58). Zowel in het Drontermeer als in het Veluwemeer waren in de jaren daarna alleen nog in september aantallen van betekenis aanwezig; er was kennelijk een drastische verkorting van het seizoen voor plantenetters opgetreden. Hoewel het met kranswier bedekte oppervlak nog aanzienlijk moet zijn geweest (Diender & Smit 1970) is mogelijk de dichtheid al verlaagd, of is het seizoen verkort doordat het kranswier overdekt raakte door aangroeiende algen (epifyton) waardoor het vroegtijdig afstierf. Dit was in het Drontermeer al eerder geconstateerd (Leentvaar 1966) en is recent waarschijnlijk een oorzaak van het relatief korte groeiseizoen in het Wolderwijd (hfdst. 6). Opvallend is dat het Wolderwijd in 1967 en 1969 verhoogde aantallen Knobbelzwanen en Meerkoeten laat zien (figuur 58d), kennelijk waren de omstandigheden hier nog relatief goed (de aantallen waren niettemin veel lager dan ze in het Veluwemeer waren geweest).

De volgende klap kwam in 1970, toen ook de nog overgebleven concentraties Meerkoeten in augustus en september verdwenen, evenals de ruiconcentratie Knobbelzwanen die zich in de voorgaande jaren in het Drontermeer had gevormd. Van de Knobbelzwanen is bekend dat ze

zich verplaatsten naar de omliggende polders (Mastenbroek) en de IJsseluiterwaarden, waar de aantallen sterk toenamen (Gerritsen & Lok 1986).

Uit historische gegevens over waterplanten, beschikbaar vanaf 1969 (figuur 58, zie ook hfdst 6), blijkt inderdaad dat zowel fonteinkruiden als kranswieren tussen 1969 en 1970 sterk zijn afgenomen. Uit karteringen in het Drontermeer is bekend dat de afname van de kranswieren eerder was begonnen (Krijnsen & Vette s.a.). Terwijl het Veluwemeer voorheen verreweg de hoogste aantallen herbergde was in 1970 behalve het absolute aantal ook het aandeel dat in het Veluwemeer foerageerde extreem laag. In de jaren daarna was, afgezien van een kleine opleving in 1971 (die overeenkomt met een opleving van Schedefonteinkruid; vergelijk figuur 58), het Veluwemeer nog minder in trek dan de andere randmeren (figuur 59).

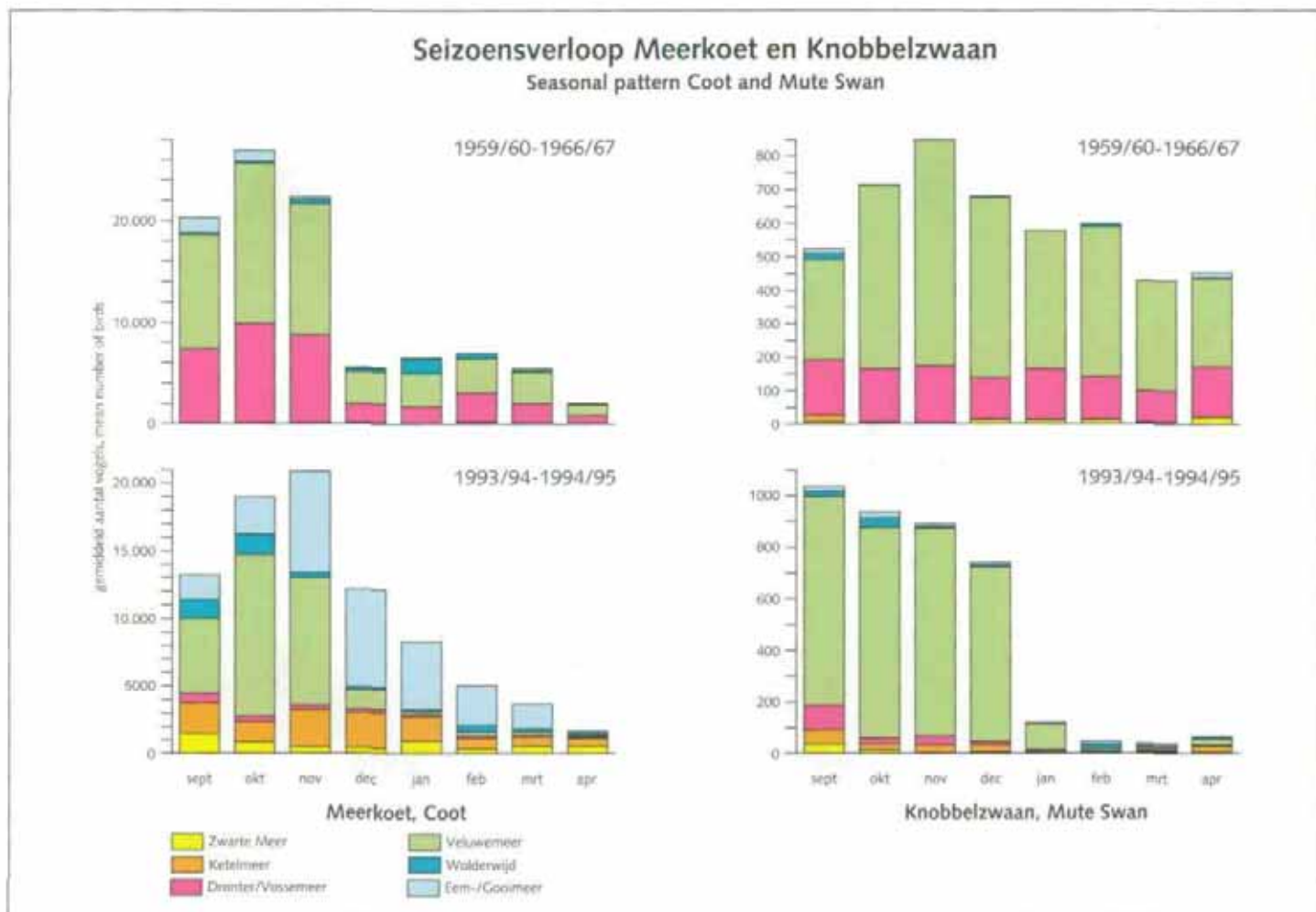
In 1976 trad een zeker herstel op. Na 1975 nam het areaal van Schedefonteinkruid weer enigszins toe. De Kleine Zwanen kwamen daarop terug (figuur 58, 59) en in augustus en september werd ook het aandeel van de Knobbelzwanen en Meerkoeten in het Veluwemeer weer wat groter. Anders dan bij de Kleine Zwanen bleven hun absolute aantallen echter laag, waarschijnlijk in verband met het feit dat Doorgroeid Fonteinkruid en kranswier nog géén herstel vertoonden (figuur 58).

Pas toen vanaf 1990 de kranswieren terugkeerden vertoonden de andere soorten in het Veluwemeer een overtuigende reactie. In dat jaar verschenen in september grote aantallen Meerkoeten en Knobbelzwanen (figuur 58). Het jaar daarna gebeurde ongeveer hetzelfde, maar vanaf 1993 is er duidelijk sprake van een verlenging van het seizoen in de richting van december. Hier is dus het omgekeerde gebeurd van het proces dat zich eind jaren zestig afspeelde, toen het seizoen zich verkortte tot de maand september alvorens de vogels geheel verdwenen. Knobbelzwaan en Meerkoet evenaren in het Veluwemeer inmiddels de aantallen uit de jaren zestig, maar het seizoen is nog steeds korter. Knobbelzwanen bleven in de jaren zestig het hele seizoen aanwezig, nu verdwijnen ze aan het eind van het groeiseizoen uit het gebied (figuur



Figuur 59

Het aantal Kleine Zwanen, Knobbelzwanen en Meerkoeten dat op het Veluwemeer werd geteld, uitgedrukt in percentage van het totaal van Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Eemmeer, de vier meren waar gedurende volledige periode tellingen zijn uitgevoerd. Numbers of Bewick's Swans, Mute Swans and Coots on Lake Veluwemeer, shown as percentage of total of Lakes Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd and Eemmeer



Figuur 60
Gemiddeld seizoensverloop van de aantallen Meerkoeten en Knobbelzwanen in de randmeren in de jaren zestig en in twee recente seizoenen.
Average seasonal pattern of Coots and Mute Swans in the borderlakes during the 1960s and two recent seasons.

60). Iets dergelijks geldt voor de Meerkoet, maar bij deze soort blijft een deel in het gebied aanwezig en schakelt over op ander voedsel, met name Driehoeksmosselen. Veel vogels verplaatsen zich daarvoor naar het Ketelmeer of het Gooimeer (figuur 60), maar door een toename van de Driehoeksmosselen kan de laatste jaren ook in het Veluwemeer zelf op mosselen worden gefoerageerd (figuur 61, zie verder "Mosseleters"). Steeds vaker worden weer Krooneenden in het Veluwemeer waargenomen en ook de sterk toegenomen Kuif- en vooral Tafeleenden profiteren van de kranwieren. Voor deze soorten kan ook de macrofauna die zich tussen de kranwieren bevindt (m.n. het slakje *Valvata piscinalis*, de "Vijverpluimdruager") een belangrijke voedselbron zijn.

Van de grondeleenden profiteert de Pijlstaart het meest van het kranwieraanbod (van der Winden *et al.* 1997). Als enige uit deze groep is de Pijlstaart in het Veluwemeer toegenomen (max. 640 in 1993/94, 2640 najaar 1995; Bureau Waardenburg BV). Anders dan voor de zwanen en de duikende watervogels is voor de Pijlstaart en andere grondeleenden het waterpeil boven de planten van essentieel belang (figuur 62).

Al met al is, ondanks dat Smient en Wilde Eend ondertussen geleidelijk zijn afgenomen (tegelijk met de toename van deze soorten in resp. Drontermeer en Eemmeer), het totaal aantal vogeldagen in het Veluwemeer in drie jaar tijd verdubbeld.

In het laatste seizoen, 1994/95, namen ook in het Drontermeer en het Wolderwijd de aantallen

herbivoren toe, in navolging van herstel van de vegetatie (figuur 52). In het Drontermeer is ten opzichte van de situatie in de jaren zestig nog veel ruimte voor verdere toename (figuur 60). In het Wolderwijd zijn de aantallen door de latere aanleg (ten opzichte van het eutrofiëringsproces) nooit van vergelijkbare hoogte geweest, zodat hier in de nabije toekomst wellicht gemakkelijk historische aantalsrecords kunnen worden bereikt. In het Wolderwijd ontstond in 1990 een kranwieveld, dat zich vooral sinds 1992 sterk uitbreidde. Dat de herbivoren pas in 1994 begonnen toe te nemen heeft waarschijnlijk te maken met het veel kortere groeiseizoen in het Wolderwijd. Het kranwier raakt hier sterk overgroeid met epifyton (algen die op het plantoppervlak groeien) en bezwijkt enkele

Verspreiding Meerkoeten Veluwemeer 1994-1995

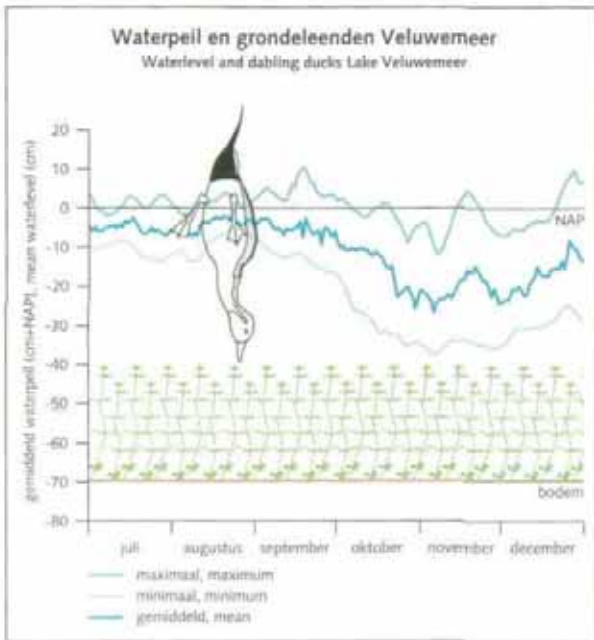
Distribution Coots in Lake Veluwemeer, 1994-1995



Figuur 61

Locatie van het kranswieveld in het Veluwemeer in 1994, met de verspreiding van de Meerkoeten in de loop van het seizoen. De Meerkoeten nemen in de loop van september sterk in aantal toe. Enkele maanden lang wordt dan massaal op het kranswieveld gevoerageerd. Eerst wordt, mede onder invloed van recreatiedruk van de nieuwe landzijde, dicht onder de rietkraag van de oude landoever gevoerageerd, maar als de aantallen toenemen verschuift de activiteit naar het midden van het meer. Als aan het eind van het seizoen de overgebleven planten afsterven nemen de aantallen sterk af en verschuift de activiteit van de overgebleven koeten naar het zuidwestelijke deel van het meer, waar op Driehoeksmosselen wordt gevoerageerd. Gegevens Bureau Waardenburg bv.

Position of stonewort field in Lake Veluwemeer, 1994, with distribution of Coots. During the season, Coots proceed from the southern banks to the centre of the lake. After the stoneworts have gone, the remaining Coots gather in the western part of the lake to forage on Zebra Mussels.

**Figuur 62**

Gemiddeld verloop van de waterstand in het Veluwemeer bij Elburg (en zeventdaags voortschrijdend gemiddelde van minimum en maximum waterstanden), juli-december 1988-94, in relatie tot de bereikbaarheid van de kranswieren. Omdat de Pijlstaart nauwelijks duikt is hij meer dan zwanen, Tafeleenden en Meerkoeten afhankelijk van de waterstand. Hoewel de kranswieren in het Veluwemeer op geringe diepte staan kan de 25 cm verschil tussen zomer- en winterpeil het verschil betekenen tussen het al of niet bereikbaar zijn van dit voedsel voor de Pijlstaart.

Average course of waterlevels in Lake Veluwemeer, July-December 1988-94, and height of stoneworts. When the waterlevel is lowered in October, stoneworts on deeper locations become available to non-diving waterbirds like Pintail.

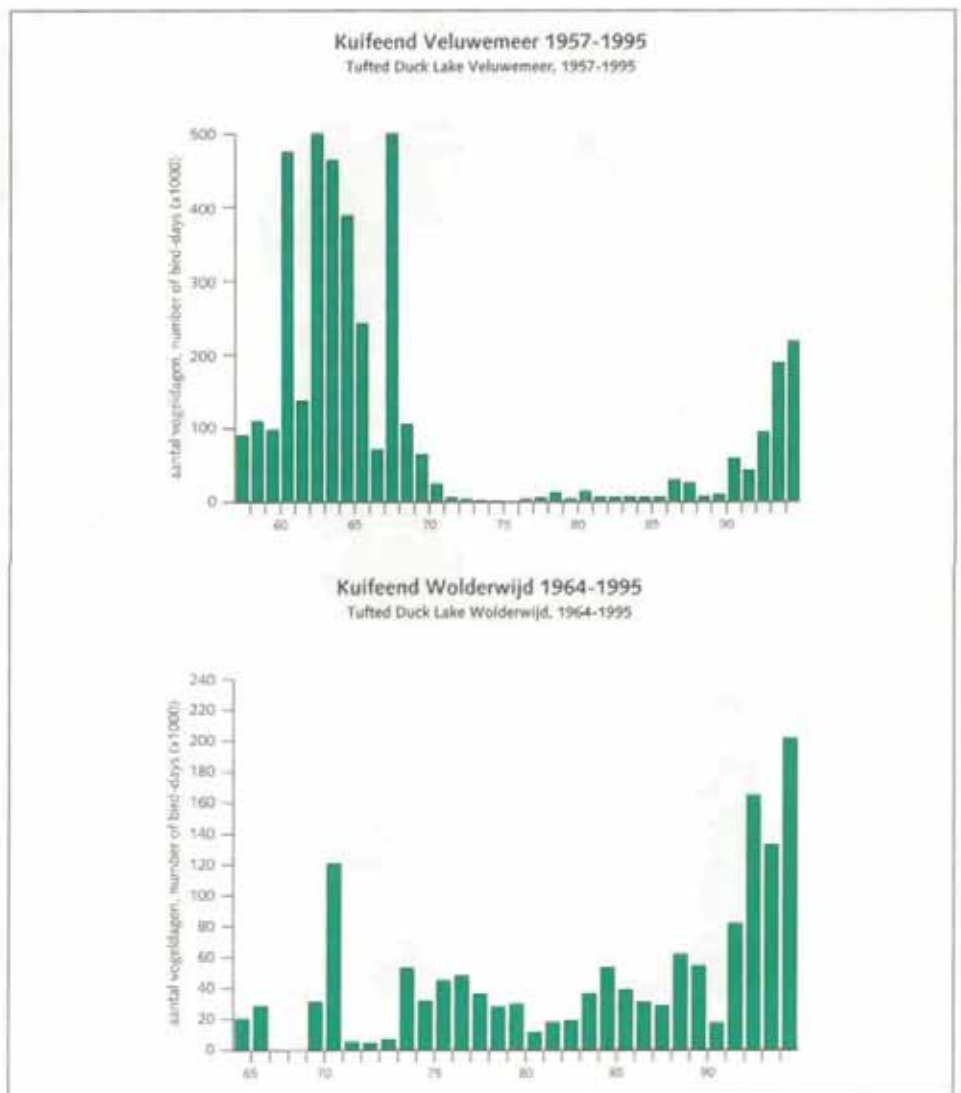
Flevoland rond 1970 (figuur 55, 63).

Kuif- en Tafeleenden foerageren in het algemeen 's nachts. De overdag in de randmeren getelde eenden zouden dus in principe elders kunnen foerageren. In oudere literatuur wordt wel aangevoerd dat met het droogvallen van Zuidelijk Flevoland belangrijke foerageergronden verdwenen, waardoor de duikeenden die daar 's nachts foerageerden niet meer op de randmeren kwamen slapen. Uit figuur 63 valt echter enerzijds af te leiden dat afname in de randmeren van Oostelijk Flevoland ten tijde van deze drooglegging al grotendeels had plaatsgevonden, anderzijds dat in het Wolderwijd en de andere

maanden eerder dan in het Veluwemeer, waardoor er tegen de tijd dat de meeste vogels arriveren niet veel meer te halen valt (hfdst. 6, figuur 33). Een ander verschil is het feit dat in het Wolderwijd andere kranswiersoorten overheersen (*Chara contraria* en *Chara vulgaris*). Deze soorten vormen geen "bulbillen", vegetatieve voortplantingsstructuren met veel zetmeel, vergelijkbaar met de wortelknolletjes van Schedefonteinkruid waar de Kleine Zwanen op foerageren. In het Veluwemeer vormen de bulbillen van *Chara aspera* een belangrijke voedselbron voor watervogels (van der Winden *et al.* 1997).

Mosseleters

Hoewel het verloop van de dichtheden van Driehoeksmosselen in de Veluwerandmeren niet gedetailleerd is vastgelegd, is duidelijk dat na een periode met grote dichtheden in de jaren zestig (Leentvaar 1961, 1966) een magere periode aanbrak (Noordhuis 1992). De oorzaken hiervan liggen voor een deel in de eutrofiëring, en hoewel de mosselen mogelijk iets eerder verdwenen komen de ontwikkelingen grotendeels overeen met die van de waterplanten. Tafeleend, Kuifeend en Brilduiker verdwenen dan ook min of meer tegelijk met de planteneters. Dit proces lijkt vanuit het noorden te hebben plaatsgevonden; de definitieve afname van de Kuifeend werd in het Ketelmeer en Vossemeer in 1966 geconstateerd, in het Drontermeer in 1967, in het Veluwemeer in 1968 en in de randmeren van Zuidelijk

**Figuur 63**

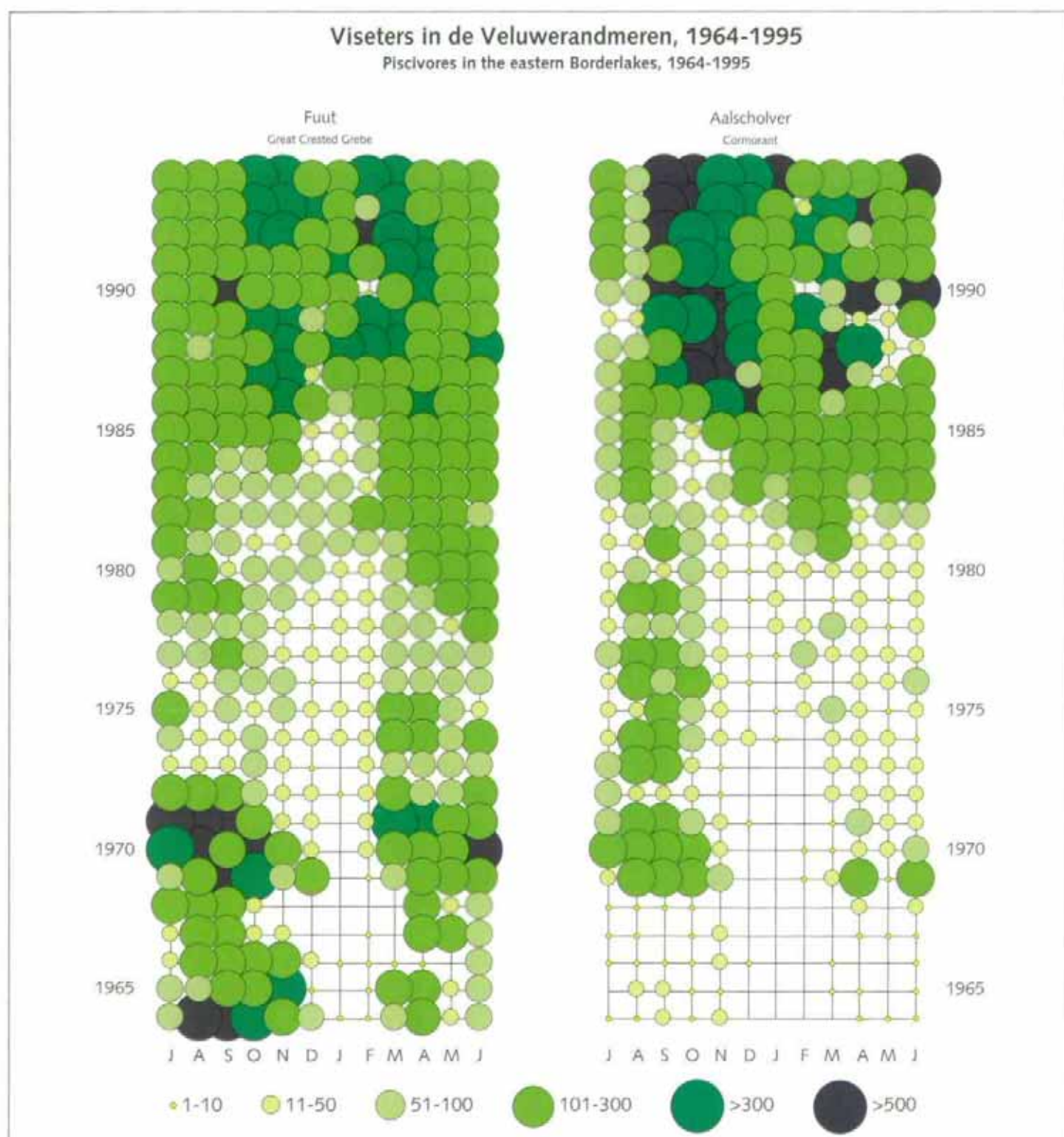
Verloop van het aantal vogeldagen van de Kuifeend in Veluwemeer en Wolderwijd, september-april 1957-94. De recente toename houdt waarschijnlijk verband met het herstel van de populatie Driehoeksmosselen.
Number of bird-days spent by Tufted Ducks on Lakes Veluwemeer and Wolderwijd, Sept-April 1957-94. The recent increase corresponds to an increase of Zebra Mussel densities in the lakes.

randmeren van Zuidelijk Flevoland juist na de drooglegging hoge aantallen werden waargenomen. Ook de gelijktijdige afname van de Brilduiker, die voornamelijk overdag foerageert, duidt

op een voedselrelatie met de meren zelf.

Er zijn momenteel duidelijke aanwijzingen dat de mosselpopulatie in het Veluwemeer en het Wolderwijd de laatste paar jaar weer is toegenomen.

Deze verandering heeft nu al zijn weerslag op de watervogels: de aantallen Kuif- en Tafelendend nemen sinds 1990 weer enigszins toe. Uit radarwaarnemingen op het Veluwemeer



Figuur 64
Aantallen Futen en Aalscholwers in de Veluwerandmeren, weergegeven per jaar en per maand. De grootte van de cirkels geeft het aantal vogels weer.
Numbers of Great Crested Grebe and Cormorant in the eastern borderlakes per month, 1964-94. The size of the circles depicts numbers.

blijkt inderdaad dat de randmeren niet alleen als slaapplek gebruikt worden; 's avonds vliegen met name de Kuifeenden van hun in rustiger delen van het meer gelegen slaapplekken naar het midden van de plas, waar op mosselen wordt gevoerageerd (Bureau Waardenburg BV; van der Winden *et al.* 1997). Ook Meerkoeten doen dit, met name nadat de beschikbare hoeveelheid kranwier in het oostelijke deel van het meer begint af te nemen.

Viseters

Voor viseters is enerzijds de samenstelling van het visbestand van belang, anderzijds de vangbaarheid van deze vis. Door de effecten van eutrofiëring traden eind jaren zestig in beide factoren drastische veranderingen op. De hoeveelheid vis nam aanvankelijk toe (zie hfdst. 8), maar de vangbaarheid verminderde door het verslechterend doorzicht (viseters jagen in het algemeen op het oog). Grote Zaagbek en Nonnetje, wellicht geen weg wetend met het slechte zicht, namen af. Hun aantalverloop komt daardoor overeen met dat van de plantenetters en de mosseleters, zij het dat de "definitieve" afname pas rond 1974 plaatsvond. De relatief hoge aantallen Grote Zaagbekken die voor die tijd in de randmeren van Zuidelijk Flevoland werden geteld kunnen zijn aangetrokken door Spiering, die in de eerste jaren na de afsluiting van de meren nog talrijk was (Backx 1989). Na een bijzonder magere periode lijken de aantallen zaagbekken vanaf het midden van de jaren tachtig weer iets hoger te zijn.

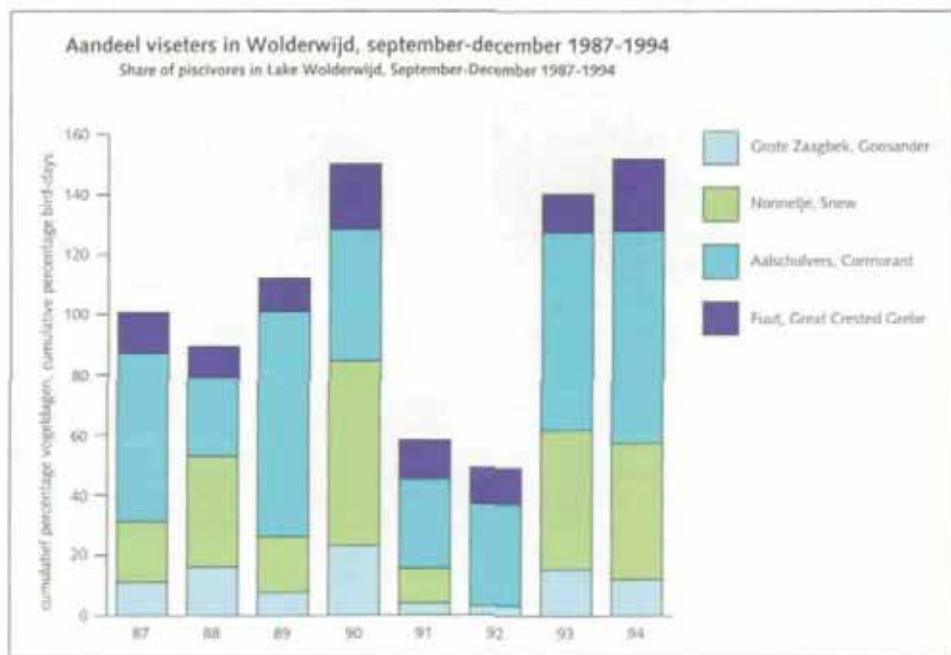
Een heel ander patroon is dat van de twee andere viseters: de Fuut en de Aalscholver. Allereerst valt bij beide soorten een vrij abrupte toename rond 1969 op, waarbij van de Aalscholver voor het eerst aantallen van enige betekenis werden geteld. Ongeveer drie jaar later namen de aantallen weer iets af, om vervolgens een jaar of tien min of meer constant te blijven.

In 1978 ontstond de Aalscholverkolonie in de Oostvaardersplassen. Met het aantal broedparen nam daarna ook het aantal Aalscholvers in het Veluwemeer en Wolderwijd toe.

Tot ongeveer 1980 waren zowel Fuut als Aalscholver voornamelijk aanwezig tussen maart en oktober, de Aalscholvers waren het meest talrijk

in augustus en september. Sinds het begin van de jaren tachtig wordt echter in toenemende mate overwinterd, en sinds 1986 worden zelfs de hoogste aantallen bereikt in de wintermaanden; de piek van de Aalscholvers verschuift naar oktober. De toename in de randmeren overtreft daarbij die van de aantallen broedparen in de regio; de in oktober aanwezige concentraties bestaan waarschijnlijk grotendeels uit trekvogels. Ringwaarnemingen doen vermoeden dat ze vooral afkomstig zijn uit Denemarken, waar de populatie nog sneller is toegenomen dan in Nederland. De overeenkomsten tussen de aantalsontwikkelingen van Fuut en Aalscholver zijn zeer opmerkelijk. Van de Aalscholver is bekend dat hij door gebruik van een andere vistechiek ("sociaal foerageren", waarbij groepsgewijs de vis van onderaf tegen het licht gejaagd wordt; van Eerden & Voslamber 1995) aan de nadelen van een verslechterend doorzicht kan ontsnappen. Hoewel sociaal vissen bij de Fuut niet bekend is, schijnt ook deze soort weinig moeite te hebben met het vissen in troebel water. Net als de Aalscholver benadert hij de vis vaak van onderaf (Wiersma *et al.* 1995).

Behalve het profijtelijk worden van sociaal vissen door het afnemende doorzicht, kan de toename in 1969 worden verklaard uit veranderingen in de visstand. Met het verdwijnen van de waterplanten en het verslechteren van het doorzicht verdween de Snoek en namen zijn prooi-soorten in dichtheid toe. In de periode 1969-73 werd tijdens de bemonsteringen in het Veluwemeer uitzonderlijk veel vis gevangen, waaronder aanvankelijk relatief veel Baars en Blankvoorn, later vooral Snoekbaars, Pos en Brasem. Vanaf 1974 nam de hoeveelheid vis sterk af en werd het bestand overheerst door grote Brasem (hfdst. 8). Behalve door het verminderde voedselaanbod in de randmeren kan de afname en relatieve afwezigheid van Fuut en Aalscholver in de jaren zeventig ook een gevolg zijn van "wegzuiging" naar het IJsselmeer. Hier trad sterke verbetering op in de stand van m.n. Baars en Snoekbaars na het kuilverbod van 1970 (Lammens *et al.* 1994). Een jaar of tien later kwam aan deze situatie weer een eind door de toenemende visserijdruk via staande netten. In de randmeren (Veluwemeer) nam ondertussen de visstand weer wat toe en trad een verschuiving van de soortensamenstelling



Figuur 65

Aandeel van de viseters in de randmeren (vogeldagen september-december, Zwarte Meer en Ketelmeer niet meegerekend), dat in het Wolderwijd foerageerde. Bij de Aalscholver werden Veluwemeer en Wolderwijd samengenomen omdat de Aalscholvers die slapen in de hoogspanningsmast in het Veluwemeer ook (grotendeels) in het Wolderwijd foerageerden.

Share of piscivores in the borderlakes foraging in Lake Wolderwijd, September-December 1987-94. Between 1990 and 1993 large amounts of fish were removed from this lake as part of an experiment.

op in de richting van Blankvoorn, Aalscholver en Fuut namen daarna in de randmeren sterk toe (figuur 64), sterker dan kan worden verklaard aan de hand van de landelijke of regionale populatietoename. Ook duidelijke overeenkomsten tussen het aantalsverloop van Fuut en Grote Zaagbek wijzen nadrukkelijk in de richting van een reactie op wijzigingen in de visstand.

De meest relevante verandering van de laatste jaren in het voedselaanbod van de viseters is het afvissen van het Wolderwijd (hfdst. 8). Na de eerste winter (1990/91), waarin bijna 80 % van de visbiomassa werd verwijderd, leken de 180 paar Visdieven die toen op een zanddepot bij Zeewolde broedden niet in staat voldoende vis te vangen voor hun jongen. Mede door slechte weersomstandigheden kwam tenslotte slechts een handvol jongen groot (Noordhuis *et al.* 1993).

Het aandeel van de Aalscholwers dat in het Wolderwijd foerageerde nam af in de loop van het seizoen en was relatief laag in de twee daaropvolgende seizoenen. Dat laatste gold ook voor Fuut, Grote Zaagbek en Nonnetje, zij het dat de Fuut op de één of andere manier lijkt te hebben

geprofiteerd van de eerste en meest intensieve afvisperiode (figuur 65). In 1993/94 was het aandeel van de viseters in het Wolderwijd groter dan vóór de afvising.

Zuidelijke Randmeren

Planteneters

Ondergedoken vegetatie van betekenis is alleen te vinden in het Gooimeer, waar wat Schedefonteinkruid voorkomt. De hoeveelheden zijn echter beperkt en de planten staan op relatief grote diepte. In sommige jaren foerageren er redelijk grote aantallen Kleine Zwanen. Meestal zijn er dan ook veel zwanen in het Veluwemeer. In het Eemmeer zijn de aantallen het hoogst in januari en februari. Er wordt dan gefoerageerd in de Eempolders, terwijl het meer als rustplaats wordt gebruikt.

Mosseleters

Doordat het Gooimeer in open verbinding staat met het IJmeer/Markermeer is er sprake van een regelmatige aanvoer van mossellarven. Er is weinig informatie over de historische situatie m.b.t.

de mosselen, maar de laatste jaren is de soort hier talrijk. Opvallend is dat de aantallen Kuif- en Tafeleenden sinds 1990 sterk zijn toegenomen, terwijl in de laatste twee seizoenen ook de Meerkoet talrijk was. Een verbetering in de voedselbeschikbaarheid, die door de aantalsontwikkelingen van de vogels wordt gesuggereerd, kan niet door gegevens worden bevestigd. Mogelijk hebben ook veranderingen in de beschikbaarheid van Driehoeksmosselen in het IJsselmeer en Markermeer (bij de Vaate & Greijdanus-Klaas 1994) geresulteerd in ruimtelijke verschuivingen in de verspreiding van de genoemde vogelsoorten.

Viseters

De aantallen Aalscholwers in het Gooimeer waren laag tot in 1985, waarna ze sterk toenamen. De dichtstbijzijnde kolonies van betekenis zijn die van het Naardermeer en die van de Lepelaarsplassen. In het Naardermeer nam het aantal paren af van 5200 in 1984 tot 1875 in 1993. De kolonie in de Lepelaarsplassen ontstond in 1985 en telde in 1993 5500 nesten (van Eerden & Gregersen 1995). Wellicht wordt vanuit beide

Natuurontwikkelingsprojecten

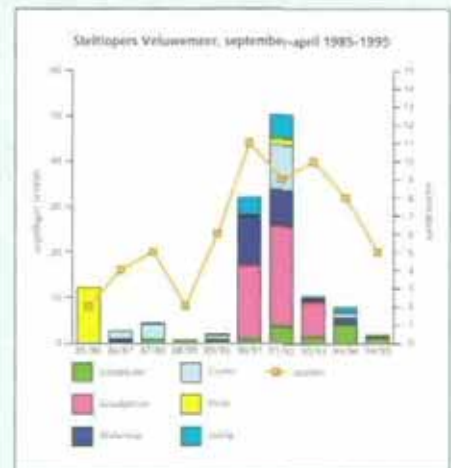
De laatste jaren zijn in de randmeren een aantal natuurontwikkelingsprojecten uitgevoerd waarbij het bevorderen van de vogelstand een belangrijk onderdeel van de doelstelling vormt. Een voorbeeld is een eilandje in het Eemmeer, dat in 1993 is opgespoten voor sterns en andere kale grondbroeders (zie intermezzo 2). Daarnaast zijn bijvoorbeeld in het Veluwemeer en het Wolderwijd resp. in 1989 en 1992 dammetjes aangelegd die vanaf de Veluwe kust het meer in steken. De bedoeling was een scheiding tussen recreatie en natuur aan te leggen en achter de dammen rustgebieden voor vogels te creëren. Achter de dam bij Polsmaten in het Veluwemeer is daarvoor een zandplaat opgespoten, de ruimte achter de dam (eigenlijk een reeks van vier dammetjes) bij Horst in het Wolderwijd zijn wilgen en drijvbladplanten gepoot (Dir. IJsselmeergebied/LNV 1995; Zant 1994). Beide complexen worden inmiddels veelvuldig door vogels als rustplaats gebruikt, vooral groepen Aalscholwers, zwanen en eenden zijn er vaak te vinden.

In de maandelijkse tellingen per randmeer komt een eventueel effect van deze projecten alleen bij de steltlopers tot uiting, omdat, anders dan bij watervogels, in de randmeren verder weinig potentiële rustplaatsen voor dergelijke vogels voorhanden zijn. In het Veluwemeer komt zo een duidelijke toename van steltlopers naar voren na de aanleg van de dam en de zandplaat bij Polsmaten (figuur 66). Vooral Goudplevier, Watersnip en Grutto lijken van de situatie te hebben geprofiteerd. Na twee jaar nam echter

de aantrekkingskracht van het gebied weer af; sinds 1992 neemt de diversiteit weer af. De aanleg van de dammetjes in het Wolderwijd heeft, volgens de maandelijkse tellingen, geen effect gehad op het voorkomen van steltlopers.

Ook in het Drontermeer is een project in uitvoering dat mede op vogels is gericht. Hier is in augustus/september 1989 voor eenden, ganzen en steltlopers ten zuiden van het eiland Abbert een onverdedigde zandplaat van 1 ha aangelegd ("Abbert I"). Uit de maandelijkse tellingen komen bij de steltlopers en ganzen echter geen spectaculaire ontwikkelingen naar voren. Eind 1994 is Abbert I opgegaan in het project "Abbert II", waarbij 100 cirkelvormige verondiepingen zijn aangelegd ("poffertjespan"). Hier moet 15 ha open rieland ontstaan als broed-, foerageer- en rustgebied voor vogels. Uit de tellingen van seizoen 1994/95 lijkt een geringe verhoging van de diversiteit van de steltlopergemeenschap naar voren te komen. Het verschijnen van grotere aantallen Watersnippers, vooral in het najaar van 1995 (200 in oktober) herinnert aan de gang van zaken in het Veluwemeer.

Tenslotte wordt in het Vossemeer een natuurontwikkelingsproject (rietmoeras met ondiepe en droogvallende platen) uitgevoerd dat vooral op vogels is gericht. Dit project wordt vanaf 1996 in drie fasen uitgevoerd (Dir. IJsselmeergebied/LNV 1995).



Figuur 66

Verloop van het aantal vogeldagen van steltlopers in het Veluwemeer in de periode sept-april (Kiebitz uitgezonderd), en het verloop van het aantal soorten dat per jaar in die periode werd vastgesteld. Zowel het aantal soorten als het aantal vogels per soort was na de aanleg van de dam (aug/sept 1989) en de zandplaat (maart 1990) bij Polsmaten gedurende twee jaar verhoogd.

kolonies in de zuidelijke randmeren gefoerageerd. De Fuut bereikte in het Gooimeer de hoogste aantallen van alle randmeren. Nog sterker dan in de Veluwerandmeren namen hier rond 1985 de aantallen toe, vooral in het najaar. In de meeste randmeren was in 1985 en 1986 uitzonderlijk veel Blankvoorn en Baars beschikbaar (zie hfdst 8).

Internationale betekenis

De vogels die in het winterhalfjaar van de randmeren gebruik maken zijn afkomstig van een zeer uitgestrekt gebied. De broedgebieden van deze vogels strekken zich uit over het gehele gebied tussen IJsland en de Oeral, die van de Kleine Zwanen liggen zelfs in arctisch Siberië.

De betekenis van een watersysteem (wetland) voor watervogels kan dan ook het best worden bepaald door de getelde aantallen in internationaal perspectief te plaatsen. Op een conferentie die in 1971 in Ramsar, Iran, heeft plaatsgevonden zijn normen vastgesteld voor het bepalen van de internationale betekenis van wetlands (Conventie van Ramsar). De twee belangrijkste normen zijn dat 1) geregeld meer dan 20.000 watervogels van het gebied gebruik moeten maken en/of 2) regelmatig meer dan 1 % van de geografische (vaak NW-Europese) populatie van een soort in het gebied aanwezig is (de "1 %-norm"). Schattingen van de grootte van de relevante populaties worden verstrekt onder verantwoordelijkheid van de organisatie "Wetlands International" (voorheen IWRB).

Aan de eerstgenoemde norm voldeed in 1991/92 alleen het Ketelmeer. In 1993/94 en 1994/95 verbleven dankzij sterke toename van een aantal soorten echter ook in het Zwarte Meer, Veluwe-meer, Eemmeer en Gooimeer meer dan 20.000 watervogels (figuur 52). De 1 %-norm kan zowel op het gehele watersysteem als op de afzonderlijke randmeren worden toegepast (tabel 18).

In het hele watersysteem voldeden in 1991/92 8 soorten aan de 1%-norm, in de twee daaropvolgende winters waren dat er al 12. Kleine Zwaan, Grauwe Gans, Smient, Tafeleend en Kuifeend bereikten de hoogste overschrijdings-

factoren. Het Zwarte Meer valt op met behoorlijke overschrijdingen van Grauwe Gans en Kolkans, in het Ketelmeer overschreden vooral Kuifeenden de norm. Drontermeer en Veluwe-meer waren vooral voor de Kleine Zwaan van belang, het Eemmeer voor de Smient en het Gooimeer voor Kuif- en Tafeleend. In het Vossemeer en het Wolderwijd overschreed geen enkele soort de norm.

Er zijn geen betrouwbare schattingen van de populatie-omvang van de watervogels in de jaren zestig. Hoewel deze omvang in een aantal gevallen veranderd zal zijn en de toepassing van de huidige normen dus strikt genomen niet correct is, kan vergelijking van de aantallen met deze normen toch wat meer inzicht geven in de rol van het Veluwe-meer in de jaren zestig. Twaalf soorten overschreden hier toen geregeld de (huidige) norm. Behalve voor de Kleine Zwaan gold dat o.a. voor de Krooneend (8 % in oktober 1965) en de Slobeend, waarvan met ca. 10.000 vogels ongeveer een kwart van de populatie het meer gebruikte (met een uitschieter van 55 %,

zie tabel 18). De meest extreme situatie trad echter op met betrekking tot de Pijlstaart. De aantallen van deze soort in het Veluwe-meer werden in de oktobermaanden van de periode 1960-63 geschat op resp. 40.000, 40.000, 70.000 en 75.000. Volgens de meest recente schatting (Meininger *et al.* 1995) bedraagt de totale omvang van de NW-Europese populatie 70.000 vogels. In West-Afrika en in het oostelijke Middellandse Zeegebied overwinteren grote aantallen pijlstaarten die niet tot deze populatie gerekend worden. Het is niet onmogelijk dat een deel van deze vogels in de jaren zestig wel door ons land trok.

In de jaren zeventig was het Veluwe-meer alleen voor Slobeend en Kleine Zwaan nog van internationaal belang, in de jaren tachtig bleef alleen de Kleine Zwaan over.

In 1993/94 kwam de Kleine Zwaan er met 4,9 % van de populatie relatief bekaaid af. Met 840 vogels was dit voor de randmeren een mager seizoen, in 1991/92 liepen de aantallen bijvoorbeeld op tot 1800 (10,6 %). De recente waarneming (najaar 1995) van 9000 Kleine Zwanen op de

Foto 21

De zeldzame Krooneend voedt zich in het najaar hoofdzakelijk met kranzwier. Op de kranzwiervelden van het Zwarte Meer en het Veluwe-meer foerageerden in de jaren vijftig en zestig de grootste concentraties Krooneenden die Nederland ooit gekend heeft. Op de eilandjes in het Veluwe-meer kwamen midden jaren zestig bovendien maximaal 18 paren tot broeden. Sinds de terugkeer van het kranzwier rond 1990 worden Krooneenden in de Veluwerandmeren weer in toenemende aantallen gezien. Krooneendvrouwje met kuikens, Vinkeveense Plassen, juni 1996. *More than any other species, Red-crested Pochards depend on stoneworts for food. During the fifties and sixties the largest concentrations ever recorded were found foraging on the borderlakes in autumn, and up to 18 pairs bred on islets in Lake Veluwe-meer. Following the return of stoneworts in 1990, numbers of Red-crested Pochards started to increase again.*



Tabel 17

Aantallen watervogels in de randmeren in januari 1993, 1994 en 1995 (RM) en het percentage van het totaal in de Zoete Rijkswateren (ZRW) en van het landelijke totaal (TOT).
Numbers of waterbirds in the borderlakes in January 1993, 1994 and 1995 (RM) with percentages of total in National freshwaterbodies (ZRW) and of total in The Netherlands (TOT).

	RM93	ZRW93	TOT93	RM94	ZRW94	TOT94	RM95	ZRW95	TOT95
Fuut Great Crested Grebe	1012	9.8	4.2	1169	15.4	3.9	2061	25.7	7.9
Aalscholver Cormorant	753	11.9	7.1	999	15.4	8.4	2111	27.6	17.1
Blauwe Reiger Grey Heron	130	12.6	3.6	101	9.0	2.2	121	11.3	2.6
Knobbelzwaan Mute Swan	190	7.3	1.7	100	2.9	0.8	145	4.8	1.1
Kleine Zwaan Bewick's Swan	131	5.2	0.8	0	0.0	0.0	7	0.2	0.1
Grauwe Gans Graylag Goose	586	6.2	1.2	495	4.3	0.7	1734	10.3	6.3
Rietgans Bean Goose	35	0.5	0.1	0	0.0	0.0	408	8.2	1.5
Koigans White-fronted Goose	1006	1.1	0.2	1750	2.6	0.4	5067	4.2	1.3
Bergeend Shelduck	251	15.4	1.0	111	6.7	0.3	208	13.9	0.6
Smient Wigeon	19487	15.6	3.6	28713	14.0	4.0	33435	16.1	4.3
Krakeend Gadwall	343	11.6	6.3	301	7.4	4.5	272	5.9	2.9
Wintertaling Teal	287	7.9	2.2	940	14.3	4.1	1426	16.8	5.6
Wilde Eend Mallard	23893	22.4	8.4	20941	16.6	5.0	21695	19.9	5.3
Pijlstaart Pintail	4	0.3	0.1	0	0.0	0.0	62	8.9	0.6
Slobeend Shoveler	37	18.2	2.4	22	8.3	1.1	23	8.1	1.0
Tafeleend Pochard	12559	29.0	22.9	18453	36.2	26.2	20782	48.3	34.8
Kuifeend Tufted Duck	21368	18.8	14.1	29752	24.8	16.0	32597	25.2	19.5
Brilduiker Goldeneye	216	3.5	1.7	436	3.9	2.2	253	4.4	1.6
Nonnetje Smew	155	9.8	3.9	144	11.7	4.6	535	25.1	10.7
Grote Zaagbek Goosander	796	10.7	7.8	1242	27.6	17.2	1667	42.8	18.7
Meerkoet Coot	3351	3.6	1.5	7442	8.2	3.3	11234	11.7	4.6
Totaal watervogels Total waterbirds	86605	11.2	3.6	113183	12.8	3.8	135866	14.4	4.7

randmeren betekent dat in dat seizoen meer dan de helft van de Europese winterpopulatie van het gebied gebruik heeft gemaakt. Circa een zesde van de populatie (3000 vogels) foerageerde langere tijd in het Veluwemeer. Behalve van verbeterde omstandigheden in de randmeren kan dit echter ook te maken hebben met een geringe voedselbeschikbaarheid in andere gebieden, bijvoorbeeld het Lauwersmeer, waar de Kleine Zwanen veel korter verbleven dan in voorgaande jaren (med. J.H. Beekman).

Voorals sinds 1993 groeit het internationale belang van het Veluwemeer weer enigszins. Als eerste nam de Tafelend zodanig toe dat in 1993/94 de norm weer werd overschreden, en in hetzelfde seizoen naderde de Pijlstaart met 640 vogels zijn norm van 700. In het najaar van 1995 werd door deze soort met 2600 vogels de norm overschreden met een factor 3.7. Ook de aantallen Meerkoeten, Knobbelzwanen en Krakeenden stegen toen boven de norm, waarmee het aantal overschrijders 6 bedroeg.

Belangrijkste conclusies

In het seizoen 1993/94 werden in de randmeren tot ongeveer 150.000 watervogels geteld (november), waarbij Smient, Wilde Eend, Tafelend, Kuifeend en Meerkoet de meest talrijke soorten waren. In januari was ca. 3.5 % van het landelijk totaal aan watervogels in de randmeren aanwezig.

In de jaren vijftig (Zwarte Meer) en zestig pleisterden in de randmeren zeer grote aantallen watervogels; vaak was een aanzienlijk deel van de Europese populatie hier aanwezig (m.n. bij de Pijlstaart). Vooral het Veluwemeer was bijzonder vogelrijk. Door cultivering van de nieuwe polder en door verslechtering van de waterkwaliteit nam eind jaren zestig de voedselbeschikbaarheid af en liepen de aantallen vogels drastisch terug.

In de jaren tachtig begon enig herstel op te treden: in het Ketelmeer en Zwarte Meer namen de

aantallen duikenden toe door de terugkeer en geleidelijke toename van de Driehoeksmossel, die door verontreiniging lange tijd afwezig was geweest.

In de Veluwerandmeren keerden na een toename van de fonteinkruiden rond 1990 ook de kranswieren terug, en ook de Driehoeksmossel lijkt recentelijk toe te nemen. Vooral in het Veluwemeer, maar sinds 1994 ook in het Drontermeer, Vossemeer en Wolderwijd, komen hierop sindsdien steeds grotere aantallen watervogels af. Vooral Knobbelzwaan, Pijlstaart, Tafelend en Meerkoet profiteren van de ontwikkelingen.

Zelfs in de "slechte" jaren zijn de randmeren voor vogels van internationale betekenis geweest, met name voor de Kleine Zwaan. Door de recente ontwikkelingen neemt de betekenis van het gebied toe doordat van steeds meer soorten internationaal belangrijke aantallen van het gebied gebruik maken.

Tabel 18

Overzicht van de maxima van watervogels in alle randmeren, september 1993 - april 1994, en maxima in alle randmeren samen, vergeleken met de 1%-normen volgens Meininger et al. 1995. Aantallen die de norm overschrijden zijn dikgedrukt, ook bij de afzonderlijke meren. Ter vergelijking zijn voor het Veluwemeer de maximum aantallen uit de jaren zestig toegevoegd.

Maximum numbers of waterbirds in each borderlake, September 1993 - April 1994, and maxima in the entire watersystem, compared to 1%-levels according to Meininger et al. 1995. Numbers exceeding 1%-level printed fat. Maxima in Lake Veluwemeer during the 1960s included for comparison.

Meer iake	Zwarte Meer	Ketelmeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Eemmeer	Goolmeer	1%-norm	Totaal	x1 %	Veluwem. max60-70
Isduiker Great Northern Diver	0	1	0	0	0	0	0	0	-	1	-	0
Parelduiker Black-throated Diver	0	0	0	0	0	0	0	0	1200	0	0.0	1
Roodkeelduiker Red-throated Diver	0	0	0	0	0	0	0	0	750	0	0.0	1
Dodaars Little Grebe	7	5	1	2	1	2	0	0	1000	12	0.0	6
Fuut Great-crested Grebe	273	938	84	92	155	218	358	742	1000	1782	1.8	525
Roodhalsfuut Red-necked Grebe	0	1	0	0	0	0	0	0	-	1	-	1
Geoorde Fuut Black-necked Grebe	0	0	0	0	0	0	0	0	1000	0	0.0	18
Kuilduiker Slavonian Grebe	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0.0	12
Aalscholver Cormorant	963	1284	128	61	665	776	382	475	2000	3200	1.6	150
Blauwe Reiger Grey Heron	51	31	8	12	22	47	29	13	4500	139	0.0	30
Purperreiger Purple Heron	2	0	0	0	0	0	0	0	-	2	-	3
Grote Zilverreiger Great White Egret	0	0	0	1	0	0	0	0	-	1	-	0
Roendomp Bittern	2	0	1	2	0	0	0	0	250	2	0.0	0
Flamingo Greater Flamingo	0	0	0	2	4	0	0	0	-	4	-	1
Lepelaar Spoonbill	3	0	0	0	0	0	0	0	-	3	-	1
Knobbelzwaan Mute Swan	50	69	11	8	995	22	13	13	1800	1170	0.7	1551
Zwarte Zwaan Black Swan	0	0	0	0	4	0	0	0	-	4	-	1
Kleine Zwaan Bewick's Swan	85	0	0	525	829	104	33	187	170	840	4.9	1452
Wilde Zwaan Whooper Swan	0	0	0	0	0	0	0	0	250	0	0.0	30
Grauwe Gans Greylag Goose	7100	385	165	0	4	18	230	25	1200	7179	6.0	70
Sneeuwgand Snowgoose	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	12
Rietgans Bean Goose	970	0	0	0	0	7	40	0	3000	970	0.3	200
Kleine Rietgans Pink-footed Goose	0	0	0	0	0	0	0	0	300	0	0.0	500
Kolgars White-fronted Goose	9542	241	0	0	0	3	210	0	4500	9562	2.1	4500
Brandgans Barnacle Goose	0	1	0	0	0	0	0	12	1200	12	0.0	7
Rotgans Brent Goose	0	0	0	0	0	3	0	0	2500	3	0.0	0
Nijlgans Egyptian Goose	22	0	2	9	9	2	12	23	-	43	-	0
Bergeend Shelduck	136	25	196	77	75	70	48	8	2500	417	0.2	100
Manarijneend Mandarin	1	0	0	0	0	0	0	0	-	1	-	0
Smient Wigeon	6000	324	12	2825	652	3610	15210	4869	7500	28789	3.8	15000
Kraakeend Gadwall	95	72	0	12	100	191	52	79	250	393	1.6	285
Wintertaling Teal	1312	279	285	45	325	160	351	212	4000	2569	0.6	50000
Wilde Eend Mallard	2593	7164	670	430	1615	1335	7728	6203	20000	25116	1.3	50000
Pijlstaart Pintail	41	7	28	69	640	19	28	0	700	687	1.0	75000
Zomertaling Garganey	0	4	0	12	3	3	0	0	20000	22	0.0	1800
Slobeend Shoveler	133	11	0	35	80	30	85	175	400	369	0.9	22000
Tafeleend Pochard	2044	6133	675	285	3940	1437	3762	10455	3500	24632	7.0	35000
Witoozeend Ferruginous Duck	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	4
Kuilzeend Tufted Duck	2957	17202	500	381	2590	1310	2906	14640	7500	35913	4.8	12000
Topperzeend Scaup	0	0	0	0	0	2	0	0	3100	2	0.0	205
Kroonzeend Red-crested Pochard	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0.0	1600
Eidereend Eider	0	0	0	0	1	0	0	0	20000	1	0.0	1
Zwarte Zeeeend Common Scoter	0	0	0	2	0	0	0	0	8000	2	0.0	1
Grote Zeeeend Velvet Scoter	0	0	0	0	0	0	0	0	2500	0	0.0	10
Brielduiker Goldeneye	50	199	15	21	48	14	28	32	3000	352	0.1	12500
Iseend Long-tailed Duck	0	0	0	0	0	0	0	0	20000	0	0.0	8
Nonnetje Snew	25	29	16	32	24	125	46	25	150	304	2.0	3000
Middelste Zaagbek	1	4	0	0	0	2	0	0	1000	5	0.0	32
Red-breasted Merganser												
Grote Zaagbek Goosander	78	127	189	193	359	172	94	117	1500	1070	0.7	900
Waterhoen Moorhen	8	4	2	2	2	7	7	2	10000	15	0.0	8
Meerkoet Coot	1498	3581	175	225	12135	1063	2279	7983	15000	20936	1.4	18000
Aantal soorten Nr. of species	29	26	20	26	26	28	23	21		40		45

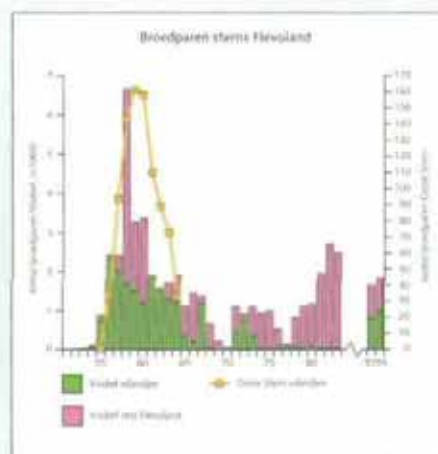
Broedvogels in en om de randmeren

De meeste randmeren zijn in de huidige situatie voor broedvogels van minder groot belang dan voor pleisterraars in het winterhalfjaar. Het Zwarte Meer is hierop een uitzondering: de moerassen langs de oevers van dit meer herbergen belangrijke broedbestanden van netvogels. Aparte aandacht verdient de kolonie Purperreigers in het Zwarte Meer, met de kolonies van de Wieden en de Weerribben behoort deze kolonie tot de meest noordelijke van Europa. In de jaren vijftig nam, naarmate door de verzoeting de verlanding voortschreed, het aantal paren toe, tot in 1968 een maximum van meer dan 150 paren werd bereikt (Gerritsen & Lok 1986). Daarna nam het aantal paren, net als in de rest van Nederland, weer af, mogelijk mede onder invloed van verdroging van de overwinteringsgebieden in Afrika. In 1993 broedden er in het Zwarte Meer 26 paren, toch nog bijna 10 % van de Nederlandse populatie.

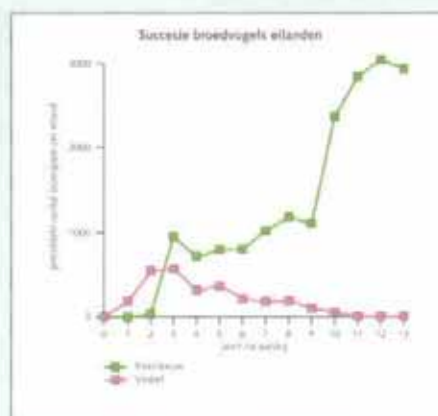
Een andere soort die aandacht verdient is de Grote Karekiet. Ook voor deze soort is de verdroging in Afrika een probleem, en net als de Purperreiger is het aantal broedparen in Nederland sinds de jaren zestig sterk achteruitgegaan. De Grote Karekiet bouwt zijn nest in de buitenrand van overjarig riet, op plaatsen waar de stengels in het water staan ("waterriet"). De soort is daarom gevoelig voor overmatig rietsnijden en voor recreatie, bijv. door sterke golfslag die motervaartuigen veroorzaken. Ook door eutrofiëring is de hoeveelheid waterriet sterk achteruit gegaan (Graveland 1996). Tegenwoordig bestaat de Nederlandse populatie Grote Karekieten nog maar uit enkele honderden broedparen, waarbij de populatie in Noordwest-Overijssel, die zich sinds 1989 handhaaft op ongeveer 175 paar (de Roder 1993), een belangrijk bolwerk is. Behalve in het Zwarte Meer broeden ook enkele tientallen paren in de rietkragen van het Ketelmeer, Vossemeer en Drontermeer.

In de Veluwerandmeren en de zuidelijke randmeren behoren de meeuwen en sterns tot de meest opvallende broedvogels. In de eerste jaren na de aanleg van de randmeren profiteerden de sterns, evenals Kluten en Bontbek-, Strand- en Kleine Plevieren van de nieuw ontstane broedgelegenheden op strandjes langs de dijken en op de eilanden. Eind jaren vijftig, begin jaren zestig beleefden de sterns een toptijd. In heel Flevoland broeden toen tot 6650 paar Vissieven (1958, tot meer dan 2000 in de randmeren in 1956 en 57), 20 paar Dwergsterns (1955) en, veelal onbekend,

tot 160 paar Grote Sterns, waarvan zich op het eiland De Krooneend acht jaar lang een kolonie (max. 129 paar in 1959) bevond (figuur 67). Begin jaren zestig beleefden de sternpopulaties in Nederland een dramatisch dieptepunt door lozingen van gechlorideerde koolwaterstoffen door een fabriek aan de Nieuwe Waterweg in de periode 1958-65 (Brenninkmeijer & Stienen 1992, Stienen & Brenninkmeijer 1992). Hoewel deze lozingen geen direct effect zullen hebben gehad op de broedvogels van de IJsseldelta nam ook hier het aantal paren af; de Grote Sterns verdwenen na 1964 geheel. Omdat Grote Sterns voedsel zoeken tot 15 of zelfs 40 km van hun kolonie is het zeker niet onmogelijk dat verontreinigd voedsel uit de IJssel van invloed is geweest op het verdwijnen van deze sterns (afstand Krooneend - Ketelmeer ca. 25 km), maar de successie van de vegetatie op de broedplaatsen heeft wellicht een grotere rol gespeeld. In figuur 68 is het aantal broedparen van Vissief en Kokmeeuw op eilandjes in de randmeren uitgezet tegen de leeftijd van die eilandjes. Daaruit blijkt dat de Vissief, die een min of meer kale ondergrond vraagt, vooral profiteert in de eerste jaren na de aanleg. Als de vegetatie-ontwikkeling voortschrijdt, nemen de Kokmeeuwen, die hun nest bij voorkeur bouwen in een ruige gras- of kruidenvegetatie, het eiland geleidelijk over. Vissieven hebben dus de beste kansen als de vegetatie-ontwikkeling bijv. door wisselende waterstanden wordt belemmerd. Tegenwoordig zijn er grote kokmeeuwenkolonies op de Zegge in het Wolderwijd (tot meer dan 10.000 paar) en De Kluut in het Veluwemeer (tot meer dan 20.000 paar). Vissieven broeden nog op De Kluut en op 't Hoorntje (ook wel Huizerhoef genoemd) in het Gooimeer (ca 750 paar; Mayenburg 1995). Voor Vissieven en andere kale-grond broeders is tenslotte bij de Stichtse Brug in het Eemmeer in januari 1993 een ca. 1 ha grote zandplaat ("De Vissief") aangelegd. Mede onder de toenemende druk van recreatie en de vegetatiesuccessie verplaatste een deel van de sterns van 't Hoorntje zich in 1994 naar dit eilandje (Mayenburg 1995). Recent kwamen hier ook enkele Zwartkopmeeuwen tot broeden, nadat in 1992 al een broedgeval op 't Hoorntje was geconstateerd (med. D. Jonkers). Het broedareal van deze mediterrane soort breid zich de laatste jaren uit. In Nederland is vooral in het deltagebied sprake van een toenemend aantal broedgevallen, waarbij het Volkerak een bijzondere plaats inneemt (van Dam & Noordhuis 1996).



Figuur 67 Aantallen broedparen van Vissief en Grote Stern in de randmeren en (Vissief) elders in Flevoland (SBR).



Figuur 68 Aantal broedparen van Vissief en Kokmeeuw op eilandjes in de randmeren als functie van de leeftijd van die eilandjes. Inbegrepen zijn Reve, Abbert, Eek (Drontermeer), Zwaan, Krooneend, Kluut (Veluwemeer), Zegge (Wolderwijd) en Dode Hond (Eemmeer).

10. Ecotoxicologie

Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA), Els de Jong (RIZA) en Henk Pieters (RIVO)

Inleiding

Al sinds een lange reeks van jaren worden binnen het chemische meetprogramma van MWTL concentraties van een deel van de (schadelijke) stoffen in het water, zwevend stof en waterbodem gemeten. Concentraties van toxicanten op zich geven echter niet voldoende informatie over de risico's voor het ecosysteem, daarvoor moet inzicht bestaan in de "biologische beschikbaarheid". Daarnaast kan de combinatie van een aantal stoffen een sterker effect veroorzaken dan de individuele stoffen. De beschikbaarheid voor biota en de eventuele cumulatieve effecten worden daarom bestudeerd door middel van ecotoxicologisch onderzoek in gestandaardiseerde tests. Het onderzoek richt zich dus op drie compartimenten van het systeem: water, bodem en biota (accumulatie).

Methoden

Toxiciteit van het oppervlaktewater

De toxiciteit van het oppervlaktewater wordt vastgesteld door het te concentreren en aan te bieden aan de licht producerende bacterie *Photobacterium phosphoreum*. De eventuele remming van deze luminescentie, uitgedrukt in de Toxiciteitsindex (TI), is een maat voor de verontreiniging. In verband met de gebruikte methoden (adsorptie aan "XAD-hars" en elutie met een organisch oplosmiddel) gaat het daarbij om effecten van organische verbindingen, de biologisch meest actieve stoffen. Metalen, sterk polaire en hydrofiele verbindingen komen in het concentraat niet voor. Bij een TI van 1 of meer is er sprake van acuut gevaar voor biota. Deze tests worden maandelijks uitgevoerd met water uit de Rijn (Lobith) en de Maas (Eysden). In april, juni, augustus, oktober en december 1993 werden ze ook uitgevoerd met water uit het Ketelmeer en het Wolderwijd.

Waterbodemkwaliteit

Voor MWTL wordt de waterbodemkwaliteit gemonitord in het Ketelmeer en in het Wolderwijd (Maas 1993). Hierbij wordt de zogenaamde TRIADE-benadering gevolgd (zie ook

het intermezzo van Van de Guchte, pag. 35 in Prins *et al.* 1993). Volgens deze benadering worden chemische metingen in de bodem gecombineerd met twee typen biologisch onderzoek:

Toxiciteit van sediment en poriewater

De toxiciteit van het sediment wordt bepaald door middel van bioassays waarin eipakketten van muggenlarven (*Chironomus riparius*) worden blootgesteld aan het sediment. Er wordt gekeken naar de overleving, groei, ontwikkeling en voortplanting van deze organismen gedurende een periode van 28 dagen (Van Urk & Kerkum 1991, Maas 1993).

De toxiciteit van het poriewater wordt bepaald door middel van bioassays waarin watervlooiën (*Daphnia magna*) worden blootgesteld aan een verdunningsreeks van gecentrifugeerd poriewater. Gedurende 21 dagen worden vervolgens sterfte en reproductie gemeten. Het eindoordeel over de beide bioassays wordt bepaald door de effectparameter waarvoor het ernstigste effect is waargenomen.

Effectparameters in het veld

Via dichtheid, soortensamenstelling en het voorkomen van fysieke afwijkingen kan de bodemfauna ook in het veld aanwijzingen geven omtrent de waterbodemkwaliteit. In het kader van biologische monitoring worden de dichtheden van Chironomiden (muggenlarven) in de waterbodem bepaald. Bij het geslacht *Chironomus* wordt bovendien vastgesteld welk percentage van de dieren afwijkingen aan de kaken vertoont (zie ook intermezzo).

De resultaten uit deze drie groepen worden ingedeeld in drie klassen: weinig of geen effect, matig effect en ernstig effect. Bij de chemische analyses komen de grenzen tussen deze klassen overeen met resp. de grenswaarde/AMK2000 en de signaleringswaarde (de toetsingswaarde, zie Prins *et al.* 1993 pag. 32, wordt hier niet gebruikt). Bij de bioassays wordt een complex van waarden m.b.t. groei, voortplanting en sterfte gebruikt (Mulder & Espeldoorn 1992) en bij de veldparameters worden de grenzen gesteld op 1500 *Chironomus*-larven per m² en 10 % misvormingen resp. 500/m² en 20 % misvormingen



Foto 22

Door gemaal Lovink wordt jaarlijks een grote hoeveelheid water vanuit de polders naar de randmeren gepompt (zie o.a. hfdst. 2, figuur 5). Door de lage fosfaatgehalten in de polder heeft dit een gunstig effect op de waterkwaliteit in de randmeren. Met dit water komt echter ook een zekere hoeveelheid bestrijdingsmiddelen de meren binnen.

Through this pumping engine large amounts of water enter the borderlakes yearly (see chapter 2, Figure 5). This water is low in phosphorous, resulting in better water quality in the lakes. However, this water also carries a certain amount of herbicides and insecticides into the lakes.

Tabel 19

Dichtheid en soortrijkdom van muggenlarven op de macrofauna-locaties (voor Ketelmeer zie figuur 70) in september 1993. In de TRIADE-benadering wordt uitgegaan van matig effect van verontreiniging bij *Chironomus*-dichtheden lager dan 1500, ernstig effect onder 500/m², ongeacht de sedimentsamenstelling. Maas (1993, naar AquaSense 1993) geeft "normaalwaarden" per sedimenttype, waarbij lagere dichtheden een aanwijzing zijn voor effect van verontreinigingen. Dergelijke effecten lijken vooral op te treden op de sliblocaties in het Zwarte Meer en het middengedeelte van het Ketelmeer (vetgedrukte waarden). In het laatste geval is ook de soortenrijkdom bijzonder laag, een andere aanwijzing voor een slechte bodemkwaliteit. Den Besten (1993) classificeerde op sliblocaties in de Nieuwe Merwede gemeenschappen met 4 of minder soorten als verstoord. Opvallend is dat op grond van deze criteria ook enkele locaties in de Veluwerandmeren slecht scoren. Er is echter niet gekeken naar de fysieke geschiktheid van het sediment voor muggenlarven, bijv. in de vorm van de stabiliteit van de bodem (*Ks-waarde).

Density and number of species of chironomids in bottomsamples from the borderlakes. Figures printed fat may represent effects of toxic substances.

Zwarte Meer			Ketelmeer			Dronter-/Veluwemeer			Wolderwijd			Gooimeer			
<i>Chironomus</i>	tot	N	<i>Chironomus</i>	tot	N	<i>Chironomus</i>	tot	N	<i>Chironomus</i>	tot	N	<i>Chironomus</i>	tot	N	
zand (normaalwaarden <i>Chironomus</i> 0-50, totaal chironomiden 600-2850), sand															
1	2027	4424	12	253	2982	8	1198 ¹	9617 ¹	9	1629	1984	5	19	2904	9
2	760	4638	8	1812	5866	8	19	4131	11	1929	4930	9	0	4755	6
3	117	292	5	877	2553	6	2280	3449	6	195	838	7	0	3897	5
Slib (normaalwaarden <i>Chironomus</i> 500-2800, totaal chironomiden 1050-2850), silt															
4	132	548	8	227	227	1	28 ¹	3914 ¹	15	1153	1399	4	151	5918	6
5	19	303	5	189	208	2	1078	1078	1	359	492	2	794	2264	5
6	113	246	4	57	57	1	397	454	3	321	321	1	1247	3139	5

¹ Drontermeer

(deze classificatie houdt echter geen rekening met de sedimentsamenstelling, zie commentaar tabel 19).

Bioaccumulatie in Driehoeksmossel en Aal

Voor het meten van accumulatie in biota zijn twee diersoorten van verschillende trofische niveau's gekozen: de Driehoeksmossel en de Aal (Maas 1993). De Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* is een primair consument die zich voedt door zwevend materiaal uit het water te filteren. Toxicanten die aan het zwevend stof zijn gebonden accumuleren vervolgens in de weefsels van de mossel. Door mosselen, afkomstig uit het relatief schone IJsselmeer, gedurende enkele weken in netjes uit te hangen op de monsterlocaties en vervolgens metingen te doen, wordt een relatieve maat voor accumulatie op de betreffende locaties verkregen (Pieters 1993b, Pieters & Verboom 1994). Daarnaast worden metingen gedaan aan mosselen uit lokale populaties, waardoor een beeld wordt verkregen van accumulatie op lange termijn.

De Aal *Anguilla anguilla* is een secundaire consument, die leeft van een breed spectrum aan voedseltypen, waaronder vis en Driehoeksmosselen. De Aal heeft een hoog vetgehalte, waardoor vooral lipofiele verbindingen in de weefsels ac-

cumuleren. Door consumptie van Aal bestaat via "doorvergiftiging" gevaar voor verdere accumulatie in toppredatoren als visetende vogels, Otters en de mens. Voor de metingen wordt gebruik gemaakt van op locatie gevangen Aal met een lengte van 30-40 cm. Deze zogenaamde "Rode Aal" migreert niet veel, waardoor de metingen representatief zijn voor de situatie op de betreffende locatie. Alleen als er niet voldoende (25) Rode Aal beschikbaar zijn, worden ook grotere vissen gebruikt (Pieters 1993a, 1994, Pieters *et al.* 1995).

De metingen aan Driehoeksmosselen worden alleen in de peiljaren verricht (voor de randmeren 1993), die aan Rode Aal jaarlijks. In de randmeren worden metingen gedaan in het Ketelmeer en in het Wolderwijd. Toetsing van de gemeten gehalten vindt plaats aan de "blanco waarden" (gehalten Driehoeksmosselen in het IJsselmeer) en aan het "Maximaal Toelaatbare Risico" (MTR). Dit is het verontreinigingsniveau, waarbij 95 % van de organismen in het ecosysteem is beschermd. Hierbij is rekening gehouden met doorvergiftiging (Beek 1995).

Resultaten 1992-94

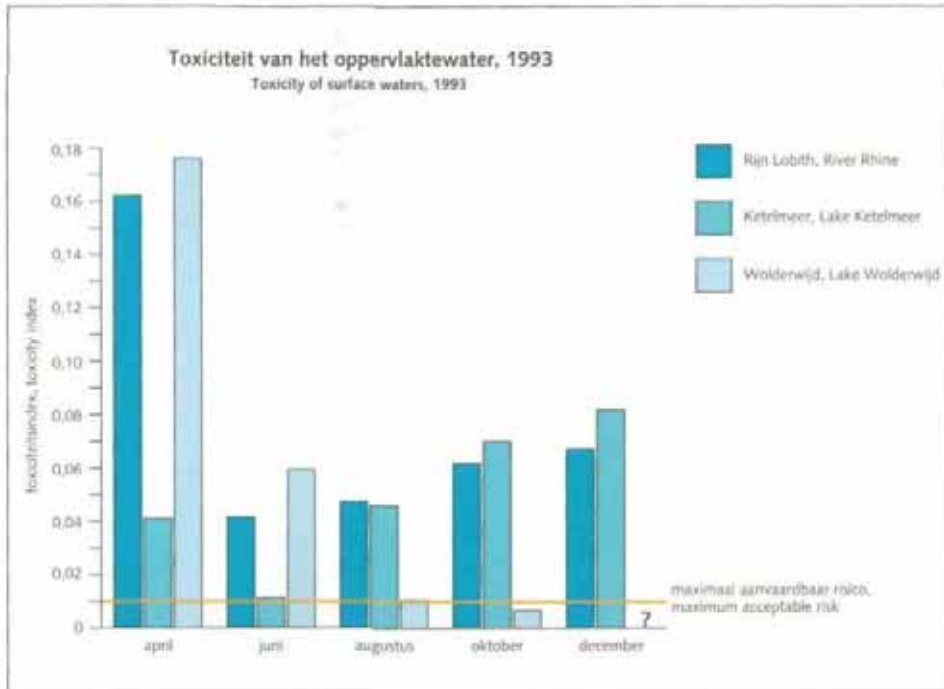
Deltarandmeren

Toxiciteit van het oppervlaktewater

Net als in de Rijn overschreed in het Ketelmeer de belasting met organische microverontreinigingen in 1993 in bijna alle monsters het niveau van het aanvaardbaar risico (TI>0.01). Het niveau voor acuut gevaar (TI>1) werd echter niet bereikt. De resultaten vertonen een grote spreiding en er zijn geen significante verschillen met de situatie in de Rijn (de Zwart & Polman 1993, 1994; figuur 69).

Waterbodemkwaliteit

In het Ketelmeer werden in 1993 bij metingen van chemische verbindingen in de bodem overschrijdingen van AMK-2000 waarden geconstateerd. Terwijl andere overschrijdingen in de randmeren alleen PAK's betroffen, werd in het Ketelmeer ook de AMK-2000 voor zware metalen overschreden. Uit gegevens van Winkels en van Diem (1991) en Platteeuw *et al.* (1993) blijkt dat de verspreiding van met name de metalen in de Ketelmeerbodem sterk gerelateerd is aan sedimentkenmerken als gehalten van organisch stof en lutum (korrelgrootteverdeling). Het slibrijke



Figuur 69

Toxiciteitsindex van water uit het Ketelmeer en het Wolderwijd, vergeleken met die van water uit de Rijn bij Lobith. In alle gevallen lag de index ver onder het niveau van acuut gevaar ($T=1$). In het Wolderwijd daalde de index zelfs onder het niveau van het maximaal aanvaardbaar risico.

Toxicity-index of water from Lake Ketelmeer and Lake Wolderwijd, compared to indexes of water from the River Rhine at Lobith. All indexes were below the danger level ($T=1$). In Lake Wolderwijd the index even decreased until it was below the maximum acceptable risk in October.

middengedeelte van het meer is het meest verontreinigd, een groot deel van de bodem valt hier in klasse 3 (figuur 70).

De bioassays zijn uitgevoerd met sediment uit het westelijke deel van het Ketelmeer. Er werd hier geen ernstig of zelfs matig effect van sediment en poriewater geconstateerd. In het veld werden op dezelfde locatie muggenlarven aangetroffen in hoge dichtheden; gem. 4485 ind./m², waarvan 4369 uit het geslacht *Chironomus* (AquaSense 1995). Wel was het percentage dieren dat afwijkingen vertoonde vrij hoog (14%). Uit vergelijking met figuur 70 blijkt echter dat dit beeld niet representatief is voor het hele meer, omdat het meetpunt gelegen is op een relatief zandige en (dus) "schone" locatie. Op de zes macrofauna-locaties werden veel lagere dichtheden van *Chironomus* gevonden (Klink *et al.* 1993; tabel 19). In deze monsters werden in zandsubstraat (in het oosten van het Ketelmeer) gemiddeld 2553-5866 muggenlarven per m² gevonden, behorende tot gem. 7.3 soorten per locatie. Van de muggenlarven van het geslacht

Chironomus (253-1812/m²) vertoonde 2% afwijkingen (N=150). In slibsubstraat (uit het middengedeelte van het meer) bedroegen de dichtheden echter gemiddeld slechts 57-227 ind./m², ondanks dat *Chironomus* in principe een voorkeur heeft voor slibrijk substraat. Ook de soortenrijkdom was op deze locaties uitzonderlijk laag; afgezien van een enkele vondst van *Polypedilum* sp. werd op de sliblocaties alleen *Chironomus plumosus* gevonden. Niet minder dan 24% hiervan vertoonde afwijkingen (N=25). Zowel de lage dichtheden en de geringe soortenrijkdom als het hoge percentage afwijkingen wijzen op ernstig effect van verontreinigingen in het middengedeelte van het Ketelmeer.

Ook in het Zwarte Meer waren de dichtheden in slib laag, maar er werden in dit substraat geen afwijkingen gevonden (N=14) en de soortenrijkdom was met gem. 5.7 soorten per locatie beduidend hoger dan in het slib uit het Ketelmeer (Klink *et al.* 1993; zie ook hoofdstuk 7).

Het Vossemeer ontvangt veel van zijn water vanuit het Ketelmeer, en ondervindt ook invloed

van de kwaliteit van dit water. Kerkum en van Urk bepaalden in 1987-89 dichtheden van muggenlarven langs een raai van zes locaties die van de monding van de IJssel het Vossemeer in liep. Langs deze raai namen de gehalten van verontreinigingen af. Ze vonden toenemende dichtheden van *Chironomus* en afnemende percentages kaakafwijkingen (Kerkum & van Urk 1989; zie ook intermezzo). Later werd in bioassays met sediment van dezelfde locaties eveneens een afnemende invloed van de bodem op groei en overleving van muggenlarven en *Daphnia*'s gevonden (Mulder & Espeldoorn 1992).

Op grond van deze resultaten werd het effect op de vier meest westelijke locaties geclassificeerd als "ernstig". Hoewel er op grond van de gemeten gehalten geen noodzaak tot saneren bestaat, geven de veldstudies en de bioassays aan dat de kwaliteit van de bodem suboptimaal is. Het effect op de twee oostelijke locaties werd geclassificeerd als "gering".

Bioaccumulatie

Zware metalen

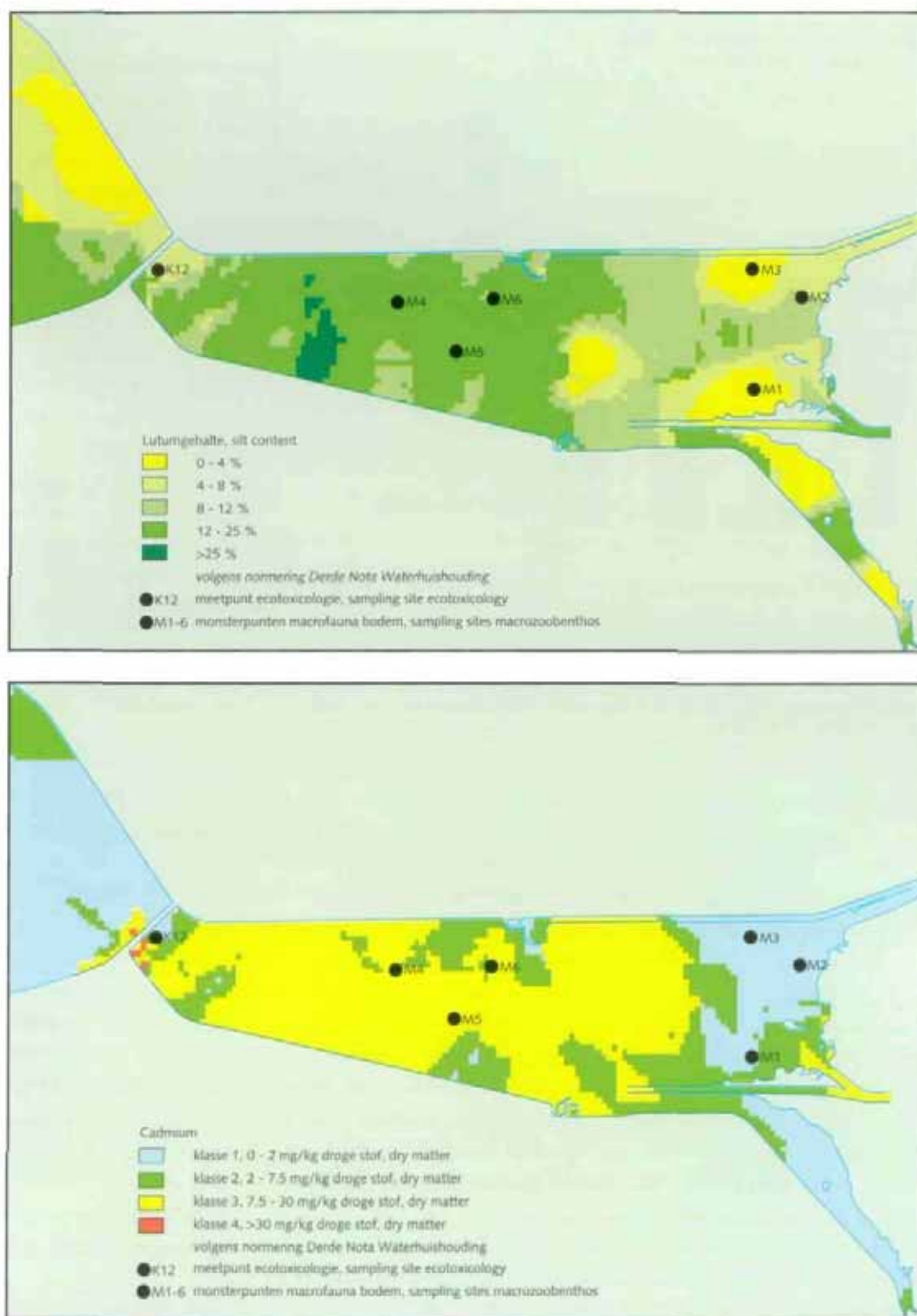
In het Ketelmeer bleef in 1993 het kwikgehalte in Driehoeksmosselen min of meer onveranderd t.o.v. de blanco uit het IJsselmeer (Pieters & Verboom 1994; figuur 71). Het cadmiumgehalte verdubbelde echter bijna en het gehalte van lood nam zelfs toe met een factor 5.5. Het kwikgehalte in Driehoeksmosselen bleef onder de MTR, maar in Rode Aal uit het Ketelmeer werd de MTR voor vis in 1992, 1993 en 1994 overschreden (figuur 74). Lood bleef in de Driehoeksmosselfeels eveneens onder de norm. Het cadmiumgehalte daarentegen overschreed zelfs in de blanco (IJsselmeer) de MTR, en wel met een factor 5. Voor cadmium vormt het IJsselmeer dus in feite geen geschikte referentie; in andere "schone" wateren, zoals de Asseltse Plassen en de Maarsseveense Plassen, worden gehalten gevonden die een factor 10 lager liggen. In Rode Aal werden lood en cadmium niet gemeten.

Polychloorbifenylen

Na het uitzetten van mosselen in het Ketelmeer nam het gehalte aan PCB's met gemiddeld een factor 6 toe ten opzichte van de blanco. Bij de

Sediment en verontreiniging bodem Ketelmeer

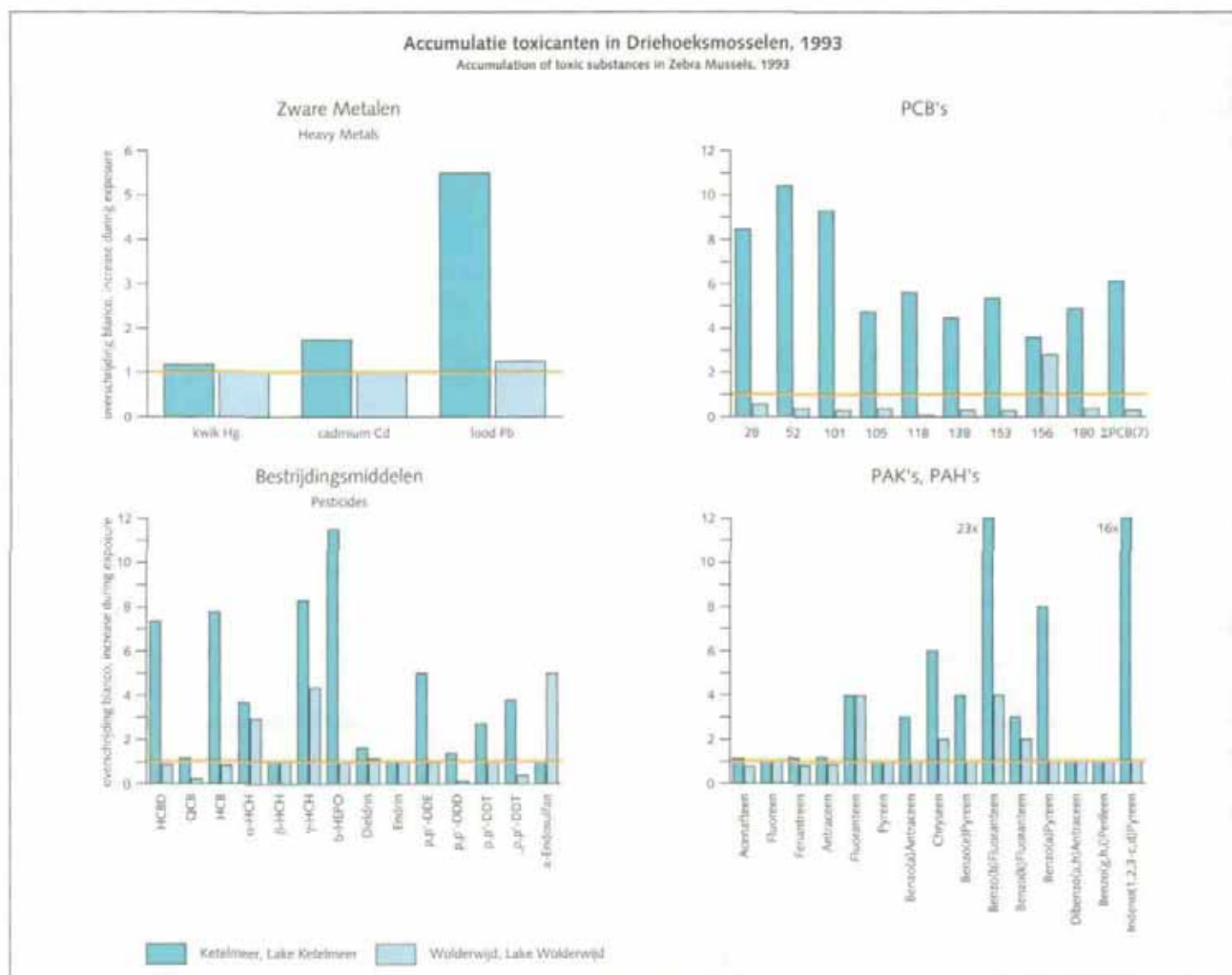
Sediment and pollution bottom Lake Ketelmeer



Figuur 70

Lutumgehalte en de verspreiding van cadmium in de bodem van het Ketelmeer. De gehalten van met name zware metalen zijn sterk gerelateerd de gehalten van lutum en organisch stof in de bodem. Dit betekent dat de siltrijke bodems waarvoor *Chironomus* een voorkeur heeft ook het meest verontreinigd zijn. De siltlocaties uit de macrofaunabemonstering geven dan ook de grootste afwijkingen in dichtheden en morfologie van muggelarven te zien (tabel 19). Het sediment op het meetpunt Ketelmeer-West, dat voor monitoring van ecotoxicologie wordt gebruikt, is zandiger en laat minder effect op de bodemfauna zien. De kaarten zijn geproduceerd door TAUW Infra Consult en overgenomen uit Platteeuw *et al.* 1993.

Content of lutum and distribution of cadmium in the sediment of Lake Ketelmeer. Especially heavy metal concentrations are strongly related to lutum and organic matter content in the sediment. This means that the silty sediments that Chironomus prefers, are also most polluted. Locations in the siltiest part of the lake show the lowest densities and highest proportions of abnormal development (tabel 19).



Figuur 71

Accumulatie van toxicanten in de weefsels van uitgegangene Driehoeksmosselen. Ten opzichte van het IJsselmeer, waar de mosselen vandaan kwamen, trad in het Ketelmeer accumulatie op van lood, PCB's en enkele bestrijdingsmiddelen en PAK's. In het Wolderwijd vond veel minder accumulatie plaats en namen de gehalten van PCB's zelfs af. Opvallend is wel het effect van lokaal gebruikte bestrijdingsmiddelen lindaan (HCH) en endosulfan.

Accumulation of toxic substances in Zebra Mussels from Lake IJsselmeer, exposed to Lake Ketelmeer and Lake Wolderwijd water during a few weeks. In Lake Ketelmeer lead, PCB's and some pesticides and PAH's accumulated strongly. Lake Wolderwijd showed much less effect, but locally used herbicides lindan (HCH) and endosulfan did accumulate.

lager gechloroerde PCB's (28, 52) is de toename groter dan van de hoger gechloroerde PCB's (153, 180; figuur 71). Dit wijst op een hoge actuele concentratie van de lager gechloroerde PCB's in het Ketelmeer in vergelijking met het referentiegebied. Waarschijnlijk is de nalevering van de lager gechloroerde PCB's door het verschil in vluchtigheid uit de waterbodem groter. In mosselen die uit het Ketelmeer zelf afkomstig waren werden recent PCB-gehalten gevonden die twee tot drie keer zo hoog waren als die in de uitgezette mosselen (Pieters 1991). Er zijn echter geen overschrijdingen van de MTR-waarde geconstateerd.

Organochloor Bestrijdingsmiddelen

De gehalten van een aantal bestrijdingsmiddelen in Driehoeksmosselen zijn in 1993 in het Ketelmeer sterk toegenomen t.o.v. de blanco in het IJsselmeer. Daaronder zijn HCB en HCBd (toename met faktor 7-8), α- en γ-HCH (4x en 8x), β-HEPO (11.5x) en diverse afbraakproducten van DDT (3-5x). Verwante stoffen als QCB en β-HCH namen niet of nauwelijks toe. In 1990 is het gehalte aan HCB van plaatselijk gevangen mosselen in waterbodem van het Ketelmeer bepaald (Pieters 1991, Pieters & Taai 1991). Deze plaatselijk gevangen mosselen bevatten ongeveer

twee maal zo veel HCB als de Driehoeksmosselen die uit het IJsselmeer afkomstig waren (1993). In het Ketelmeer ligt de HCB-concentratie in het oppervlaktewater duidelijk lager dan in de Rijn. Dit is het gevolg van voortgaande verdamping van HCB over het traject naar deze oppervlaktewateren. Geen van de gemeten stoffen overschreed in het Ketelmeer de MTR, ook niet de MTR voor vis in de weefsels van Rode Aal.

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen

Een deel van de PAK's nam in de Driehoeksmosselen in het Ketelmeer sterk toe. Dit geldt met

name voor Fluoranteen (4x), Benzo(b)fluoranteen (23x) en Indeno(1,2,3-c,d)pyteen (16x), drie van de zes "PAK's van Borneff". De som van deze PAK's (6vB) nam daardoor toe met een factor 7. Toch waren de gehalten nog aanzienlijk lager dan in mosselen uit de lokale populatie (Pieters 1991). De gehalten aan tri- en tetrachloorbenzenen in de Rode Aal lagen allen beneden de detectiegrens. Het gehalte aan penta-chlooranisool lag in de meeste aalmonsters rond 1 mg/kg of lager. In het Ketelmeer bedroeg het gehalte 4 mg/kg. De gehalten lagen allen onder de MTR-grenzen.

Veluwerandmeren

Toxiciteit van het oppervlaktewater

De toxiciteitsindex van het water uit het Wolderwijd was, net als in de Rijn, in april relatief hoog, hoewel geen sprake was van benadering van het niveau van acuut gevaar. Later in het seizoen daalde de index, en vanaf augustus lag deze op of onder het niveau van aanvaardbaar risico (figuur 69).

Waterbodembkwaliteit

De concentraties van chemische verbindingen in het Wolderwijd voldeden aan de Algemene milieukwaliteit 2000. Hetzelfde gold voor enkele locaties waar buiten het MWTL-programma om

metingen werden verricht. In het Drontermeer werd de AMK2000 overschreden door PAK's, maar de signaleringswaarde werd niet bereikt.

In de bioassays met water en sediment uit het Wolderwijd werden geen ernstige effecten geconstateerd. Wel was er een matig effect op de reproductie van *Daphnia*. De bij de bioassays behorende dichtheid van muggelarven in het veld was hoog: 8214 ind./m². Het percentage dieren met afwijkingen bedroeg 7 %. Beide waarden liggen onder het criterium voor matig effect. Onder de macrofauna-locaties in het Wolderwijd waren er echter een aantal met lagere dichtheden en geringe soortenrijkdom (tabel 19), maar een zeer uitgebreide gridbemonstering in oktober 1991 (Kerkum ongep.) laat een gunstiger beeld zien (figuur 72). Op de macrofauna-locaties in het Veluwemeer werden in 1993 ongeveer dezelfde dichtheden gevonden als in het Wolderwijd, maar op de twee locaties in het Drontermeer waren de dichtheid en de soortenrijkdom opvallend groot (tabel 19).

Bioaccumulatie

Zware metalen

In het Wolderwijd vond in Driehoeksmosselen bij geen van de drie metalen een duidelijke toename ten opzichte van de blanco plaats. In Rode

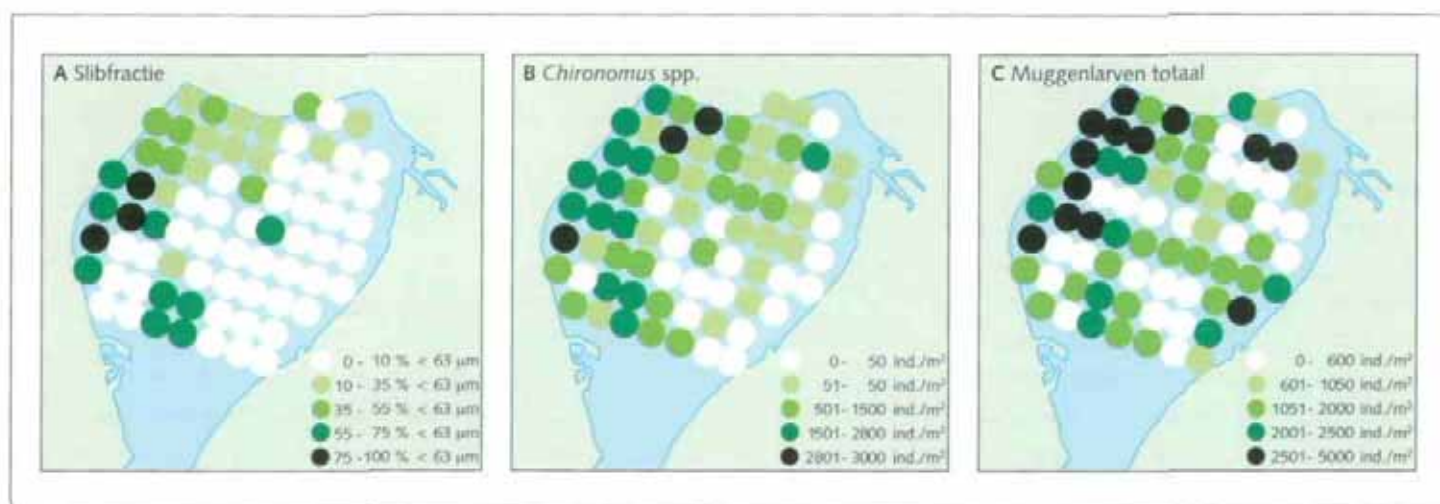
Aal was het kwikgehalte in 1992-94 gelijk aan de MTR, die op zijn beurt is gelijkgesteld aan de achtergrondwaarde.

Polychloorbifenylen

In het Wolderwijd is het totale gehalte van PCB's in mosselen met een factor 2 tot 3 gedaald ten opzichte van de blanco (figuur 71). Daling van de gehalten kan voorkomen door groei van de mosselen en/of een toename van het vetgehalte ("verdunding"). De som van de PCB's (Σ PCB(7) op vetbasis) nam echter met 70 % af, terwijl de toename van het vetgehalte slechts 20 % bedroeg. Mogelijk weten Driehoeksmosselen door excretie een deel van hun PCB's kwijt te raken, in tegenstelling tot Rode Aal (Pieters & Verboom 1994, de Boer *et al.* 1994). In het Wolderwijd waren de PCB-gehalten beduidend lager dan in het Ketelmeer, d.w.z. dat ook hier de MTR niet bereikt is. Ook het gehalte van PCB-153 in Rode Aal was zeer laag.

Organochloor Bestrijdingsmiddelen

Met uitzondering van endosulfaan waren in het Wolderwijd alle gehalten van bestrijdingsmiddelen in Driehoeksmosselen beduidend lager dan in het Ketelmeer. QCB nam zelfs sterk af (5x). Dit komt o.a. omdat bijv. de verontreiniging van HCB, HCBd, QCB en OCS voornamelijk uit industriële bronnen afkomstig is, waardoor de



Figuur 72
Slibgehalte en de verspreiding van muggelarven in het Wolderwijd, oktober 1991. Bemonsteringen van punten op een grid met onderlinge afstanden van 400 meter (Kerkum ongepubliceerd). De dichtheden beantwoorden, rekening houdend met het sediment, in bijna het gehele gebied aan de normaalwaarden die worden weergegeven in tabel 19. Silt content (A) and densities of chironomids (B= *Chironomus spp.*, C= total) in Lake Wolderwijd, October 1991. At almost all locations (400 m apart) densities show little effect of toxics regarding the local sediment composition.

gehalten vooral in het rivierengebied verhoogd zijn. Substantiële toename t.o.v. de blanco werd in het Wolderwijd gevonden bij α - en γ -HCH (3 resp. 4x), dat een groot deel van het technisch mengsel linaan vormt. Het gehalte van endosulfaan was zo hoog dat de MTR werd overschreden met een factor 12,5. Zowel linaan als endosulfaan behoren tot de organofosforverbindingen, die in de Veluwerandmeren tot de probleemstoffen behoren. Ze worden als bestrijdingsmiddel gebruikt in de land- en tuinbouw, die in de omgeving van de Veluwerandmeren vooral in de polders plaatsvindt. Een groot deel van de bestrijdingsmiddelen komt dan ook via gemaal Lovink de Veluwerandmeren binnen. Een ander deel komt in de meren terecht via depositie en via de waterzuiveringsinstallaties van Harderwijk en Elburg. De laatste fractie berust uiteindelijk ook op depositie, want op het oude land neemt land- en tuinbouw t.o.v. veeteelt een ondergeschikte rol in (Rijdsijk in prep.).

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen

Ook in het Wolderwijd waren enkele PAK's in Driehoeksmosselen verhoogd t.o.v. de blanco, maar in beduidend mindere mate dan in het Ketelmeer (figuur 71). De PAK's van Borneff namen samen toe met een factor 3, terwijl bij de andere PAK's die gemeten werden nauwelijks sprake was van toename. Ook de gehalten van tri- en tetrachloorbenzenen en van pentachlooranisol in Rode Aal waren beduidend lager dan in het Ketelmeer.

Zuidelijke Randmeren

In de zuidelijke randmeren is in het kader van MWTL relatief weinig informatie verzameld. Uit ander onderzoek wordt onder meer duidelijk dat het Eemmeer ten opzichte van andere locaties in het IJsselmeergebied vrij zwaar is belast met bestrijdingsmiddelen. In 1993 overschreed in het water een zevental stoffen de MTR. Daaronder waren de insecticiden malathion (10x) en mevinfos (2x), de fenolherbiciden dinoseb, dat in Nederland en buurlanden verboden is (3x), en dinoterb (15x), triazine uit de maïsteelt (4x) en diuron, dat in de fruitteelt wordt gebruikt (600x) (Phernambucq *et al.* 1996).

Waterbodemkwaliteit

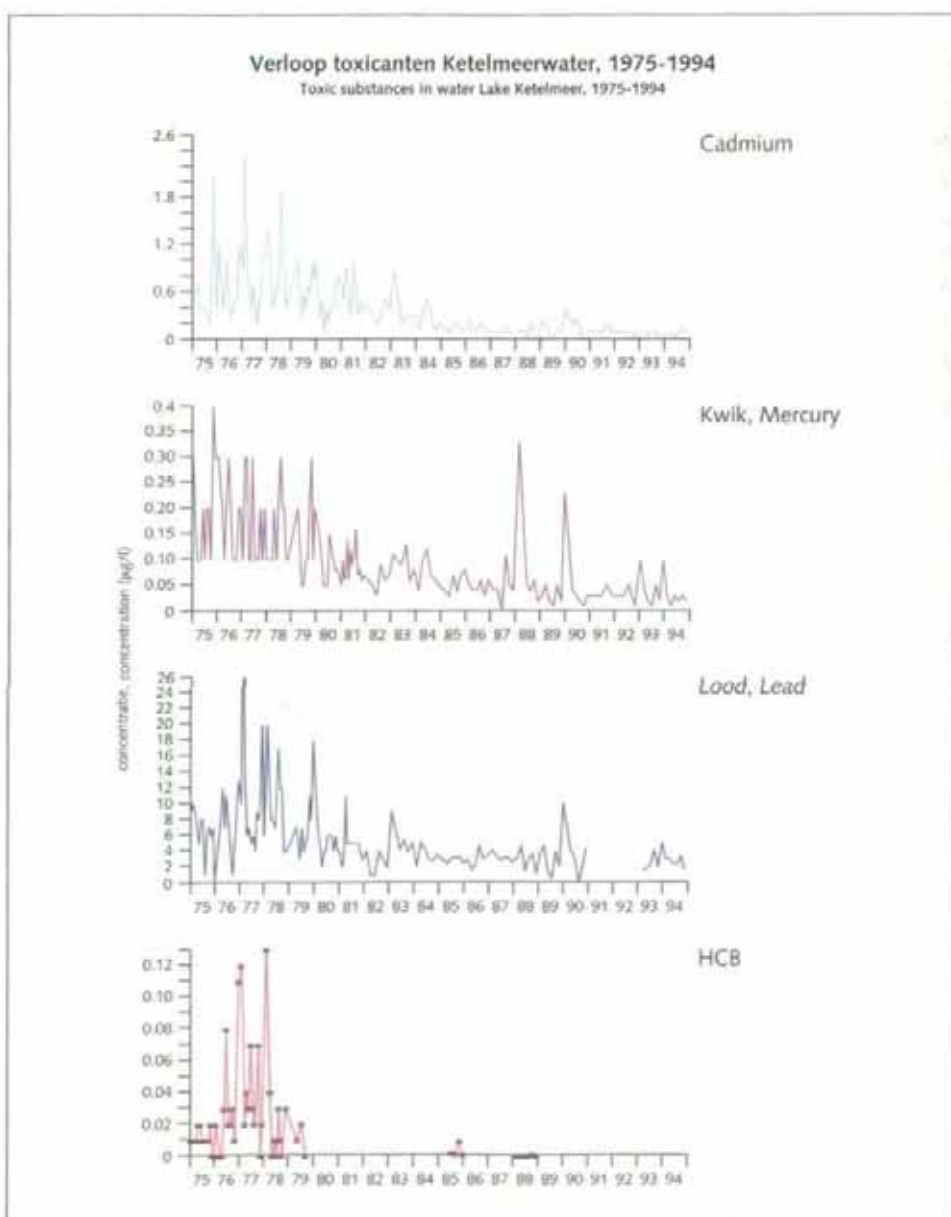
De concentraties van chemische verbindingen in het Eemmeer voldoen aan de Algemene Milieukwaliteit 2000. In bioassays (buiten het MWTL-programma) werden matige effecten geconstateerd op groei en overleving van *Daphnia* en *Chironomus*. De veldichtheid van muggelarven in het Eemmeer bedroeg 1041/m², waarvan 898 *Chironomus*, en het percentage afwijkingen 15 %. Net als de bioassays wijst de veldsituatie dus op matig effect.

Voor de macrofaunabemonstering zijn geen

locaties in het Eemmeer bemonsterd. De bodemkwaliteit is hier vergelijkbaar met die van het Eemmeer, d.w.z. relatief goed (Rijkswaterstaat 1993). Van de zes locaties in het Gooimeer gaven vooral de sliblocaties opvallend hoge dichtheden en een relatief grote soortenrijkdom te zien (tabel 19).

Historisch Overzicht

Al in het begin van de eeuw namen gehalten van toxicanten in water en bodem toe door allerlei



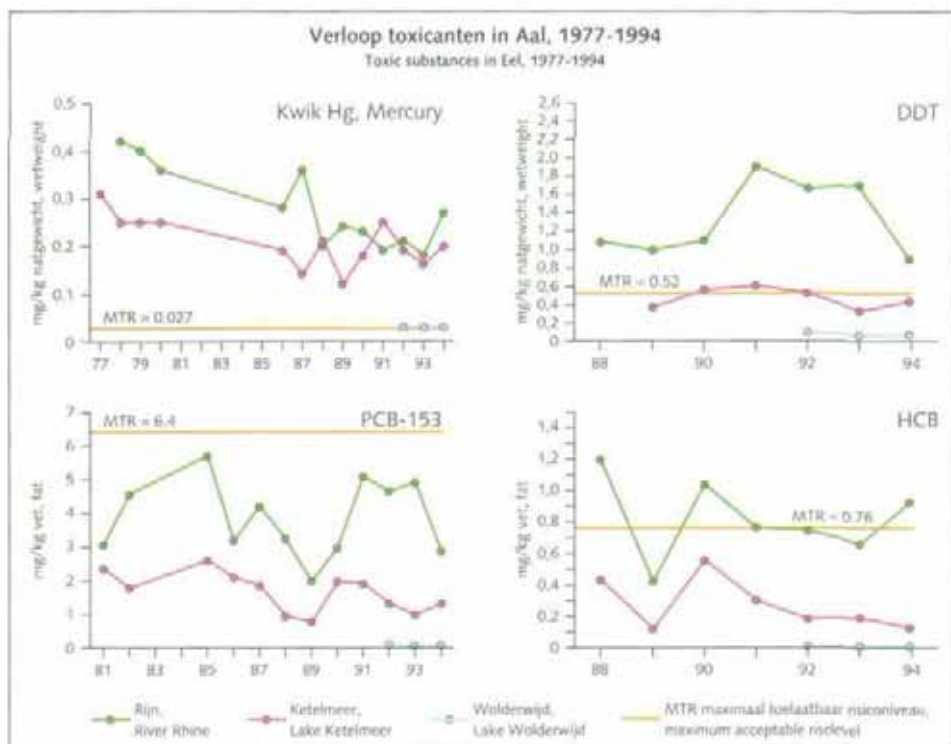
Figuur 73

Verloop van het gehalte van enkele metalen en HCB in het water van het Ketelmeer vanaf 1975. Door verminderde emissie daalden de gehalten vooral in de tweede helft van de jaren zeventig en de eerste helft van de jaren tachtig. Concentration of heavy metals and HCB in the water of Lake Ketelmeer since 1975. Due to a decrease in emissions concentrations dropped during the late 1970s and early 1980s.

lozingen. Opgelost in water en gehecht aan zwevend stof bereikten toxicanten via de IJssel het IJsselmeergebied, waar na bezinking van het zwevend materiaal de bodem meer en meer werd opgeladen. Door de uitvoering van waterstaatkundige werken, zoals de afsluiting van de Zuiderzee in 1932, en later de vorming van het Ketelmeer bij de aanleg van de polders, veranderde het sedimentatiepatroon. Vooral in het middengedeelte van het Ketelmeer werd IJsselslib afgezet met een hoog lutum- en organisch stofgehalte (resp. ca. 20 en 10%). Er is een sterke positieve correlatie tussen lutum- en organisch stofgehalte en de concentraties van toxicanten (Platteeuw *et al.* 1993; figuur 70), zodat in dit deel van het Ketelmeer de bodem tevens het meest verontreinigd werd. Zowel in het water als in de bodem werden organismen blootgesteld aan hoge concentraties toxicanten en uit de Rijn en

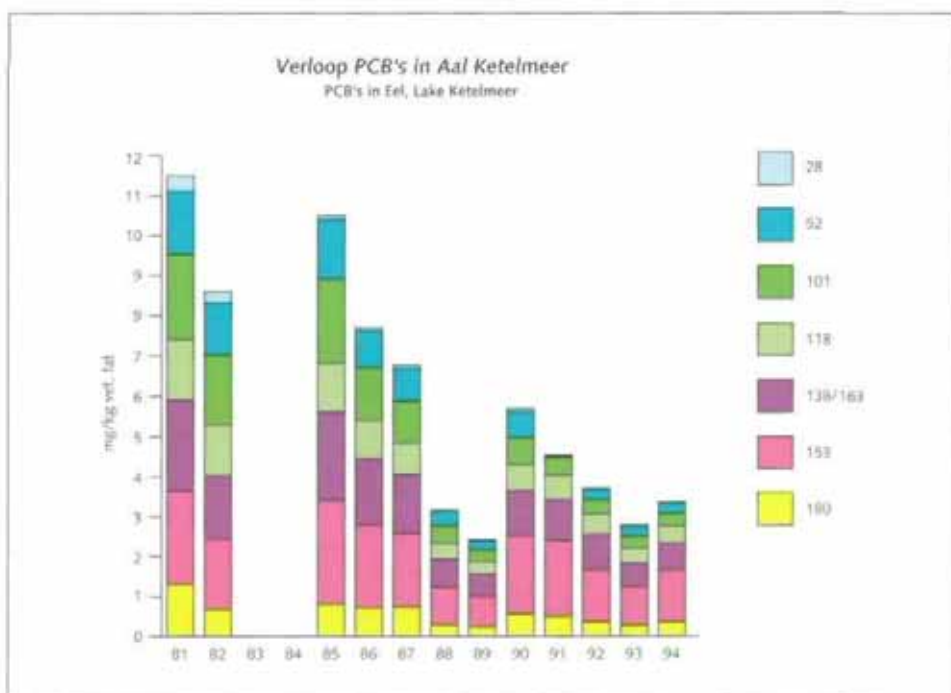
IJssel is bekend dat daardoor veel soorten ongewervelden verdwenen (zie hoofdstuk 7).

In de eerste helft van de jaren zeventig bereikte een groot aantal toxicanten hun hoogste concentraties. Daarna begon door beperking van de emissies de situatie te verbeteren. Vooral tot het midden van de jaren tachtig namen de concentraties van een aantal stoffen in het water sterk af (figuur 73). Iets dergelijks is te zien bij de kwikgehalten in de weefsels van Aal (figuur 74). De laatste tien jaar is deze afname enigszins gestagneerd. De kwaliteit van de bodem en daarmee de blootstelling van bodemorganismen aan toxicanten verandert in principe minder snel dan de waterkwaliteit, afhankelijk van de eigenschappen van de stoffen. Hoewel een zekere "verdunning" plaatsvindt door menging met nieuw afgezet, schoner slib, blijft nalevering vanuit de bodem voor een aantal stoffen lange tijd een rol spelen. Mogelijk is dit de reden waarom bij de sterk lipofiele PCB's in vetweefsel van Aal nog duidelijk afname zichtbaar is, terwijl bij PCB's in het water spake is van stagnatie (hierbij dient te worden opgemerkt dat PCB-153 in Aal de minst overtuigende afname vertoont; figuur 74 en 75). Dat er met betrekking tot de situatie in het Ketelmeer nog het één en ander te doen is blijkt ook uit het feit dat hier nog steeds correlaties kunnen



Figuur 74

Verloop van toxicanten in Aal sinds 1977. De gehalten in Aal uit het Ketelmeer zijn in het algemeen lager dan die uit de Rijn en beduidend hoger dan die gehalten in het Wolderwijd. Terwijl de kwikgehalten in Aal uit de Rijn geleidelijk zijn gedaald, lijkt deze daling in het Ketelmeer in de jaren tachtig te zijn gestagneerd. Concentration of toxic substances in the tissues of Eel. Levels in Eel from Lake Ketelmeer are generally below those in the River Rhine, levels in Lake Wolderwijd are lower still. While mercury levels dropped in Eel from the River Rhine, a similar decrease in Lake Ketelmeer seems to have stopped during the eighties.



Figuur 75

Verloop van zeven PCB's in het vetweefsel van Aal uit het Ketelmeer vanaf 1981. Terwijl de trend voor PCB-153 nog weinig overtuigend is (figuur 74), zijn de gehalten van andere PCB's in Aal duidelijk afgenomen. Concentration of seven PCB's in fat of Eel from Lake Ketelmeer since 1981. Several PCB's decreased more convincingly than PCB-153.

Muggenlarven als indicator voor bodemkwaliteit

In oppervlaktewater adsorberen veel toxische stoffen door hun fysisch-chemische eigenschappen sterk aan het gesuspenseerde materiaal. In sedimentatiegebieden zinkt dit zwevend materiaal met de contaminanten naar de bodem. De verontreinigen kunnen daarna op lange termijn het functioneren van het aquatisch ecosysteem verstoren.

Larven van dansmuggen (Chironomidae), die de bodemfauna in de meren domineren, blijken dienst te kunnen doen als indicatoren voor de accumulatie van toxische stoffen in de bodem (Kerkum en van Urk 1989). Door hun graafgedrag staan muggenlarven in nauw contact met de bodem. Doordat ze zich voeden met sedimentdeeltjes en porewater staan ze intensief bloot aan toxische stoffen die hierin aanwezig zijn. Als gevolg van accumulatie van zware metalen die door middel van diffusie via de huid binnenkomen worden groei en uitvlugsucces van de larven verlaagd. Insecticiden belemmeren soms het vervellingsproces (Grootelaar 1993). Daarnaast vertonen muggenlarven uit verontreinigd sediment vaak afwijkingen, met name aan het kaakapparaat.

Kerkum en van Urk (1989) vonden in de jaren 1987-89 in het Vossemeer een correlatie tussen de mate van bodemverontreiniging en de dichtheid en het voorkomen van afwijkingen aan de monddelen van soorten uit het geslacht *Chironomus*.

Afwijkingen kunnen bestaan uit breuken, overmatige slijtage of misvormingen: extra tanden of het ontbreken van één of meer tanden. Larven met afwijkingen kunnen zich moeilijk tot pop ontwikkelen. Ze blijven daarom achter als andere larven zich verpoppen, zodat het percentage afwijkingen toeneemt.

In combinatie met de dichtheid kan het percentage afwijkingen dienen als indicator voor bodemverontreiniging. Bij het gebruik van de dichtheid voor dit doel moet echter rekening worden gehouden met factoren als geklusterde verspreiding, invloed van de sedimentsamenstelling (*Chironomus* komt vooral voor in slibbige substraten) en de dynamiek van de bodem (uitgedrukt in de "K_s-waarde"). De methode werkt het best voor slibrijke sedimenten met een geringe dynamiek, waarbij voor het percentage afwijkingen ten minste 100 *Chironomus*-larven kunnen worden onderzocht.

Figuur 76

Gehalten van diverse toxische stoffen in het sediment op de in het kaartje aangegeven locaties in het Vossemeer, 1988. Vanaf de monding van de IJssel nam de gehalten af in zuidwestelijke richting, terwijl langs dezelfde raal de dichtheden van *Chironomus* toenamen (de lagere dichtheden op punt 7 hebben waarschijnlijk te maken met het relatief zandige sediment op deze locatie). Het percentage afwijkingen onder deze muggenlarven nam af. Naar Kerkum & van Urk 1989.

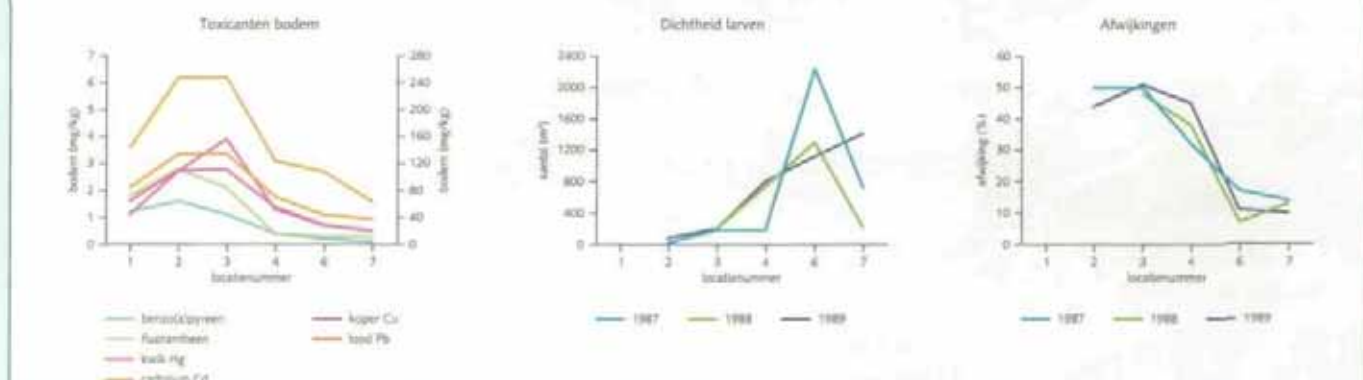


Foto 23

Kop van een muggenlarve met asymmetrisch mentum.



Toxicanten en muggenlarven in het Vossemeer



worden aangetoond tussen concentraties van toxicanten en dichtheden van muggenlarven en wormen (hoewel deze verbanden moeilijk zijn te interpreteren door de invloed van sedimentsamenstelling op dichtheden; Platteeuw *et al.* 1993).

Belangrijkste conclusies

Ondanks daling van concentraties toxicanten in het aangevoerde water sinds de tweede helft van

de jaren zeventig is er in het Ketelmeer nog steeds een aanzienlijk risico voor biota. De bodemfauna laat vooral in slibbige sediment verlaagde dichtheden en hoge percentages afwijkingen zien. Lood, PCB's en bepaalde bestrijdingsmiddelen en PAK's accumuleerden sterk in de weefsels van Driehoeksmosselen. De hoeveelheid kwik in de weefsels van Aal is weliswaar enigszins afgenomen sinds de jaren zeventig, maar is nog steeds ca. 7x zo hoog als de MTR.

In het Wolderwijd zijn de gehalten van de meeste toxicanten relatief laag. In de uitgezette mosselen namen de gehalten van de meeste PCB's zelfs behoorlijk af. Wel enigszins verontrustend zijn de gehalten van lokaal gebruikte bestrijdingsmiddelen als lindaan en endosulfaan, die in het mosselweefsel wel sterk accumuleerden. Een groot deel van deze stoffen komt waarschijnlijk via gemaal Lovink de Veluwerandmeren binnen.



Foto 24

Bij Aalscholvers uit het Ketelmeer bleken nog vrij recent bepaalde toxische stoffen, zoals PCB's en afbraakproducten van DDT, tot gevaarlijk hoge concentraties te zijn geaccumuleerd (Platteeuw et al. 1995). Dat lijkt vooral te gebeuren bij vogels die solitair vissen en zich specialiseren op Aal, omdat deze vis door zijn hoge vetgehalte meer van deze stoffen verzamelt dan andere proesoorten, zoals Blankvoorn en Baars. De genoemde toxicanten veroorzaken onder meer verdunning van de eischalen en sterfte van embryo's, waardoor het broedsucces van de vogels wordt verlaagd (Boudewijn & Dirksen 1995).

Only a few years ago, toxic substances like PCB's and DDT derivatives appeared to have accumulated to dangerous levels in the livers of Cormorants collected from Lake Ketelmeer (Platteeuw et al. 1995). This seems to happen especially in solitary foraging birds, specializing on Eel, which has higher levels of toxins than other prey species as a result of its high fat content. The substances mentioned above have been shown to cause thinning of the eggshells and death of embryos; and to decrease breeding success of Cormorants (Boudewijn & Dirksen 1995).

11. Integratie

Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV / RIZA)

Inleiding

Over de randmeren bestaat een uitzonderlijk grote hoeveelheid historische gegevens van flora en fauna. Al in de jaren veertig werden in de IJsseldelta vogels geteld, terwijl systematische tellingen beschikbaar zijn vanaf het ontstaan van de Veluwerandmeren in de jaren vijftig en zestig. Voor waterplanten, vis en nutriënten bestaan reeksen die teruggaan tot het einde van de jaren zestig. Door deze reeksen naast elkaar te leggen en te combineren met gegevens over waterkwaliteit en hydrologie kan een nauwgezette reconstructie worden geschetst van het verloop van de waterkwaliteit en de ecologische waarden in het gebied. Hierdoor wordt het mogelijk effecten van langlopende maatregelen als doorspoeling en waterzuivering te bestuderen.

Deltarandmeren

Na de aanleg van de Noordoostpolder trad in de IJsseldelta een verrijking op van de ondergedoken vegetatie, waarop vervolgens vele watervogels afkwamen. Waarschijnlijk was deze verrijking het gevolg van een combinatie van beschutting door de nieuw aangelegde dijken en beginnende eutrofiëring. In de tweede helft van de jaren vijftig nam echter de dichtheid van de kranswieren sterk af, samen met de aantallen van de meeste soorten planteneterende watervogels (figuur 77a). De fonteinkruiden lijken een paar jaar te hebben geprofiteerd van de verdwijning van het kranswier en bereikten daardoor eind jaren vijftig hun top, maar namen daarna eveneens drastisch af. De voortschrijdende eutrofiëring ging hier samen met verontreiniging; de laatste factor zorgde o.a. voor het verdwijnen van de Driehoeksmossel uit de rijntakken. Gezien het aantalsverloop van de Kuifeenden in het Zwarte Meer zou ook dit in de tweede helft van de jaren vijftig gebeurd kunnen zijn.

Ondanks verminderde emissie en afnemende gehalten laat de water- en vooral bodemkwaliteit in m.n. het Ketelmeer nog steeds te wensen over, en zijn effecten op de bodemfauna nog steeds duidelijk aanwijsbaar. Toch keerde de Driehoeksmossel na afname van o.a. cadmiumgehalten en toename van de zuurstofconcentraties in de jaren zeventig terug. Vanaf 1980 nam hij in de

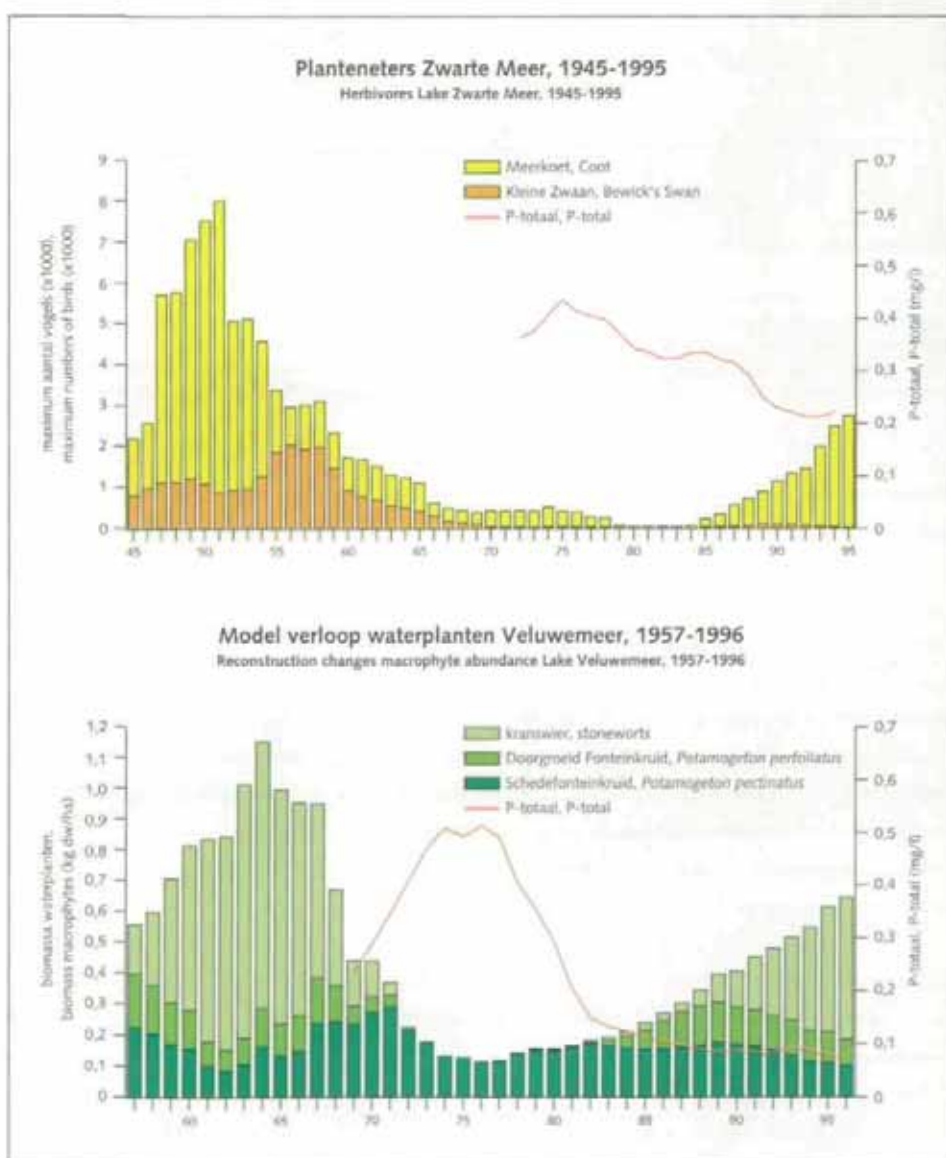
IJsselmond sterk in aantal toe, met de aantallen benthivore watervogels in het kielzog.

In het Ketelmeer is het belang van eutrofiëring ondergeschikt aan dat van verontreiniging; door de korte verblijftijd is ondanks de aanzienlijke nutriëntgehalten het chlorofylgehalte laag, en het doorzicht is door de jaren heen beter geweest dan in de meeste andere randmeren. In de overige delen van de IJsseldelta zijn de fosfaat- en

chlorofylgehalten enigszins gedaald, maar nog niet in die mate dat de ondergedoken vegetatie zich volledig kan herstellen. Voor een terugkeer van kranswier in het Zwarte Meer zijn bijvoorbeeld nog geen aanwijzingen.

Veluwerandmeren

Ook in de Veluwerandmeren was sprake van een bloeiperiode vlak na de aanleg. In het



Figuur 77

- A) Ontwikkeling van het aantal vogeldagen van een kranswiereter (Meerkoet) en een fonteinkruider (Kleine Zwaan) in het Zwarte Meer, vergeleken met het fosfaatgehalte. Vijfjarige lopende gemiddelden, 1945-1995. Development of nr of bird-days of a stonewort consumer (Coot) and a pondweed consumer (Bewick's Swan) in Lake Zwarte Meer, compared to phosphorous concentrations. Running mean over five-year periods, 1945-1995.
- B) Reconstructie van het verloop van de hoeveelheid waterplanten in het Veluwemeer vergeleken met het verloop van de fosfaatgehalten, vijfjarige lopende gemiddelden 1957-1996. Waarden t/m 1968 berekend met behulp van relaties tussen fonteinkruiden en Kleine Zwanen en tussen kranswier en Meerkoeten en Knobbelzwanen. Reconstruction of changes in abundance of macrophytes and phosphate concentrations in Lake Veluwemeer, running means over five-year periods, 1957-1996. Data up to 1968 derived from numbers of Bewick's Swans (pondweeds), Coats and Mute Swans (stoneworts).



Foto 25
Monding van de Hierdensch Beek in het Veluwemeer. Hoewel de Veluwse beken een bijdrage leveren aan de nutriëntbelasting van de randmeren, kunnen ze ook dienen als bron voor herkolonisatie van tijdens het eutrofiëringproces verdwenen plant- en diersoorten.
Mouth of one of the brooks discharging into Lake Veluwemeer. Although these brooks contribute to the nutrient load, they can also serve as sources of recolonization of species that disappeared from the lakes during eutrophication.

Veluwemeer werd het ecosysteem gekenmerkt door helder water met een rijke vegetatie, grote dichtheden van *Driehoeksmosselen*, grote aantallen watervogels en een visfauna met een belangrijke rol voor Blankvoorn, Baars en Snoek. Tussen 1967 en 1970 (zie intermezzo) sloeg dit systeem om in een troebel systeem, nagenoeg zonder planten en *Driehoeksmosselen*, met weinig watervogels en een visfauna die sterk werd overheerst door Brasem. Dit duurde ongeveer tot 1990, toen op alle fronten een duidelijke verbetering inzette (figuur 77b).

Verloop nutriëntgehalten

Aan dit proces ligt met name het verloop van de waterkwaliteit ten grondslag. Daarbij is in de Veluwerandmeren de chemische verontreiniging op de meeste plaatsen sterk ondergeschikt geweest aan de eutrofiëring. Waarschijnlijk was er in de bloeiperiode na de aanleg van de meren al sprake van toenemende nutriëntconcentraties, waardoor de productie in het systeem was verhoogd. Tenslotte nam de hoeveelheid nutriënten zodanig toe dat een surplus ontstond waarvan fytoplankton kon profiteren. Door gebrek aan licht konden de hogere waterplanten zich daarna

niet meer handhaven. Net als in het Zwarte Meer zijn waarschijnlijk eerst de kranswieren verdwenen en hebben de fonteinkruiden voordat ze zelf verdwenen enkele jaren van de verdwijning van kranswier geprofiteerd.

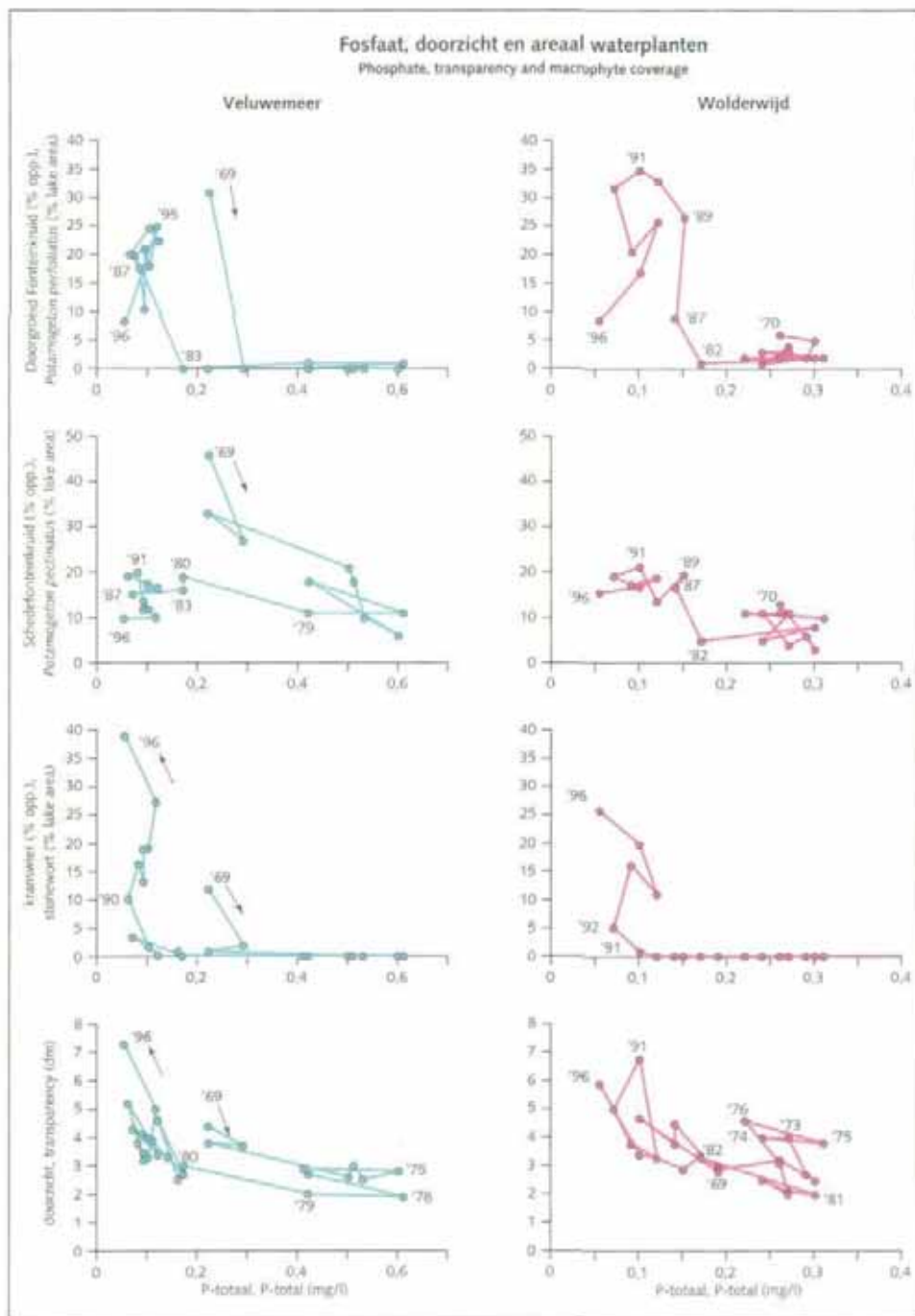
Vanaf 1972 werd defosfatering toegepast in de rwzi van Elburg, maar pas nadat dit vanaf 1979 in Harderwijk ook gebeurde was sprake van een substantiële afname van de fosfaatgehalten. Na de start van de defosfatering in de rwzi van Harderwijk daalde de aanvoer van fosfor met ca. 70%. Door de verdunning die het gevolg was van doorspoeling met polderwater kon ook de nalevering van fosfor uit de bodem onder controle worden gehouden, waardoor ook de concentratie in het water binnen korte tijd drastisch daalde (ca. 0.15 mg/l in 1980). Tegelijkertijd nam ook de hoeveelheid stikstof sterk af, evenals de concentratie chlorofyl. Dit laatste was echter gedeeltelijk een gevolg van een verlaging van het chlorofylgehalte in de blauwalgen: de afname van het aantal filamenten was minder sterk. Ook het doorzicht, dat bovendien van resuspectie afhankelijk is, reageerde daarom langzamer op de veranderingen, te meer daar de hoeveelheid

bodemwoelende Brasem in de eerste helft van de jaren tachtig relatief groot was. Het doorzicht nam in die periode "slechts" toe van ca. 25 tot 40 cm, ongeveer dezelfde waarde als die waarbij de waterplanten rond 1970 verdwenen waren, ondanks dat het fosfaatgehalte inmiddels was gedaald tot ongeveer de helft van de waarde van 1970. De toename van het areaal van de waterplanten hield min of meer gelijke tred met het doorzicht, wat betekent dat ook het herstel van de planten optrad met een zekere vertraging t.o.v. de nutriëntreductie (figuur 78).

Invloed weersomstandigheden en visstand

Door een soort interne bufferwerking reageert het troebele ecosysteem dus met een zekere vertraging op een verlaging van de nutriëntniveaus. Hetzelfde geldt in omgekeerde richting voor het heldere ecosysteem. Dat betekent dat er een traject van nutriëntgehalten is waarbij beide situaties kunnen voorkomen, afhankelijk van de voorgeschiedenis. In dat traject kan het heersende systeem door externe factoren worden versterkt, maar ook uit balans worden gebracht en omslaan naar het andere systeem.

Die externe factoren bestaan in de eerste plaats uit extreme weersomstandigheden. Extreem grote hoeveelheden neerslag in het voorjaar kunnen via een verhoging van de nutriëtaanvoer (beken) en daardoor veroorzaakte algenbloei voor een extra beperking van het doorzicht zorgen. Dat lijkt met name te gebeuren als het neerslagoverschot in het voorjaar (jan-juni) groter is dan 75 mm, bijvoorbeeld in 1988 (figuur 79). Nog sterker, maar dan in positieve zin, lijkt het effect van langdurige ijsbedekking, met name als die laat in het voorjaar optreedt. Onder het ijs wordt fosfaat vastgelegd door bodemalgen (diatomeeën) die profiteren van het licht dat bij afwezigheid van windopwerveling de bodem bereikt. Blauwalgen hebben vervolgens een slechte uitgangspositie, en bloei blijft in de zomer vaak uit. Bij ijsbedekking van meer dan een maand is het gem. doorzicht in de zomer daarom vaak relatief hoog. Dat was het duidelijkst in 1982, in 1985, '86 en '87 en recenter in 1991 en '96 (figuur 79). Bijzonder sterk is dit effect als de vorst vissterfte tot gevolg heeft, of anderszins samen gaat met een lage brasemstand, waardoor



Figuur 78

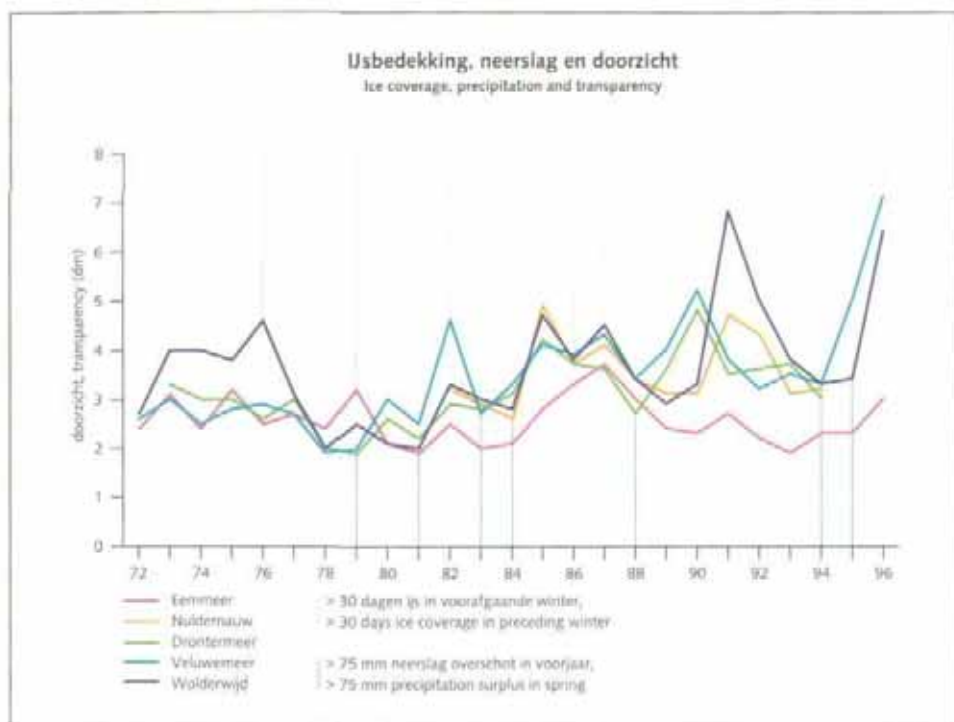
Verband tussen totaal fosfaatgehalte enerzijds en areaal van fonteinkruiden en kranzwier en doorzicht (zomerhalfjaargemiddelden) anderzijds, Veluwemeer en Wolderwijd 1969-1996. Opeenvolgende waarden zijn door lijnen verbonden (n.b.: niet uit alle jaren zijn gegevens over vegetatie beschikbaar). De waterplanten verdwenen bij fosfaatgehalten van ca. 0,25 mg/l, maar voor de terugkeer waren beduidend lagere gehalten noodzakelijk ("histerese"). De fonteinkruiden kwamen terug nadat het fosfaatgehalte was gedaald tot 0,15 mg/l, de kranzwieren bij ca. 0,1 mg/l. Bij verdere toename van het kranzwierareaal werden de fonteinkruiden weer enigszins verdrongen. Phosphorous levels, macrophyte coverage and transparency (mean summervalues), Lakes Veluwemeer and Wolderwijd 1969-1996. Subsequent values linked by lines (macrophyte coverage was not recorded every year). Macrophytes disappeared at P-levels of 0.25 mg/l, but for them to return, lower values had to be reached. Pondweeds returned at 0.15 mg/l, stoneworts at 0.1 mg/l, after which coverage by pondweeds decreased again.

het opwoelen van bodemmateriaal en de predatie op zoöplankton beperkt blijft. Dat was het geval in 1985 en '86, en in het Wolderwijd, als gevolg van een actieve beheersmaatregel, in 1991. Ondanks de beperkingen aan met name de oudere bestandsopnames van waterplanten lijkt het duidelijk dat de vegetatieontwikkeling door de jaren met relatief helder water gestuurd is geweest. Al in 1980 lijkt Schedefonteinkruid in het Veluwemeer te hebben gereageerd op het

verbeterde doorzicht na de start van defosfatering en doorspoeling. Uit het "ijsjaar" 1982, waarin uitzonderlijk lage dichtheden van *Planktothrix* in het Veluwemeer resulteerden in een verhoogd doorzicht, zijn geen gegevens over fonteinkruiden beschikbaar, maar gezien het areaal in 1983 is toen in elk geval geen blijvende ontwikkeling ingezet. Het herstel kwam pas goed op gang in de periode 1985-87. Langdurige ijsbedekking (tot ver in maart) in drie opeenvolgende

winters ging toen samen met een extreem lage brasemstand (hoofdstuk 8, figuur 47). Drie jaar lang was *Planktothrix* nagenoeg afwezig en in alle meren werd een goed doorzicht bereikt (hoofdstuk 4, figuur 17 en 18). Aan het eind van die periode was zowel in het Veluwemeer als in het Wolderwijd het areaal van de fonteinkruiden (vooral Doorgroei Fonteinruid) fors toegenomen (hoofdstuk 6, figuur 31). In dezelfde drie jaren was, als gevolg van van zomerdoorspoeling, ook de aanvoer van polderwater naar het Veluwemeer groter dan anders (hoofdstuk 3, figuur 9). Hoewel de fosfaatgehalten nog slechts een geringe afname vertoonden zal de relatief korte verblijftijd mede oorzaak zijn geweest van de lage concentratie blauwalgen. *Planktothrix* was in 1985-87 echter ook in het Wolderwijd vrijwel afwezig, ondanks dat hier juist minder water was toegevoerd dan in de voorafgaande jaren. Het areaal van de fonteinkruiden nam na 1987 verder toe, met name dat van Doorgroei Fonteinruid in het Wolderwijd.

Een nog beter zomerdoorzicht dan in 1985-87 werd in 1990 bereikt in het Veluwemeer en Drontmeer, en in 1991, in de eerste plaats door verwijdering van driekwart van het visbestand,

**Figuur 79**

Ontwikkeling van het gemiddeld zomerdoorzicht in de Veluwerandmeren en het Eemmeer onder invloed van neerslag en vorst. Na winters met een ijsbedekking van meer dan een maand is het zomerdoorzicht in de Veluwerandmeren gewoonlijk groter, na een voorjaar met een neerslagoverschot van meer dan 75 mm (jan-juni) is het doorzicht meestal kleiner dan gemiddeld, in het Eemmeer is de overmaat aan nutriënten zo groot dat de weersinvloed veel minder duidelijk is.

Mean summer transparency in the central borderlakes and Lake Eemmeer. After winters with ice-coverage lasting longer than a month, transparency is usually higher in the central lakes, after a spring with a precipitation surplus of more than 75 mm (Jan-June) it is lower. In Lake Eemmeer nutrient levels are so high transparency is hardly affected by these weather conditions.

in het Wolderwijd (Hosper 1997, Meijer & Hosper 1995). Dit waren cruciale jaren voor de kranswieren. In het Veluwemeer, waar al enkele jaren kleine hoeveelheden waren aangetroffen, vond in 1990 de doorbraak plaats, in het Wolderwijd was de 50 ha in 1991 het begin van een zich in de jaren daarna als een olievlék uitbreidend veld.

Vreemd genoeg was ondanks de redelijk langdurige ijsbedekking in 1991 het doorzicht in het Veluwemeer en Drontermeer niet erg hoog. Het goede doorzicht in het Wolderwijd is dan ook in de eerste plaats toe te schrijven aan de afwissing. Langs natuurlijke weg werd een vergelijkbaar doorzicht in de meren pas in 1996 weer bereikt. Het is moeilijk te zeggen of de doorbraak van kranswier hier zonder afwissing inderdaad vijf jaar langer op zich had laten wachten, maar het is aannemelijk dat de vismaatregel het proces aanmerkelijk heeft versneld.

Opvallend is dat in beide meren het areaal van de fonteinkruiden weer afnam naarmate het kranswier zich uitbreidde (figuur 77b), vergelijkbaar met de opleving van fonteinkruiden bij afname van de kranswieren in de jaren vijftig (Zwarte Meer) en zestig (Veluwemeer). De fonteinkruiden

hebben wellicht zelf effect op de helderheid door vastlegging van slib en opname van nutriënten en fungeren daardoor als "wegbereiders" voor de kranswieren. Door de hoge dichtheden waarin kranswieren voorkomen is hun effect op de helderheid nog groter, en boven de kranswievelden bereikt de extinctie gemakkelijk waarden die met een doorzicht van enkele meters corresponderen (van den Berg *et al.* in press). Naarmate de velden groeien is meer en meer sprake van een uitstralingseffect op de rest van de meren.

Onomkeerbaar proces?

Opvallend is dat de hoeveelheid kranswier hooguit een beperkte terugval vertoont als de omstandigheden na een goed jaar weer minder zijn, zoals in 1994 (figuur 78: afname vindt hooguit plaats in de delen van het areaal met lage bedekking in het voorgaande jaar). De biomassa van de kranswieren blijft dus in het algemeen toenemen, en de maandelijkse watervogeltellingen wijzen op een gestage verlenging van het seizoen van jaar op jaar.

Met een herstel van de vegetatie keert ook een aantal verloren gegane habitats terug, waardoor

de diversiteit van de fauna kan toenemen. In de Veluwerandmeren is het herstel van de vegetatie dan ook inmiddels gevolgd door de terugkeer van de Driehoeksmosselen en vele vegetatie- of anderszins substraatgebonden zoöplankton- (hoofdstuk 5, tabel 9) en macrofaunasoorten (hoofdstuk 7, figuur 41), een sterke toename van het aantal vissoorten en een spectaculaire opbloei van de vogelbevolking. De recent teruggekeerde Driehoeksmosselen, waarvan het broedzich nu weer op de planten kan afzetten, dragen via filtratie op hun beurt bij aan het vergroten van de helderheid van het water en vormen tegelijkertijd een nieuwe voedselbron voor weer andere soorten vogels en voor Blankvoorn, die hierdoor een sterkere positie krijgt ten opzichte van de Brasen.

Als aan enkele basisvoorwaarden (beperkte nutriëntenlast) wordt voldaan, kan blijkbaar in een enkel gunstig jaar, hetzij bewerkstelligd door natuurlijke factoren, hetzij door biomanipulatie, een proces worden opgestart dat via een keten van reacties een voortgaande verbetering van het ecosysteem oplevert. Naarmate de complexiteit van het ecosysteem toeneemt, wordt het minder gevoelig voor invloeden van buiten. In het Veluwemeer is de diversiteit van flora en fauna, of op z'n minst de soortenrijkdom, op het ogenblik weer vergelijkbaar met die in de jaren zestig. Bij de huidige fosfaatconcentraties komt dominantie van blauwalgen weinig meer voor, zodat ook zonder verdere actieve ingrepen verdergaand herstel van het ecosysteem mag worden verwacht. De P-concentraties zijn inmiddels veel lager dan ten tijde van de verdwijning van de waterplanten: terwijl de verdwijning plaatsvond bij gehalten van ca. 0.25 mg/l vond herstel pas plaats toen de gehalten tot ca. 0.15-0.10 mg/l waren gedaald. Zonder de impulsen van extreme weersomstandigheden en biomanipulatie hadden de gehalten nog verder moeten dalen voor hetzelfde resultaat. Dat betekent dat verdere afname noodzakelijk is om er zeker van te zijn dat bij andere ingrepen, zoals bijv. een serie natte jaren of het grootschalig maaien van waterplanten, geen terugslag plaatsvindt. Binnen het project BOVAR wordt dan ook gestreefd naar 0.04-0.06 mg P/l, gehalten waarbij geen dominantie van blauwalgen meer optreedt.

Foto 26

Grote delen van de randmeren lenen zich uitstekend voor allerlei vormen van watersport. De opkomst van de kranswieren is hiërmeë in principe goed te verenigen; doordat deze planten niet tot aan het wateroppervlak groeien veroorzaken ze bijv. weinig overlast voor plankzellers. In gebieden waar zich in het najaar grote aantallen watervogels op de kranswieren concentreren, zoals in het oostelijke deel van het Veluwemeer, zijn bepaalde restricties voor recreatie soms wenselijk.

Large parts of the borderlakes are suitable for watersports. Development of stonewortfields agrees with the demands of surfers and sailors because stoneworts don't reach the water surface. Areas in which during autumn large numbers of waterbirds are attracted by the stoneworts, certain restrictions to recreation may be desirable.

(Reeders & Helmerhorst 1996). Als het ecosysteem zich eenmaal op deze situatie heeft ingesteld is een bufferwerking ontstaan waardoor onvoorziene calamiteiten tot op zekere hoogte kunnen worden opgevangen. Om deze buffer in stand te houden is het belangrijk de vinger aan de pols te houden en bijv. te anticiperen op toename van nutriënttoevoer via bevolkingsaanwas en op het eventuele "doorslaan" van de nutriëntvoorraad die onder de landbouwgronden van het oude land aanwezig is.

De zomergemiddelde P-concentratie heeft de gehalten van het doorspoelwater uit de polder inmiddels dicht genaderd, en is incidenteel zelfs lager geweest. De nadelen die aan doorspoeling zijn verbonden, zoals de toevoer van stikstof en de vorming van calciëet (waardoor het doorzicht wordt beïnvloed), maar ook die van bestrijdingsmiddelen (Rijsdijk in prep.), gaan daardoor zwaarder wegen. Het polderwater is momenteel de belangrijkste bron van P-belasting voor de Veluwerandmeren. Recent zijn door het Heemraadschap Flevelerwaard enkele maatregelen genomen waardoor nutriëntgehalten van het polderwater aanmerkelijk zullen dalen, zodat handhaving van de doorspoeling voorlopig zinvol blijft (Reeders & Helmerhorst 1996).

Dat geldt zeker voor het Drontermeer en het



Nuldernaau. In het Drontermeer zijn de P-gehalten nog ongeveer twee keer zo hoog als die in het Veluwemeer. In het Wolderwijd is het fosforgehalte de laatste paar jaar gelijk aan dat van het Veluwemeer, maar in het Nuldernaau is het nog iets hoger. Het doorspoelwater kan hier bovendien worden gebruikt om te voorkomen dat water uit het hypertrofe Eemmeer binnenkomt.

Aanvullende maatregelen die in studie c.q. in voorbereiding zijn, betreffen de afleiding van de monding Schuitembeek en de toevoeging van een

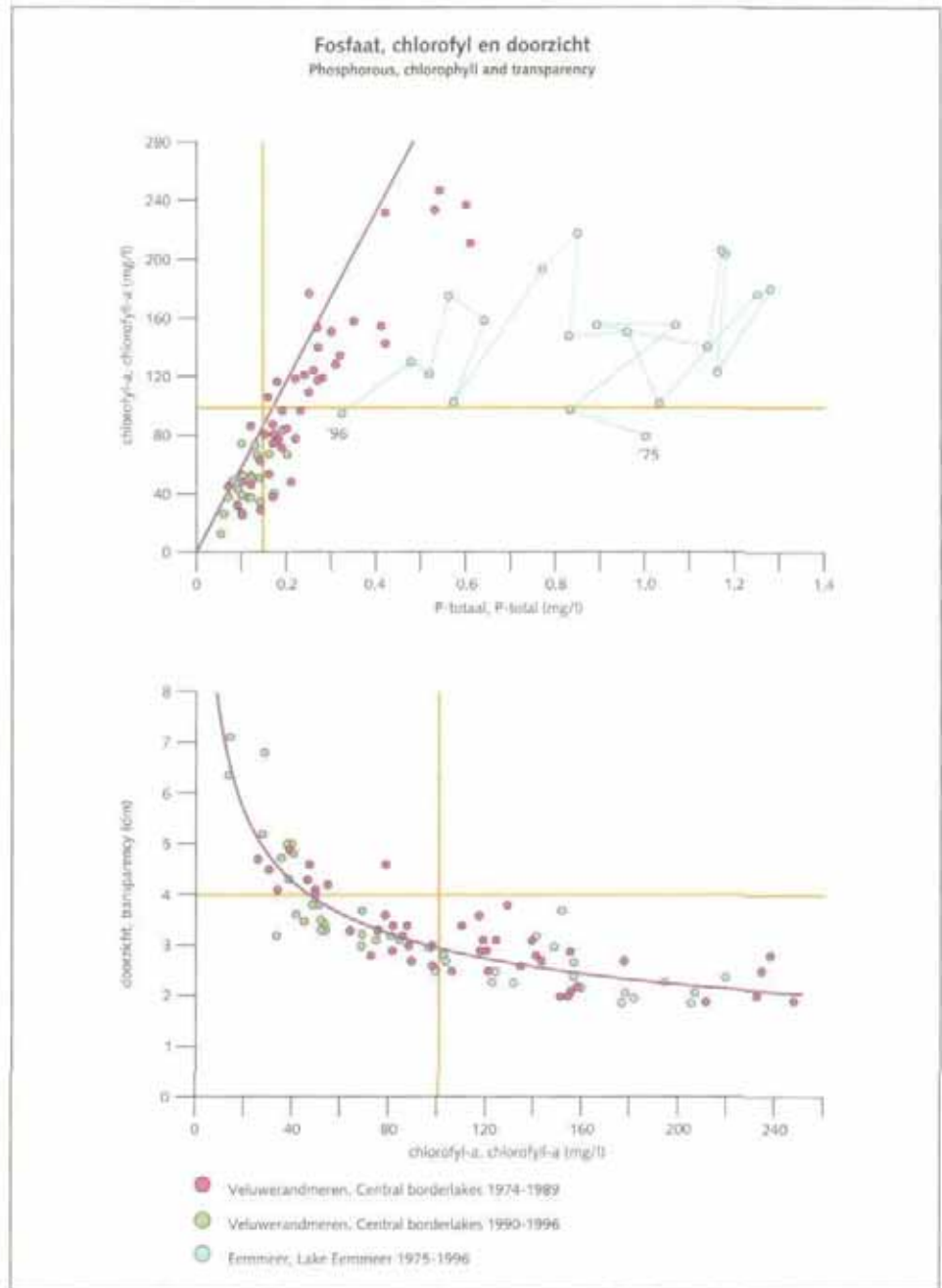
vierde trap aan de zuiveringsinstallaties van Harderwijk en Elburg. De laatstgenoemde installatie is verantwoordelijk voor 50 % van de aanvoer van fosfaat naar het Drontermeer, en een vierde trap kan de concentraties met 28 % beperken (Reeders & Helderhorst 1996). Naarmate door dergelijke maatregelen de fosfaatconcentraties verder dalen zal moeten worden bekeken of de voordelen van doorspoeling blijven opwegen tegen de nadelen.

Aanvullende afwissing en het uitzetten van Driehoeksmosselen lijkt voorlopig minder zinvol,

omdat het systeem momenteel zo snel ten goede verandert, dat de bijdrage die dergelijke maatregelen kunnen opleveren in dit stadium waarschijnlijk verwaarloosbaar is. Nu het ecosysteem blijk geeft van zoveel regeneratievermogen, lijkt het gepast om het hiervoor de ruimte te bieden en wat niet-brongerichte maatregelen betreft enig geduld te oefenen. In het geval dat onverhoopt een substantiële terugval plaatsvindt, kunnen vismaatregelen opnieuw worden overwogen.

Wel kan aanzienlijke winst geboekt worden als het mogelijk zou blijken een meer natuurlijk waterpeilbeheer te voeren. Een geleidelijke verlaging van het peil in het (late) voorjaar geeft betere mogelijkheden voor de kieming van helofyten, waardoor de oppervlakte van de oevervegetatie zich aanzienlijk zou kunnen uitbreiden. Een hogere waterstand in het vroege voorjaar biedt, zeker in combinatie met een uitbreiding van de oevervegetatie, mogelijkheden voor paaiende vis, met name Snoek (Ligtvoet & Grimm 1993).

Met het herstel van het ecosysteem in de Veluwevrandmeren neemt vanzelfsprekend de natuurwaarde van de meren sterk toe. Met de waterplanten zijn enkele beschermde vissoorten in de meren verschenen, waarvan de Kleine Modderkruiper en de Rivierdonderpad in grote aantallen. De aantallen vogels in het najaar zijn recent zózeer gegroeid (tot meer dan 80.000 watervogels in oktober 1996) dat het gebied tegenwoordig volgens de normen van de Conventie van Ramsar voor een tiental soorten van internationaal belang is (Noordhuis in prep.). Tot nu toe is het smalle deel van het Veluwatermeer voor zowel de genoemde vissoorten als de watervogels het belangrijkste concentratiegebied. Voor de watervogels is dit gebied vooral van belang in de periode september-april. In 1996 is het gebied echter ook in gebruik genomen als ruiplaats door een concentratie van 500-600 Knobbelswanen. Deze vogels kunnen tijdens de rui niet vliegen en zijn dus relatief kwetsbaar. Het open karakter van het gebied biedt de vogels het noodzakelijke overzicht, maar heeft ook het gevolg dat de vogels gemakkelijk worden gestoord door watersporters. Het verdient daarom aanbeveling dit gebied een hogere mate van bescherming te



Figuur 80

A) Verband tussen fosfaat en chlorofyl (zomerhalfjaargemiddelden) in de Veluwevrandmeren en het Eemmeer, 1974-1996. In de Veluwevrandmeren lagen de fosfaatgehalten steeds in de buurt van de "Cuwvo-lijn", de maximum verhouding tussen chlorofyl en fosfaat, dat dus grotendeels door de algen werd gebruikt. Verlaging van de fosfaatgehalten heeft daarom vrij snel afname van de chlorofylgehalten tot gevolg gehad. In het Eemmeer was er tot voor kort een enorme overmaat, en pas zeer recent lijkt fosfaatafname enigszins effect te krijgen op het chlorofylgehalte.

Phosphorous and chlorophyll (mean summervalues), central borderlakes and Lake Eemmeer, 1974-1996. In the central borderlakes, most of the nutrients were used by the algae during the entire period, and therefore lowering P-levels soon resulted in decreasing chlorophyll concentrations. In Lake Eemmeer the vast nutrient surplus had to be diminished before chlorophyll finally seems to start decreasing.

B) Het verband tussen chlorofyl en doorzicht is exponentieel, waardoor afname van chlorofyl steeds meer effect op het doorzicht krijgt. Dit effect wordt versterkt doordat in de Veluwevrandmeren tegelijkertijd het achtergronddoorzicht wordt vergroot door vastlegging van slib door waterplanten en verminderde opwerveling door vis. Vooral boven velden waterplanten kan het doorzicht soms waarden van enkele meters bereiken.

The relationship between chlorophyll and transparency is exponential. Chlorophyll decrease in the lower ranges has more effect on transparency, especially when, like in the central borderlakes, changes in fish stock and vegetation also result in reduction of the amount of suspended silt.

geven. Daarbij lijken verdere, actieve natuurlijke natuurwaarden afhankelijk zijn van de ontwikkelingswerkzaamheden voorlopig niet grootschaligheid van het ecosysteem, noodzakelijk of zelfs ongewenst, omdat de hui-

Zuidelijke Randmeren

Hoewel de nutriëntgehalten in de laatste tien jaar sterk zijn afgenomen, is er in de zuidelijke randmeren nog een lange weg te gaan, met name in het Eemmeer. Het fosfaatgehalte in het Eemmeer heeft rond 1980 een dubbel zo hoog niveau bereikt als dat van het Veluwemeer en Drontermeer. Net als het N-gehalte was het fosforgehalte hier zo hoog dat niet de hoeveelheid voedingsstoffen maar licht de beperkende factor was voor fytoplanktongroei. Ondanks halvering van de gehalten was dat in 1994 nog steeds het geval en was er dan ook nog steeds geen sprake van afnemende chlorofylgehalten (figuur 80). Aanvullende maatregelen als visstandsbeheer zijn daarom in het Eemmeer voorlopig weinig zinvol en ook effect van strenge winters is nauwelijks zichtbaar (figuur 79). Voortzetting van de aanpak van nutriënten verdient hier dus de hoogste prioriteit.

In het Gooimeer is de situatie beter dankzij menging met water uit het IJmeer, en zijn de nutriënt- en chlorofylgehalten belangrijk lager. Ook het doorzicht is aanmerkelijk beter en er zijn meer waterplanten dan in het Eemmeer. De situatie is vergelijkbaar met die in het Ketelmeer, waar de chlorofylgehalten ten opzichte van de hoeveelheid nutriënten laag zijn in verband met de korte verblijftijd. Ondanks de veel langere verblijftijd in het Gooimeer is in de jaren zeventig en tachtig het doorzicht zowel in het Gooimeer als die in het Ketelmeer veel beter geweest dan dat in de andere randmeren. Beide meren zijn tevens aanmerkelijk dieper dan de rest, wellicht een verklaring voor het relatief grote doorzicht in het Gooimeer; *Planktothrix* doet het in dieper water relatief slecht (hoofdstuk 4). De diepte is gezien het doorzicht waarschijnlijk een beperkende factor voor de vegetatieontwikkeling: het Gooimeer en het Ketelmeer zijn de enige meren waar het areaal waterplanten even groot is als het areaal van de ondiepe bodems (<1 m; hoofdstuk 6, figuur 26). Dat dit waarschijnlijk ook in de jaren zeventig en tachtig het geval was blijkt uit het constante areaal van Schedefonteinkruid (hoofdstuk 6, figuur 31). De nutriëntaanpak zal daarom in het Gooimeer (en in het grootste deel van het Ketelmeer) minder veranderingen te weeg brengen dan in de andere meren.

Reconstructie van de verslechtering van het Veluwemeer in de jaren zestig

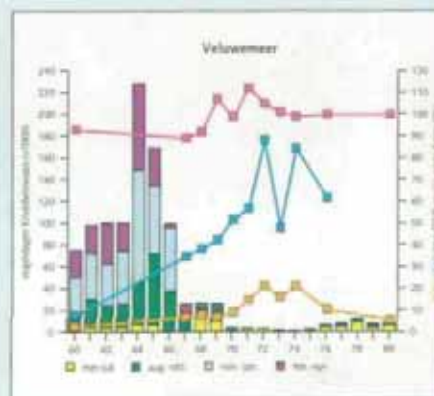
De omslag van een helder naar een troebel ecosysteem lijkt in het Veluwemeer, in de tweede helft van de jaren zestig, binnen enkele jaren te hebben plaatsgevonden. Metingen van fosfaat en doorzicht zijn pas beschikbaar vanaf 1969, maar oudere gegevens over zuurstofverbruik en nitraat geven aan dat in de jaren daarvoor al sprake was van een toename van de productie en de activiteit van algen. Het aantalverloop van de herbivore watervogels suggereert dat de verslechtering niet geleidelijk, maar in twee stappen heeft plaatsgevonden. Rond 1967 vond een forse verkorting van de verblijfsduur van de Knobbelzwanen en Meerkoeten plaats, wellicht als gevolg van afname of een verkorting van het groeiseizoen van de kranwierren. Het aantal Kuifeenden, die na 1965 grotendeels verdwenen waren uit de IJsseldelta (inclusief Vossemeer), nam sterk af in 1968, waarschijnlijk in verband met de verdwijning van de Driehoeksmossel.

Een nog drastischer verandering vond plaats van 1969 op 1970, toen na drie magere jaren de vogels helemaal niet meer kwamen. In dat jaar verdwenen kranwier en Doorgroei Fonteynkruid geheel. Deze definitieve ineenstorting is waarschijnlijk gestimuleerd door een verandering in de nutriëntaanvoer in het meer, die hierna wordt beschreven, grotendeels naar Verdugt 1981.

In de jaren zestig was de waterkwaliteit ter plaatse van het latere Wolderwijd in het algemeen slechter dan in het Veluwemeer, onder meer als gevolg van lozing van het afvalwater van Harderwijk op dat water. In januari 1969 werd het lozingspunt echter verplaatst naar het Veluwemeer. Het fosfaatgehalte in het Wolderwijd bleef daarna gehandhaafd op ca. 0,25 mg/l. Het zuurstofverbruik (Biological Oxygen Demand, BOD) bereikte in 1971 in alle zuidelijke randmeren een maximum (een aanwijzing voor hoge activiteit van algen en bacteriën), maar daalde daarna sterk, mede als gevolg van sanering in het strooingebied van de Eem in de periode 1971-73, waardoor de aanvoer van organisch afval sterk daalde. In het Wolderwijd volgde daarna een periode met relatief goed doorzicht, relatief weinig blauwalgen en een opleving van Schedefonteinkruid (figuur 78; hoofdstuk 6, figuur 31).

Het Veluwemeer ontving vanaf januari 1969 een vergrootte hoeveelheid organisch afval, te meer omdat tot mei 1970 het biologische deel van de nieuwe rwzi niet werkte door een te grote aanvoer van mest en veren uit de pluimveehouderij. Een toename van het zuurstofverzadigingspercentage en sterk verlaagde nitraatgehalten van 1968 op 1969 wijzen op een reactie van fytoplankton op de verhoogde toevoer van nutriënten. In 1969 was het gemiddeld zomerdoorzicht al niet hoger dan 45 cm, en in 1970 daalde deze waarde definitief onder de 40 cm. Vooral in 1972 en 1974, jaren waarin uitzonderlijk weinig water vanuit de polder werd toegevoerd, waren BOD en COD (chemisch zuurstofverbruik) in het Veluwemeer en Drontermeer extreem hoog. In beide meren nam het fosfaatgehalte na de omslag verder toe totdat het rond 1975 meer dan verdubbeld was tot 0,6 mg/l. Deze toename kan zijn versterkt door een afname van lozing van de aluminiumverwerkende industrie op de rwzi van Harderwijk (tot 10 % in 1974), waardoor minder fosfaat werd uitgevlokt.

De periode 1970-75 vormde voor het Veluwemeer het absolute dieptepunt, in deze jaren waren waterplanten en watervogels vrijwel afwezig. In 1976 verbeterde de situatie enigszins, hetgeen zich uitte in een beperkte toename van Schedefonteinkruid en iets hogere aantallen vogels. Maar pas nadat in 1979 gestart werd met defosfatering en doorspoeling trad structurele verbetering op.

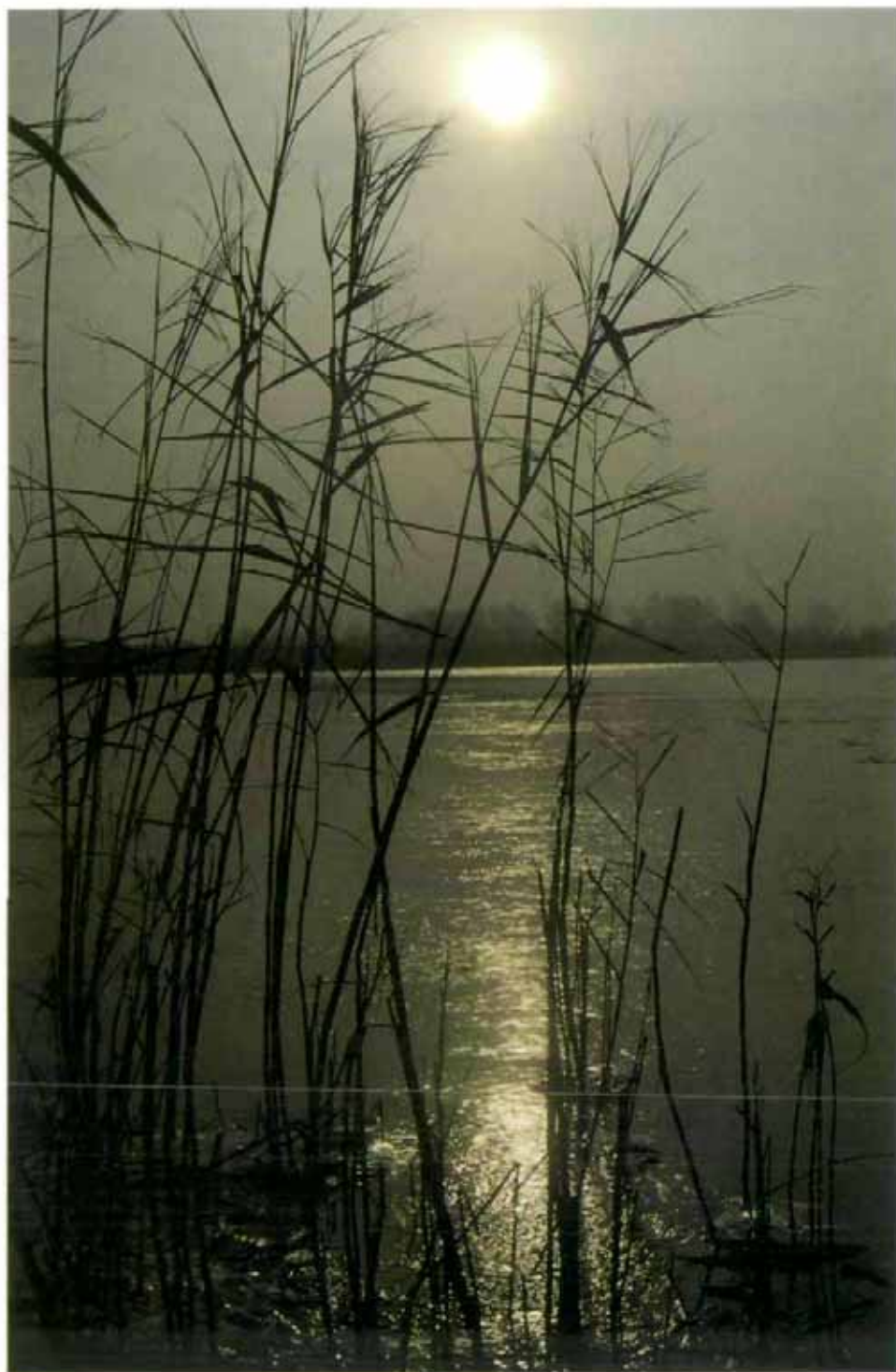


Figuur 81

Aantal vogeldagen van de Knobbelzwaan in het Veluwemeer, vergeleken met het gemiddeld zuurstofverzadigingspercentage en het biologisch zuurstofgebruik. Het aantalverloop van de zwanen wijst op een achtereuitgang van waterplanten in 1967 (en verdwijning in 1970), de toegenomen zuurstofverzadiging (evenals een sterk verlaagd stikstofgehalte) op toenemende activiteit van algen in 1969, verhoogde BOD en COD op sterke organische verontreiniging in de eerste helft van de jaren zeventig.

In de jaren tachtig ontbraken, anders dan in de Veluwerandmeren, evenmin als de waterplanten ook de Driehoeksmosselen niet in het Gooimeer, een andere overeenkomst met het Ketelmeer. De populatie in het Gooimeer sluit aan op die van het Markermeer en IJmeer. Groeiende aantallen benthivore watervogels worden daardoor in het

winterhalfjaar aangetrokken. Omdat er enerzijds aanwijzingen zijn voor afname van de mosselpopulatie in het Markermeer, anderzijds voor toename in de randmeren is het, te meer gezien de recente besluiten over het IJmeer, niet onwaarschijnlijk dat de betekenis van de randmeren voor benthivore watervogels verder zal toenemen.

**Foto 27**

De netzoom langs de randmeren bestaat grotendeels uit rietdionen die zich lange tijd geleden hebben gevestigd. Bij het huidige peilbeheer vindt nieuwe vestiging nauwelijks plaats. Een meer natuurlijk peilbeheer zou kunnen resulteren in een meer geleidelijke overgang van land naar water, waardoor nieuwe habitats ontstaan en meer mogelijkheden voor paaiende vis en broedvogels als de Grote Karekiet.

The bank vegetation along the borderlakes would benefit from a more natural course of waterlevels. This could result in a more gradual transition from land to water. New habitats would appear, along with opportunities for spawning fish and breeding birds like Great Reed Warbler.

Literatuur

1. Inleiding

1. Breukers C.P.M., A.A. Storm, E.M. van Dam & M.C.M. van Oirschot 1996. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, Volkerak-Zoommeer 1987-1994, RIZA Nota 96.003, Lelystad.
2. Kerkhofs M.J.J. & K.H. Prins (red.) 1995. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, Maas 1992, RIZA Nota 95.001, Lelystad.
3. Noordhuis R. (red.) 1995. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren 1993, RIZA Nota 95.002, Lelystad.
4. Prins K.H., M. Klinge, W. Ligtoet & J. de Jonge (red.) 1994. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, IJsselmeer en Markermeer 1992, RIZA Nota 94.060, Lelystad.
5. Prins K.H., R. Noordhuis, E.C.L. Martijn & M. Snoek (red.) 1993. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren 1992, RIZA Nota 93.028, Lelystad.
6. Timmerman J.G. & K.H. Prins (red.) 1996. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren 1994, RIZA Nota 96.009, Lelystad.

2. Watersysteembeschrijving

1. van Bakel P.J.T., T. Bot, G.D. Geldof, I.J.M. de Klein, A.C.W. Lambrechts, H. Takke, W.A. van Vilsteren & H.A.T.M. van Wezel 1993. Integraal waterbeheer Zwarte Water en Zwarte Meer, probleemverkenning. TAUW Infra Consult BV, RAP\921546.wp1/g, Deventer.
2. Berger C. 1987. Habitat en ecologie van *Oscillatoria agardhii* Gomont. Van Zee tot Land 55: 1-233, RIJP, Lelystad.
3. Coops H. 1992. Historische veranderingen in buitendijkse moerassen in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeergebied. RIZA Nota 92.030, Lelystad.
4. van der Kaa E.J. 1991. Het water van de randmeren als drager van functies en ontwikkelingen. In: RWS Dir. Flevoland, Flevo randmeren symposium. Flevobericht 307, Lelystad.
5. Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Min. V&W, Den Haag.
6. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijks-

waterstaat 1993. Beheersplan voor de Rijkswateren 1992-1996. RWS, Leiden.

7. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990. Nationaal Natuurbeleidsplan. Den Haag.
8. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied 1995b. Natuurontwikkelingsprojecten IJsselmeergebied, onderzoeks- en monitoringsplan 1995. RDIJ, Lelystad.
9. Stoffer M. & A. van der Scheer 1994. Bodemopbouw van de randmeren van Oostelijk en Zuidelijk Flevoland. RWS Dir. Flevoland, Rapport 31 Lio, Lelystad.

3. Ecosysteembeschrijving

1. Commissie Eutrofiëringsbestrijding Gooi- en Eemmeer 1980. Interimrapport. Provinciale Waterstaat Utrecht.
2. Commissie Eutrofiëringsbestrijding Gooi- en Eemmeer 1988. Beknopte rapportage over het van oktober 1982 tot en met mei 1984 uitgevoerde nutriëntenbelastingsonderzoek van het Eem- en Gooimeer. Rijkswaterstaat Directie Zuiderzeewerken, Lelystad.
3. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. De Levende Natuur 64: 273-279.
4. Leentvaar P. 1966. Plant en dier in het Veluwemeer. Waterkampioen 38: 38: 18-20.
5. Meijer M-L. & H. Hosper 1995. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nulder-nauw. Evaluatie en aanbevelingen voor het beheer. RIZA rapport 94.058, Lelystad.
6. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied 1995a. Eutrofiëringsbestrijding Eem- en Gooimeer. Eindrapport. DHV Water BV, dossier J8268-01-700, Amersfoort.
7. Werkgroep Sanering Randmeren 1978. Aanbevelingen tot sanering van de randmeren. Rijkswaterstaat, Dir. Zuiderzeewerken, Lelystad.

4. Fytoplankton

1. Berger C. 1975. De eutrofiëring en het voorkomen van *Oscillatoria agardhii* Gom. in de randmeren van Flevoland. H₂O 8: 340-350.
2. Berger C. 1987. Habitat en ecologie van *Oscil-*

latoria agardhii Gomont. Van Zee tot Land 55: 1-233, RIJP, Lelystad.

3. Blomqvist P., A. Pettersson & P. Hyenstrand 1994. Ammonium nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. Arch. Hydrobiol. 132: 141-164.
4. Coesel P.F.M. 1975. The relevance of desmids in the biological typology and evaluation of fresh waters. Hydrobiol. Bull. 9: 93-101.
5. Coesel P. & H. Kooijman-Van Blokland 1994. Distribution and seasonality of desmids in the Maarsseveen Lakes area. Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 19-24.
6. Gliwicz Z.M. 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? Hydrobiologia 200/201: 83-97.
7. Hendzel L.L., R.E. Hecky & D.L. Findlay 1994. Recent changes of N₂ fixation in Lake 227 in response to reduction of the N:P loading ratio. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2247-2253.
8. Hosper S.H., M.-L. Meijer & J.R. Eulen 1986. Herstel van het Veluwemeer, recente ontwikkelingen. H₂O 19: 416-420.
9. Ito H. 1989. Seasonal fluctuations of *Chrysochromulina parva* (Prymnesiophyceae) in four ponds and lakes in the Kiuku District, Japan. Jap. J. Phycol. 37: 117-122.
10. Joosten A.M.T. 1995. Fytoplanktonanalyses Regionaal Meetnet 1994. 2. Gegevensbestanden. Eindrapport van analyses in opdracht van het RIZA. Koeman en Bijkerk bv, Rapport 95-21, Haren.
11. Joosten A.M.T. 1996. Documentatie van desmidiaceeën uit Nederlandse binnenwateren. Koeman en Bijkerk bv, Rapport 96-01/B, Haren.
12. Kilham P. & S.S. Kilham 1984. The importance of resource supply rates in determining phytoplankton community structure. In: D.G. Meyers & J.R. Strickler (eds.), Trophic interactions within aquatic ecosystems, pp. 7-27. A.A.A.S. Selected Symposium 85, American Association for the Advancement of Science, Westview Press, Boulder CO.
13. Klee R. & C. Steinberg 1987. Kieselalgen Bayerischer Gewässer. Informationsbe-

- richte Bayer Landesamt für Wasserwirtschaft 4/87, München.
14. Knisely K. & W. Geller 1986. Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* 69: 86-94.
 15. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.
 16. Meijer M.L. & H. Hoser (red) 1995. *Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw - Evaluatie en aanbevelingen voor het beheer*. RIZA Nota 94.058, Lelystad.
 17. Paerl H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater bluegreen algae (Cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, pp. 261-315. Cambridge University Press, Cambridge.
 18. Parke M., J.W.G. Lund & I. Manton 1962. Observations on the biology and fine structure of the type species of *Chrysochromulina* (*C. parva* Lackey) in the English Lake District. *Arch. Mikrobiol.* 42: 333-352.
 19. Projectgroep Eutrofiëringbestrijding Randmeren 1982. *Eutrofiëringsonderzoek Wolderwijd-Nuldernauw*. Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek randmeren. RWS/RIJP/Zuiveringschap Veluwe, Lelystad.
 20. Projectgroep Eutrofiëringbestrijding Randmeren 1986. *Bestrijding van de eutrofiëring van het Veluwemeer-Drontermeer*. Eutrofiëringsonderzoek randmeren. RWS/RIJP/Zuiveringschap Veluwe, Lelystad.
 21. Reeders H.H. & T.H. Helmerhorst 1996. *Op weg naar helderheid - Een heroriëntatie van BOVAR gericht op 2000*. RDII Rapport 96.01, Lelystad.
 22. Reynolds C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
 23. Reynolds C.S. & A.E. Walsby 1975. Waterblooms. *Biol. Rev.* 50: 437-481.
 24. Sandgren C.D. 1988. The ecology of chryso-phyte flagellates: their growth and perenniation strategies as freshwater phytoplankton. In: C.D. Sandgren (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, pp. 9-104. Cambridge University Press, Cambridge.
 25. Schindler D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
 26. Skulberg O.M., B. Underdal & H. Utkilen 1994. Toxic waterblooms with cyanophytes in Norway - current knowledge. *Algological Studies* 75: 279-289.
 27. Smith V.H. 1985. Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.
 28. Sterner R.W. 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. In: U. Sommer (ed.), *Plankton Ecology - Succession in plankton communities*, pp. 107-170. Springer-Verlag, Berlijn.
 29. Verdugt N. 1981. De gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee en de inpoldering van Flevoland voor de waterkwaliteit in het IJsselmeergebied. RIJP Rapport 1981-305 Abw, Lelystad.
 30. Whitton B.A. 1973. Freshwater phytoplankton. In: N.G. Carr & B.A. Whitton (eds.), *Biology of the blue-green algae*, pp. 353-367. Blackwell, Oxford.
 31. Zevenboom W., A. bij de Vaate & L.R. Mur 1982. Assessment of factors limiting growth rate of *Oscillatoria agardhii* in hypertrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of physiological indicators. *Limnol. Oceanogr.* 27: 39-52.
- ## 5. Zoöplankton
1. Adriaanse M., F.J. Keuper, E.C.L. Marteinj & W. Snoek 1992. Milieumeetnet Zoete Rijkswateren. RIZA Nota 92.051.
 2. Aquasense 1994. *Fytoplankton-zoöplankton interacties Wolderwijd*. Voor en na actief biologisch beheer. In opdracht van Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en afvalwaterbehandeling. RIZA Rapport 94.0404.
 3. Bogdan K.G. & J.J. Gilbert 1987. Quantitative comparison of food niches in some freshwater zooplankton. A multi-tracer-cell approach. *Oecologia* 72: 331-340.
 4. Gliwicz Z.M. & W. Lampert 1994. Clutch-size variability in *Daphnia*: Body-size related effects of egg predation by cyclopoid copepods. *Limnol. Oceanogr.* 39: 479-485.
 6. Gulati R.D. 1990. Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. *Hydrobiologia* 200/201: 99-118.
 7. Hynes H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
 8. Infante A. & S.E.B. Abella 1985. Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* 30(5): 1046-1052.
 9. Knisely K. & W. Geller 1986. Selective feeding of four zoöplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* 69: 86-94.
 10. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.
 11. Meijer M-L. & H. Hoser (red) 1995. *Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw; evaluatie en aanbevelingen voor het beheer*. RIZA Nota 94.058, Lelystad.
 12. Pontin R.M. 1978. A key to the freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. *Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 38*.
 13. STOWA 1993. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater - wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen*. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 93.17, Utrecht.
 14. Verdugt N. 1981. De gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee en de inpoldering van Flevoland voor de waterkwaliteit in het IJsselmeergebied. RIJP Rapport 1981-305 Abw, Lelystad.
- ## 6. Water- en oeverplanten
1. Bick H. & A.W.J. van Schaik 1980. *Oecologische visie Randmeren*. Advies van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad. Staatsbosbeheer, Utrecht.
 2. Brouwer G.A. & L. Tinbergen 1939. *De verspreiding der Kleine Zwanen, *Cygnus b. bewickii* Yarr. in de Zuiderzee voor en na de*

- verzoeting. *Limosa* 12: 1-18.
3. Coops H. 1992. Historische veranderingen in buitendijkse moerassen in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeergebied. RIZA Nota 92.030, Lelystad.
 4. Coops H., R.W. Doef, B. de Witte & M.S. van den Berg 1997. Herstel van de watervegetatie in het IJsselmeergebied. *De Levende Natuur* 98: 8-13.
 5. Doef R.W., H. Coops, M.L. Streekstra & L.H.C.A. Hector 1994. Waterplanten in het Wolderwijd en het Veluwemeer (1990-1993). RIZA Nota 94.046, Lelystad.
 6. Doef R.W., A.J.M. Smits & F.C.M. Kerkum 1991. Water- en oeverplanten in het IJsselmeergebied (1987-1989). RIZA Nota 90.015, Lelystad.
 7. Dresscher Th.G.N. 1954. Iets over de flora en fauna van de oeverzoom van het IJsselmeer tussen de uitmonding van het Zwarte Water en Harderwijk. In: L.F. de Beaufort (red.), *Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932*, p. 283-289. Den Helder.
 8. van Goor A.J.C. 1922. De halofyten en de submerse phanerogamen. *Flora en fauna der Zuiderzee*. Den Helder.
 9. de Jong H. 1970. De bestrijding van waterplanten in de randmeren van Oost-Flevoland in 1969. RIJP Rapport no. 184, Kampen.
 10. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.
 11. Leentvaar P. 1966. Plant en dier in het Veluwemeer. *Waterkampioen* 38: 18-20.
 12. Mörzer Bruijns M.F. & A. Timmerman 1953. Het Zwarte Meer. *De Levende Natuur* 56: 161-166.
 13. Noordhuis R. 1995. Waterplanten. In: R. Noordhuis (red.), *Biologische monitoring zoete rijkswateren 1993*. RIZA Nota 95.002, Lelystad.
 14. van der Ploeg D.T.E. 1990. De Nederlandse Breedbladige Fonteinkruiden. *Wetensch. Meded. KNNV* nr. 195, Utrecht.
 15. de Redelijkheid M.R. & M. Scheffer 1990. Verspreiding en dynamiek van ondergedoken waterplanten in de randmeren. RIZA Nota 90.036, Lelystad.
 16. Schuster S. 1976. Die monatlichen Wasser- vogelzählungen am Bodensee 1961/62 bis 1974/75. *Der Ornithologische Beobachter* 73: 209-224.
 17. Stuurgroep Integraal Beleidsplan en IJsselmeerpolders 1986. Inrichtings- en beheersplan Gooi- en IJmeer. RWS Dir. Zuiderzeewerken, Lelystad.
 18. Timmerman A. 1962. De Krooneend (*Netta rufina*) als broedvogel in Nederland (i.v.m. het Europese optreden). *Limosa* 35: 28-39.
 19. Timmerman A. & J.A.F. Koridon 1963. Veranderingen in vegetatie en vogelbevolking van het Zwarte Meer. *De Levende Natuur* 66: 227-232.
 20. de Witte B.J., L.H.C.A. Hector, M.L. Streekstra & G.D. Butijn 1995. Monitoring van waterplanten in het IJsselmeergebied in het kader van het regionaal meetnet (1990-1994). RDII Rapport 5 ANM/ANW, Lelystad.
- ## 7. Macrofauna
1. Brils J. & J.M. Druke 1995. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Metingen effectparameters aan muggelarven in het veld; periode 1992 t/m 1994. RIZA Rapport BM94.04, Lelystad.
 2. Hollebeek P. & J. van Schie 1992. Waterplanten als habitat voor macrofauna in het Wolderwijd 1991. RIZA Werkdocument 92.016X.
 3. Klink A., M. Wilhelm, J. Mulder & M. Jansen 1993. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, Macrofauna in Noordzeekanaal, Gooimeer, Zwarte Meer en Ketelmeer 1993. In opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. RIZA Rapport BM93.27, Lelystad.
 4. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.
 5. Meijer M.L. & H. Hospers 1994. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nuldernaauw. Evaluatie en aanbevelingen voor het beheer. RIZA Nota 94.058, Lelystad.
 6. Naber A. 1989. Waterplanten en de talrijkheid van invertebraten in het Veluwemeer. DBW/RIZA Werkdocument 89.100X, Lelystad.
 7. Noordhuis 1992. Oorzaken van het ontbreken van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* in de Veluwerandmeren. RIZA Nota 92.020, Lelystad.
 8. Noordhuis 1994. Macrofauna in de Gouwzee. *Graspieper* 14: 94-103.
 9. Platteeuw M., J.H. Beekman, K. van de Guchte & J.P.M. Vink 1993. Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Deel III: Ecotoxicologische effecten en risico's van de verontreinigingen van het sediment voor het leven in het Ketelmeer. RWS Dir. Flevoland, Lelystad.
 10. Smit H., F. Heinis, R. Bijkerk & F.C.M. Kerkum 1993. *Lipiniella arenicola* (Chironomidae) compared with *Chironomus muratensis* and *Ch. nudiventris* distribution patterns related to depth and sediment characteristics, diet and behavioural response to reduced oxygen concentrations. *Neth. Journal Aqu. Ecology* 28:199-212.
 11. Steensma J.M., J. van Schie & R. Noordhuis 1995. Biologie en populatiedynamiek van de Aasgarnaal *Neomysis integer* (Leach). Populatieontwikkeling en voedselkeuze van *Neomysis integer* in het Wolderwijd (1989-1993). SBW Advies & Onderzoek, rapport 95-10, Wageningen.
 12. van Urk G. & F.C.M. Kerkum 1986. Misvormingen bij Muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. *H₂O* 26: 624-627.
 13. bij de Vaate A. & M. Greijdanus-Klaas 1993. Macrofauna. In: Prins K.H., R. Noordhuis, E.C.L. Martein & M. Snoek (red.), *Biologische monitoring zoete rijkswateren 1992*. RIZA Nota 93.028, Lelystad.
 14. bij de Vaate A. & M. Greijdanus-Klaas 1995. Macrofauna. In: Prins K.H., M. Klinge, W. Ligtvoet & J. de Jonge (red.), *Biologische monitoring zoete rijkswateren, IJsselmeer en Markermeer 1992*. RIZA Nota 94.060, Lelystad.
 15. Washington H.G. 1984. *Diversity, biotic and*

similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18: 653-694.

16. Wilson R.S. & J.D. McGill 1982. A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae (Diptera, Insecta). Bristol University, Bristol.

8. Vissen

1. Backx J.J.G.M. 1989. Waarnemingen aan de visstand in het Veluwemeer en Wolderwijd in de periode 1966-1987. Rapport Vakgr. Visteelt en Visserij L.U.Wageningen.
2. Cazemier W.G., H.B.H.J. de Jong & J.A.M. Wiegerinck 1995a. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Samenstelling van de visstand in 1993 op basis van vangsten met fuiken. RIVO Rapport C013/94, herziene versie, IJmuiden.
3. Cazemier W.G., H.B.H.J. de Jong, H.J. Westerink & J.A.M. Wiegerinck 1995b. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Samenstelling van de visstand in 1994 op basis van vangsten met fuiken. RIVO Rapport C017/95, IJmuiden.
4. Dekker W. & J. van Willigen 1996. Zeldzame vissen in het IJsselmeer. RIVO Rapport C006/96, IJmuiden.
5. Lammens E., T. Buijse & W. Dekker 1994. Vissen. In: K.H. Prins, M. Klinge, W. Lichtvoet & J. de Jonge (red.), Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, IJsselmeer en Markermeer 1992. RIZA, Rapport 94.060, Lelystad.
6. Meijer M-L. & H. Hoesper 1995. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw, evaluatie en aanbevelingen voor het beheer. RIZA Nota 94.058, Lelystad.
7. van Moorsel G.W.N.M. 1996. Status van de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) in het Wolderwijd/Nuldernauw en Veluwemeer in 1996. Bureau Waardenburg bv, Rapport 96.46, Culemborg
8. de Nie H.W. 1996. Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem.
9. Platteeuw M. & J.H. Beekman 1993. Integraal

waterbeheer Ketelmeer. Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Deel I. De inventarisatie van het aquatisch ecosysteem Ketelmeer. Rapport Rijksuniv. Groningen / RWS Dir. Flevoland, Lelystad.

10. STORA 1991. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater, deelproject meren en plassen. Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater, Rapport 91.01, Den Haag.
11. Witteveen+Bos 1994a. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Veluwemeer/Drontermeer in september 1994. Witteveen+Bos, Rapport 26.001, Deventer.
12. Witteveen+Bos 1994b. Visstandbeheer in het Wolderwijd/Nuldernauw in het kader van het BOVAR-Project. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Wolderwijd/Nuldernauw in september 1994. Witteveen+Bos, Rapport 45.001, Deventer.
13. Quak J. 1994. Klassificatie en typering van de visstand in het stromend water. In: A.J.P. Raat (red.), Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein, p. 85-100.

9. Vogels

1. Backx J.J.G.M. 1989. Waarnemingen aan de visstand in het Veluwemeer en Wolderwijd in de periode 1966-1987. Vakgr. Visteelt & Visserij, Landbouw Universiteit Wageningen.
2. Bick H. & A.W.J. van Schaik 1980. Oecologische visie Randmeren. Advies van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad. Staatsbosbeheer, Utrecht.
3. Brenninkmeijer A. & E.W.M. Stienen 1992. Ecologisch profiel van de Grote Stern (*Sterna sandvicensis*). IBN-DLO, Rapport 92/17, Arnhem.
4. van Dam & Noordhuis 1996. Vogels. In: C.P.M. Breukers, A.A. Storm, E.M. van Dam & M.C.M. van Oirschot, Watersysteemrapportage Volkerak-Zoommeer

1987-1994. RIZA Rapport 96.003, Lelystad.

5. Diender J. & A. Smit 1970. Kartering van de waterplantengroei in het Vossemeer, het Drontermeer en het noordelijk deel van het Veluwemeer in 1969. RIJP Rapport 190, Kampen.
6. van Eerden M.R. & J. Gregersen 1995. Long-term changes in the Northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83: 61-79.
7. van Eerden M.R. & B. Voslamber 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
8. Gerritsen G.J. & J. Lok 1986. Vogels in de IJsseldelta. IJsselakademie, Kampen.
9. Graveland J.J. 1996. Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de Grote Karekiet *Acrocephalus arundinaceus* in Nederland. *Limosa* 69: 85-96.
10. Krijnsen P.J. & A. Vette *sine anno*. Oecologische inventarisatie en evaluatie van de randmeren en aangrenzende gebieden van de IJsselmeerpolders.
11. Lammens E., T. Buijse & W. Dekker 1994. Vissen. In: K.H. Prins, M. Klinge, W. Lichtvoet & J. de Jonge (red.), Biologische monitoring zoete rijkswateren, IJsselmeer en Markermeer 1992. RIZA Nota 94.060, Lelystad.
12. Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279.
13. Leentvaar P. 1966. Plant en dier in het Veluwemeer. *Waterkampioen* 38: 38: 18-20.
14. Mayenburg F. 1995. Avifaunistische monitoring in Holland-Utrecht. Staatsbosbeheer, Utrecht.
15. Meininger P.L., H. Schekkerman & M.W.J. van Roomen 1995. Populatieschattingen en 1%-normen van in Nederland voorkomende watervogelsoorten: voorstellen voor standaardisatie. *Limosa* 68: 41-48.
16. Noordhuis R. 1992. Oorzaken van het ontbreken van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* in de Veluwerandmeren. RIZA Nota 92.020, Lelystad.
17. Noordhuis R., E.C.L. Martijn, T.J. Boudewijn

- & S. Dirksen 1993. Voedseltekort voor de Visdieven van Zeewolde in 1991? *Limosa* 66: 61-65.
18. Platteeuw M. & J.H. Beckman 1993. Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Rijksuniversiteit Groningen/RWS Dir. Flevoland, Lelystad.
19. Prop J. & M.R. van Ferden 1981. Het voorkomen van trekvogels in het Lauwerszeegebied vanaf de afsluiting in 1969 tot en met 1978. *Limosa* 54: 1-16.
20. Ruiters P.S., R. Noordhuis & M.S. van den Berg 1994. Kranswieren verklaren aantalsfluctuaties van Krooneenden *Netta rufina* in Nederland. *Limosa* 67: 147-158.
21. de Roder F.E. 1993. De Grote Karekiet in Noordwest-Overijssel in 1993. Staatsbosbeheer, Lelystad.
22. RWS Dir. IJsselmeergebied i.s.m. LNV Dir. Noord en Noordwest 1995. Natuurontwikkelingsprojecten IJsselmeergebied, onderzoeks- en monitoringsplan 1995. RDII, Lelystad.
23. Schuster S. 1976. Die monatlichen Wasservogelzählungen am Bodensee 1961/62 bis 1974/75. *Der Ornithologische Beobachter* 73: 209-224.
24. Stienen E.W.M. & A. Brenninkmeijer 1992. Ecologisch profiel van de Visdief (*Sterna hirundo*). IBN-DLO, Rapport 92/18, Arnhem.
25. Timmerman A. 1962. De Krooneend in Nederland. *Limosa* 35: 28-39.
26. Timmerman A. & J.A.F. Koridon 1963. Verandering in vegetatie en vogelbevolking van het Zwarte Meer. *De Levende Natuur* 66: 227-232.
27. bij de Vaate A. & M. Greijdanus-Klaas 1994. Macrofauna. In: K.H. Prins, M. Klinge, W. Ligtoet & J. de Jonge (red.), Biologische Monitoring IJsselmeer en Markermeer 1992. RIZA Nota 94.060, Lelystad.
28. Wiersma P., T. Piersma & M.R. van Eerden 1995. Food intake of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* wintering on cold water as a function of various cost factors. *Ardea* 83: 339-350.
29. van der Winden J., M.J.M. Poot, M.S. van den Berg, T. Boudewijn & S. Dirksen 1997. Kranswieren: voedsel voor grote aantallen watervogels. *De Levende Natuur* 98: 34-41.
30. Zant F.M. 1994. Invloed van strekdammen bij Horst (Wolderwijd) en Polsmaten (Veluwemeer) op de groeiomstandigheden voor waterplanten in 1993. RWS Dir. Flevoland, Rapport 1994-24 ANW, Lelystad.

10. Ecotoxicologie

1. AquaSense 1995. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Meting effectparameters aan muggelarven in het veld; periode 1992 t/m 1994. AquaSense Rapport 93.0321 (RIZA rapport nr. BM93.18), Amsterdam.
2. Beek M. 1995. De risico's van normen. Een overzicht van de methodiek en afgeleide (eco)toxicologische risicogrenzen ter onderbouwing van Streef-, Grens- en Interventiewaarden. RIZA Werkdocument 95.097X, Lelystad.
3. den Besten P.J. 1993. Biotisch effectonderzoek ten behoeve van nader onderzoek Nieuwe Merwede. RIZA Nota 93.020, Lelystad.
4. de Boer J., F. van der Valk, M.A.T. Kerkhoff, P. Hagel & U.A.Th. Brinkman 1994. An eight-year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from Eel (*Anguilla anguilla*) under natural conditions. *Environ.Sci.Technol.*, submitted.
5. Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1995. Impact of contaminants on the breeding success of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in The Netherlands. *Ardea* 83: 325-338.
6. Grootelaar E.M.M. (1993). Morfologische deformaties bij Chironomiden als indicator voor de waterbodemkwaliteit. Scriptie RITOX, RUU, RIZA, afdeling Ecotoxicologie.
7. Kerkum F.C.M. & G. van Urk 1989. Dichtheid, biomassa en misvormingen van Chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. Een aanzet voor biologische monitoring van de waterbodemkwaliteit. RIZA Nota 89.072, Lelystad.
8. Klink A., M. Wilhelm, I. Mulder & M. Jansen 1993. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren - Macrofauna in Noordzeekanaal, Gooimeer, Zwarte Meer en Ketelmeer 1993. In opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. RIZA Rapport BM93.27, Lelystad.
9. Maas J.L. 1993. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Operationele uitwerking ecotoxicologische parameters. RIZA Werkdocument 91.152FX, Lelystad.
10. Mulder M.A.A.J. & A. Espeldoorn 1992. Beoordeling waterbodemkwaliteit Ketelmeergradiënt met de TRIADE-benadering. RIZA rapport 92.133X, Lelystad.
11. Phernambucq A.J.W., J.P.W. Geenen, H.L. Barrevelde & P. Molegraaf 1996. Speuren naar sporen III. Verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute watersystemen van Nederland. RIKZ Rapport 96.016 (RIZA Rapport 96.035), Den Haag.
12. Pieters H. 1991. Het voorkomen van milieukritische stoffen in rode aal, driehoeksmosselen, aalscholververs, duikeendenlevers afkomstig uit het Ketelmeer gebied. RIVO Rapport MO91-202, IJmuiden.
13. Pieters H. 1993a. Biologische monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in Rode Aal - Eerste fase rapport 1992-1993. RIVO rapport C007/93 (RIZA Rapport BM93.05), IJmuiden.
14. Pieters H. 1993b. Biologische monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in Driehoeksmosselen - Eerste fase rapport 1992-1993. RIVO Rapport C011/93 (RIZA Rapport BM93.04), IJmuiden.
15. Pieters H. 1994. Biologische monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in Rode Aal - periode 1993. RIVO Rapport C011/94 (RIZA rapport BM93.31), IJmuiden.
16. Pieters H., V. Geuke & B.L. Verboom 1995. Biologische monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in Rode Aal - periode 1994. RIVO Rapport C009/95 (RIZA Rapport BM94.10), IJmuiden.
17. Pieters H. & C. Taai 1991. Het voorkomen van milieukritische stoffen in predatorvissen,

- prooivissen, Driehoeksmosselen, zoöplankton en bodemdieren afkomstig uit het Nederlandse deel van het Rijnstroomgebied. RIVO Rapport MO91-205, IJmuiden.
18. Pieters H. & B.L. Verboom 1994. Biologische monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in Driehoeksmosselen - 1993. RIVO Rapport C004/94 (RIZA rapport BM93.23), IJmuiden.
19. Platteeuw M., J.H. Beekman, K. van de Guchte & J.P.M. Vink 1993. Integraal waterbeheer Ketelmeer, Deel III, Ecotoxicologische effecten en risico's van de verontreinigingen van het sediment voor het leven in het Ketelmeer. RWS Dir. Flevoland, Lelystad.
20. Platteeuw M., M.R. van Eerden & K. van de Guchte 1995. Variation in contaminant content of livers from Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* living nearby a polluted sedimentation area in Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Ardea* 83: 315-324.
21. Prins K.H., R. Noordhuis, E.C.L. Marteijs & M. Snoek (red.) 1993. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren 1992. RIZA Nota 93.028, Lelystad.
22. Rijkswaterstaat 1993. Beheersplan voor de Rijkswateren 1992-1996. RWS, Directoraat Generaal, Den Haag.
23. Rijsdijk R. in prep. Bestrijdingsmiddelen; een probleem in de Veluwerandmeren? RIZA, Lelystad.
24. van Urk G. & F.C.M. Kerkum 1991. Biologische beoordeling van sedimentkwaliteit met *Chironomus* (Diptera: Chironomidae). RIZA Notanr. 91.017, Lelystad.
25. Winkels H.J. & A. van Diem 1991. Opbouw en kwaliteit van de waterbodem van het Ketelmeer. RWS Dir. Flevoland, Flevobericht 325, Lelystad.
26. de Zwart D. & H.J.G. Polman 1993. De toxiciteit van Maas- en Rijnwater in 1992. RIVM Rapport 719102023, Bilthoven.
27. de Zwart D. & H.J.G. Polman 1994. Metingen in het kader van het Biologische Monitoring Programma van RWS/RIZA naar de toxiciteit van oppervlaktewaterconcentraten van rijkswateren in 1993. RIVM Rapport 607042003, Bilthoven.
- lake Veluwemeer, The Netherlands. In: E. Jeppesen & Sondergaard (eds.), The role of submerged macrophytes in structuring the biological community and biogeochemical dynamics in lakes.
2. Hosper S.H. 1997. Clearing Lakes, an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Dissertatie RIZA, Lelystad.
3. Ligtvoet W. & M.P. Grimm 1993. Ecologisch functioneren van de randmeren binnen het IJsselmeergebied. Rapport Witteveen+Bos /RDII, Deventer.
4. Noordhuis R. in prep. Watervogels. In: RDII/Bureau Waardenburg, Rapportage Monitoring Veluwerandmeren t/m 1996.
5. Reeders H.H. & T.H. Helmerhorst 1996. Op weg naar helderheid. Een heroriëntatie van BOVAR gericht op 2000. RDII Rapport 96.01, Lelystad.
6. Rijsdijk R. in prep. Bestrijdingsmiddelen; een probleem in de Veluwerandmeren? RIZA, Lelystad.
7. Verdugt N. 1981. De gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee en de inpoldering van Flevoland voor de waterkwaliteit in het IJsselmeergebied. RIJP Rapport 1981-305 Abw, Lelystad.

11. Integratie

1. van den Berg M.S., H. Coops, M.-L. Meijer, M. Scheffer & J. Simons in press. Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid

Verantwoording

VOGELS

De monitoring van watervogels wordt gecoördineerd door Sovon Vogelonderzoek Nederland te Beek-Ubbergen. De operationele uitwerking van de monitoring van watervogels is beschreven in het RIZA rapport BM93.06. Voor informatie omtrent de monitoring van watervogels kunt u contact opnemen met Dhr. R. Noordhuis.

VISSEN

De monitoring van de visstand van de randmeren vindt plaats in samenwerking met het RIVO-DLO (Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek) te IJmuiden. De operationele uitwerking van de monitoring van de visstand is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152dx. Een bijgewerkte versie van dit rapport verschijnt in het voorjaar van 1998. Voor informatie omtrent de monitoring van de visstand kunt u contact opnemen met Dhr. E. Lammens.

MACROFAUNA

De bemonstering van macrofauna in de randmeren wordt uitgevoerd door de Meetdienst van Directie IJsselmeergebied. Deze monsters worden gedetermineerd onder verantwoordelijkheid van de afdeling IML van het RIZA. De operationele uitwerking van de monitoring van macrofauna is beschreven in het RIZA werkdocument 96.003x. Voor informatie omtrent de monitoring van macrofauna kunt u contact opnemen met Dhr. A. bij de Vaate.

WATER- en OEVERPLANTEN

De veldopnamen in de randmeren vinden plaats in samenwerking met de meetdienst van Directie IJsselmeergebied. De vliegtuigopnamen worden gemaakt in samenwerking met de Meetkundige Dienst. In het RIZA werkdocument 96.004x is de operationele uitwerking van de vegetatiemonitoring beschreven. Voor informatie omtrent de monitoring van vegetatie kunt u contact opnemen met Dhr. H. Coops.

FYTO- en ZOÖPLANKTON

De bemonstering van het plankton in de randmeren wordt uitgevoerd door de Meetdienst van Directie IJsselmeergebied. Deze monsters worden gedetermineerd onder verantwoordelijkheid van de afdeling IML van het RIZA. De operationele uitwerking van de monitoring van fytoplankton is beschreven in het RIZA werkdocument 96.002x. Voor informatie omtrent de monitoring van fytoplankton kunt u terecht bij Dhr. K.H. Prins.

ECOTOXICOLOGIE

De monitoring van accumulatie van microverontreinigingen in Aal en Driehoeksmosselen vindt plaats in samenwerking met het RIVO. De monitoring van de toxiciteit van het oppervlaktewater vindt plaats in samenwerking met het RIVM. De operationele uitwerking van de monitoring van ecotoxicologische parameters is omschreven in het RIZA werkdocument BM91.152fx. Voor informatie omtrent de monitoring van de ecotoxicologische parameters kunt u contact opnemen met Mw. H. Maas.

U WILT MEER WETEN ???!

Niet alle gegevens die zijn verzameld in het kader van de Biologische Monitoring zijn in dit rapport gepresenteerd. Een overzicht van het bemonsteringsprogramma wordt gegeven in de nota "Milieumeetnet Zoete Rijkswateren" (nota nr. 96.005). Met behulp van een evaluatie van de eerste periode (werkdocument 95.067x) is het programma voor de tweede vierjaarlijkse periode

(1996-1999, met als tweede peiljaar voor de randmeren 1997) inmiddels vastgesteld. Te zijner tijd zullen alle gegevens worden opgeslagen in "DONAR", het centrale gegevensopslag systeem van Verkeer en Waterstaat. Voor vragen over de gegevens kunt u terecht bij de afdeling meetnetten van het RIZA; contactpersoon is Dhr. P. Jesse. De projectleider van het totale monitoringsprogramma (chemisch, biologisch,

fysisch) van het RIZA is Dhr. L.J. Gilde. Programmaleider van de biologische monitoring is Dhr. K.H. Prins. Alle hier vermelde personen zijn werkzaam bij het RIZA.

Alle hier vermelde personen zijn werkzaam bij het RIZA, Postbus 17, 8200 AA Lelystad, tel. 0320-298411

Colofon

lay-out en figuren:

Afdeling Presentatie RIZA

omslagontwerp:

Bureau Beekvisser bNO

drukwerk:

Drukkerij Cabri bv

fotoverantwoording:

R. Bijkerk (foto 6)

M. Decler (foto 24)

P. Dekker (foto 9)

R. Doef (foto's 10, 13, 17, 19, 22, 25, 27)

K. Kerkum (foto 23)

R.P.T. Koeman (foto's 4, 5)

W. Kolvoort (foto's 12, 16)

W. Kolvoort/Foto Natura (foto 15, 18)

R. Noordhuis (foto's 1, 2, 7, 8, 11, 14, 20, 21, 26)

H.H. Reeders (foto 3)

