



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Biologische monitoring zoete rijkswateren

Watersysteemrapportage

Volkerak-Zoommeer

1987-1994

RIZA Nota nr.: 96.003

ISBN nummer 9036945070

ISSN nummer 1386-0143

Redactie:

C.P.M. Breukers, A.A. Storm, E.M. van Dam en

M.C.M. van Oirschot

bij citaten vermelden:

Breukers, C.P.M., A.A. Storm, E.M. van Dam, M.C.M. van Oirschot, 1996. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Volkerak-Zoommeer 1987-1994. RIZA nota nr. 96.003.

Inhoud

Samenvatting 5

Summary 7

1. Inleiding Carolien Breukers (RIZA) 9

2. Watersysteembeschrijving Carolien Breukers (RIZA) en
Edith van Dam (Koeman en Bijkerk BV) 11

3. Water- en waterbodemkwaliteit Carolien Breukers (RIZA) 17

4. Ecotoxicologie Bert Storm, Edith van Dam (Koeman en Bijkerk BV) en
Henk Pieters (RIVO-DLO) 25

5. Fytoplankton Ronald Bijkerk (Koeman en Bijkerk BV) 31

6. Zoöplankton Pina Dekker (Koeman en Bijkerk BV) 41

7. Waterplanten Edith van Dam (Koeman en Bijkerk BV) 47

8. Oeverplanten Noel Geilen (Koeman en Bijkerk BV) 53

9. Macrofauna Edith van Dam, Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV) en
Saskia Wiersma (RIZA) 59

10. Vissen Eddy Lammens (RIZA) 67

11. Vogels Edith van Dam, Ruurd Noordhuis (Koeman en Bijkerk BV) 75

12. Ecosysteemanalyse en toetsing aan AMOEBE Carolien Breukers (RIZA) 83

13. Aanbevelingen voor monitoring en onderzoek 91

Literatuur 93

Verantwoording 99

Colofon 101

Samenvatting

Verschillen in kolonisationsnelheid en daarnaast interacties tussen organismen bepalen de ontwikkelingen van het Volkerak-Zoommeer sinds de afsluiting van de zee in 1987. Aanvankelijk werd het meer steeds helderder, ondanks de hoge nutriëntengehalten. Het zoöplankton kon de algenbiomassa in bedwang houden en daarnaast breidde de waterplantenvegetatie zich snel uit. Een geleidelijke stijging van de hoeveelheid blauwwieren en de hoeveelheid planktivore vis ging vanaf 1990 gepaard met een toenemende troebelheid in de zomermaanden. Zonder maatregelen kan de situatie de komende jaren verslechteren door een toename van het bestand aan planktivore vis. Omdat niet verwacht wordt dat het nutriëntengehalte de komende jaren verder zal dalen, wat noodzakelijk is voor duurzame helderheid in het meer, zal een visstandsbeheersplan worden opgesteld. In dit hoofdstuk wordt een voorstel gedaan voor een visstandsbeheersplan dat de huidige visstand handhaaft door middel van visserij. Daarnaast blijkt ook dat de oevervegetatie zich slecht ontwikkelt. Het fluctuerend peilbeheer dat wordt uitgevoerd, zal hier mogelijk verbetering in brengen.

Water- en waterbodempkwaliteit

De eerste jaren na het ontstaan van het Volkerak-Zoommeer neemt het doorzicht toe tot een zomerhalfjaargemiddelde van meer dan 3 meter in 1990. Dan daalt het doorzicht tot 1,4 meter in 1994. Het totaal-fosfaatgehalte daalt aanvankelijk in de periode 1987-1990 dankzij fosfaatreducerende maatregelen. De laatste jaren blijft het gehalte hangen rond de 0,10 mg P/l. In 1994 is het totaal-P gehalte 0,12 mg/l (zomerhalfjaargemiddeld). Het stikstofgehalte stijgt vanaf 1990. Stikstof is in overmaat voor algen aanwezig met een zomergemiddeld gehalte van meer dan 6 mg N/l in 1994. Het siliciumgehalte komt regelmatig onder de grens waarbij het gehalte beperkend kan zijn voor de groei van kiezelwieren. Gezien het feit dat noch nutriënten noch licht beperkend zijn voor de algengroei, moet er een andere faktor in het spel zijn (graas door zoöplankton).

In 1992 blijkt dat de gehalten aan PAK's, PCB's, bestrijdingsmiddelen en de meeste zware metalen

in het Volkerak-Zoommeer lager zijn dan gemiddeld in de Nederlandse rijkswateren (met uitzondering van het zware metaal nikkel). De waterbodem is in 1990 direct achter de Volkeraksluizen vooral verontreinigd met PCB's en DDT. Bijna de gehele bodem van het Volkerak-Zoommeer is matig verontreinigd met PAK's en PCB's.

Ecotoxicologie

Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) van Aal wordt in de periode 1987-1994 overschreden voor kwik en ΣDDT en het MTR van Driehoeksmossel voor cadmium. Deze drie stoffen vormen hiermee een ontoelaatbaar risico voor het ecosysteem. Cadmium- (en ook kwik) gehalten in Driehoeksmosselen lijken echter een dalende trend te vertonen.

Bij doorvergiftiging in de voedselketen (zwevend stof->Driehoeksmossel->Kuifcend en Baars->Visdiefje) blijken vooral PCB's, lindaan en DDT (DDE) zich sterk op te hopen. Van PCB's zijn nadelige effecten op Visdiefjes in het Volkerak-Zoommeer bekend.

Uit de toxiciteitstest blijkt dat het oppervlaktewater in 1994 geen acuut gevaar oplevert voor het ecosysteem, maar gemiddeld wel boven het Maximaal Aanvaardbaar Risiconiveau komt. Hoewel de waterbodem geen negatieve effecten op de minder gevoelige muggelarven vertoont, zijn op grond van een test met (gevoeligere) waterlooien ernstige effecten te verwachten op het ecosysteem.

In de periode 1988-1990 is de hoeveelheid kaakafwijkingen bij *Chironomus muratensis* wel verhoogd ten gevolge van verontreinigingen. Over 1994 zijn geen conclusies te trekken. De grote dichtheden van dansmuggelarven (*Chironomidae*) in 1994 duiden er op dat deze groep geen toxische effecten van de waterbodem meer ondervindt.

Fytoplankton

Het fytoplankton van het Volkerak-Zoommeer heeft zich in de periode 1987-1994 ontwikkeld tot een gemeenschap waarin blauwwieren (*Cyanobacteria*) in de zomerperiode de dienst

uitmaken. Vanaf 1992 worden jaarlijks de hoogste gehalten van chlorofyl-*a* gemeten in de nazomer, maar tot dusverre zijn de zomergemiddelden nog niet boven 40 µg/l uitgekomen. De voorjaarsbloei is sinds 1988 niet toegenomen en mondt nog elk jaar uit in een 'helder-waterperiode' waarin gedurende enkele weken minimale chlorofyl-*a* gehalten van 1 tot 4 µg/l worden gemeten. In verhouding tot de hoeveelheid totaal-fosfaat is het zomergemiddelde chlorofyl-*a* gehalte nog steeds relatief laag, als gevolg van begrazing door groter zoöplankton. Wel lijkt de begrazing door waterlooien in de zomermaanden minder effectief dan in het voorjaar, door de aanwezigheid van blauwwieren.

Zoöplankton

Kenmerkend voor het zoöplankton van het Volkerak-Zoommeer in de jaren 1988-1994 is de aanwezigheid van grotere waterlooien, tot 1992 de soort *Daphnia pulex* en daarna vooral *Daphnia galeata*. Deze soorten zijn bekend om hun effectieve begrazing van algen. In mei en juni is de omvang van de *Daphnia*-populatie het grootst en is de graasdruk zo hoog dat een helder-waterperiode van meerdere weken het gevolg is. In de zomerperiode blijven de aantallen van deze waterlooien lager.

Het verdwijnen van *Daphnia pulex* als dominante *Daphnia*-soort in 1992 is waarschijnlijk veroorzaakt door een plotselinge toename van de predatiedruk door jonge Blankvoorn in dat jaar. Ook lijkt er een verband te bestaan tussen de toename van blauwalgen en het verdwijnen van *Daphnia pulex*. Na 1992 lijkt de predatiedruk door vis op waterlooien niet verder toe te nemen. Dit kan worden afgeleid uit de sinds halverwege 1992 min of meer constante gemiddelde lengte van *Daphnia* en uit de nog steeds lage dichtheden van kleinere soorten waterlooien.

Waterplanten

De eerste jaren na de afsluiting profiteerden waterplanten van een groot doorzicht tijdens de helder-waterperiode. In de periode 1989 tot en met 1992 ontwikkelde de watervegetatie zich bijzonder snel. In 1992 werd met een totale

bedekking van 980 hectare het maximum bereikt. Tot 4,5 meter diep werden waterplanten aangetroffen.

Na 1992 nemen waterplanten, waarschijnlijk onder invloed van het verminderende doorzicht, weer af. In 1994 is de begroeide oppervlakte 650 hectare. Ook de diepte tot waarop waterplanten worden gevonden, is afgenomen. Naast fonteinkruiden, Sterrekroos en ruppia komen er kranswieren voor. Kranswieren nemen de laatste jaren toe.

Oeverplanten

Sinds de afsluiting in 1987 zijn er grote veranderingen in de oeverbegroeiing van het Volkerak-Zoommeer opgetreden. Tot 1988 bestond de spaarzame oeverbegroeiing voornamelijk uit zilte pioniersoorten. Naarmate de oeverzone minder zout werd, wisten ook de helofyten zich hier te vestigen. Dit leidde tot een smalle oeverplantengordel rond de waterlijn. Echter, na de snelle vestiging verliep de verdere ontwikkeling van de oeverbegroeiing beduidend trager. In 1994 vormt de oeverplantenzone nog steeds een smalle strook op de oever. Belangrijke factoren die uitbreiding richting open water belemmeren zijn: ontziltingstoestand van de bodem, oevererosie en vraat door watervogels en vee. Riet (*Phragmites australis*), Heen (*Scirpus maritimus*), Grote Lisodde (*Typha latifolia*) en Ruwe Bies (*Scirpus Lacustris tabernaemontani*) zijn de algemeenste soorten.

Macrofauna

Na 1988 waren de meeste zoutwatersoorten verdwenen en geleidelijk kwamen er steeds meer

zoetwatersoorten voor in de plaats. De totale dichtheid bleef in de periode 1989-1991 ongeveer gelijk. Daarna volgde een sterke toename, waarschijnlijk door groter voedselaanbod van algen en detritus. De dansmug *Cladotanytarsus* sp. en de Driehoeksmossel zijn de talrijkste organismen. Driehoeksmosselen vormen een belangrijke voedselbron voor vissen en duikenden. De soortensamenstelling komt grotendeels overeen met het IJsselmeer en de Veluwerandmeren.

Vissen

Een jaat na de afsluiting in 1987 kwam de ontwikkeling van zoetwatervissen aarzelend op gang. Kolonisatie vond plaats door instroming van vislarven vanuit het Haringvliet/Hollandsch Diep via de Volkeraksluizen en in mindere mate via Dintel en Steenbergsche Vliet. Vooral Snoekbaars en Baars werden als larven massaal met het instromende water meegevoerd en konden daardoor de eerste jaren domineren. Blankvoorn-, brasem- en poslarven kwamen mondjesmaat binnen en ontwikkelden zich daarom veel langzamer. Dit verschil in kolonisatie tussen de soorten had voor het Zoommeer tot gevolg dat de ontwikkeling enkele jaren achterliep.

De samenstelling en de ontwikkeling werd onder meer beïnvloed door predatie door Futen en Aalscholvers. De verhouding roofvis-prooivis is afgenomen. Pos, Blankvoorn en Brasem hebben zich sinds 1992 zeer sterk ontwikkeld ondanks predatie door Baars en Snoekbaars.

De visbiomassa in het Volkerak-Zoommeer is 137 kg/ha in 1994. De visstand wordt in 1994 sterk gedomineerd door Brasem en Pos,

vissoorten die sterk afhankelijk zijn van bodemdieren. Snoekbaars is de dominante roofvis geworden en Baars en Blankvoorn nemen niet meer toe. Deze visgemeenschap is sterk gericht op de bodem: door omwoeling en voedselopname worden nutriënten naar het water getransporteerd. Hierdoor wordt het eutrofe karakter van het meer gestabiliseerd.

Vogels

Door de afsluiting van het Volkerak-Zoommeer viel 90 % van de slikken permanent droog. Veel steltlopersoorten namen hierdoor sterk in aantal af, maar er zijn ook steltlopers die van de nieuwe situatie wisten te profiteren.

De nog kale, drooggevalen gronden en ook de later aangelegde eilandjes, werden al gauw door soorten als Kluut en Visdief als broedgebied gebruikt. Ook zeldzame soorten als de Steltkluut en Zwartkopmeeuw zijn aangetroffen. Door de toenemende begroeiing zullen deze gebieden op den duur echter ongeschikt raken voor kalegrondbroeders.

Van de broedvogels in het Riet is de Blauwborst een opvallende verschijning.

De verzoeting van het meer en de daarmee gepaard gaande ontwikkelingen in het water, hebben uiteindelijk vooral gunstig uitgepakt voor watervogels die voornamelijk waterplanten of mosselen eten. Sinds 1992 is het aantal visetende vogels hoger dan in de periode daarvoor. De opmars van de Kuifeend is ongetwijfeld verbonden aan de toename van Driehoeksmossels.

Summary

Lake Volkerak-Zoom was created in 1987 by the building of dams isolating the lake from the sea. Since that time the development of Lake Volkerak-Zoommeer has been determined by differences in colonisation rates and also interactions between organisms. At first the lake got steadily clearer despite the high nutrient concentrations. The zooplankton kept the phytoplanktonic algae under control, and the macrophytic vegetation also rapidly developed. A slow increase in the number of Cyanobacteria (blue-green algae) and in the number of planktivorous fish from 1990 gave an increase in turbidity in the summer. Without regulations the situation in the coming years could deteriorate by an increase in the planktivorous fish population. Because it is not expected that the nutrient concentrations will decrease in the next few years, it is necessary to develop a fish management plan in order to increase the water clarity. In this chapter a fisheries management plan has been proposed that will maintain the present size of the fish stock by a fishery. It is also apparent that the shoreline vegetation has developed inadequately and so this might be remedied by a fluctuation in water levels.

Water and Sediment Quality

In the first few years that Lake Volkerak-Zoommeer existed the Secchi-disk transparency increased until it reached a summer average of more than 3 m in 1990. After 1990 the transparency decreased until in 1994 it was only 1.4 m. From 1987 - 1990 the total phosphate concentration was reduced due to the specific management measures that were taken. Recently the total-P concentration has been approximately 0.10 mg P/l (summer average of 0.12 mg P/l in 1994). The nitrogen concentration has increased since 1990. There is a higher nitrogen concentration (6 mg N/l in 1994) than is required by the present algal populations. Silicon is frequently a limiting factor for diatom growth. Given the fact that nutrients and light are not limiting algal growth, another factor must be important (grazing by zooplankton).

It has been shown that in 1992 the concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH),

PCBs, agrochemicals and most heavy metals (except nickel) in Lake Volkerak-Zoommeer were lower than the average for Dutch waterways. The sediment immediately behind the Volkerak sluices was polluted, particularly with PCBs and DDT in 1990. The sediment in almost the whole lake is moderately polluted with PAHs and PCBs.

Ecotoxicology

By measuring pollutant concentrations in Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and eels (*Anguilla anguilla*) it was shown that the whole aquatic system is at risk. The maximum permissible concentration (MPC) was exceeded for mercury and Σ DDT in all years measured. The MPC for mussels was exceeded for cadmium. Cadmium (and mercury) concentrations in Zebra Mussels appeared to show a decreasing trend.

Bioaccumulation was important for PCBs, lindane, dieldrin and DDE. Harmful effects of PCBs on egg development, egg volume, liver functions, and vitamin and hormone balance of Common Terns (*Sterna hirundo*) were demonstrated.

A toxicity test indicated that although there was no danger of acute toxicity, chronic damage might occur as the average concentrations were higher than those allowed by the maximum acceptable concentration (MAC). Although the soil has no toxicity effects on *Chironomus* larvae, it was classified as "having severe effects on the ecosystem" using (more sensitive) *Daphnia magna*.

During 1988-1990 the number of jaw aberrations in *Chironomus muratensis* increased due to pollution. The high density of midge larvae (*Chironomidae*) in 1994 indicates that there are no negative effects of pollutants on this group.

Phytoplankton

During 1987 - 1994 the summer phytoplankton community of Lake Volkerak-Zoommeer developed into one dominated by blue-green algae (Cyanobacteria) in the summer. From 1992 the highest yearly chlorophyll-*a* concentrations were measured in the late summer but so far the

average summer concentration has not exceeded 40 μ g/l. Since 1988 the spring bloom has not increased and it is still followed by a clear water period each year when the chlorophyll-*a* concentration is only 1 - 4 μ g/l. The average summer chlorophyll-*a* concentration is still relatively low in relation to the total phosphorus due to grazing by large zoöplankton species. The grazing pressure of *Daphnia* appears to be less in the summer than in the spring, because of the Cyanobacteria.

Zoöplankton

The lake was characterised by large *Daphnia* species: *Daphnia pulex* until 1992 and thereafter *D. galeata*. These species are effective algal grazers. The population is largest in May and June and this gives such a high grazing pressure that there is a clear water period of several weeks. In the summer these species decline due to the increase in the Cyanobacteria population and predation by young fish. The disappearance of the dominant *Daphnia pulex* in 1992 is probably due to a sudden increase in predation pressure by young Roach (*Rutilus rutilus*) in that year. It is also possible that the increase of Cyanobacteria has played a role in the disappearance of *Daphnia pulex*. After 1992 the predation pressure from fish on *Daphnia* seemed not to increase any more. This can be concluded from the average length of *Daphnia* which since the summer of 1992 has remained approximately constant and from the remaining low population densities of smaller *Cladocera*.

Submerged Aquatic Plants

In the first years after the creation of Lake Volkerak-Zoom the aquatic plants grew rapidly in the clear water. From 1989 to 1992 the vegetation developed exceptionally quickly. By 1992 the total macrophyte cover was 980 ha, and the plants were growing in water up to 4.5 m deep. After 1992 there was a decline in macrophytes, probably due to the increased turbidity. In 1994 the cover had decreased to 650 ha, and the plants were not able to grow in such deep water. The vegetation was mostly composed of members of

the genera *Potamogeton* (Pondweeds), *Callitriche* (Water Star-worts) and *Ruppia* (Sea Grasses). More recently Charophytes have increased.

Emergent Plants

Since 1987 there have been great changes in emergent vegetation in Lake Volkerak-Zoommeer. Until 1988 there was a sparse growth of pioneer helophyte species on the shoreline. As the shore became less salty emergent vegetation rapidly developed, leading to the formation of strand-line vegetation. After the initial colonisation, the vegetational development proceeded at a slower rate and in 1994 the shoreline vegetation still only covered a small proportion of the lake shore. The main factors which prevented plants growing out into the open water are the salt concentration in the soil, bank erosion and overgrazing by waterfowl and cattle. The most common species are Reed (*Phragmites australis*), Sea Club-rush (*Scirpus maritimus*), Bulrush (*Typha latifolia*), and Grey Club-rush (*Scirpus Lacustris tabernaemontani*).

Macrofauna

After 1988 most of the salt-water species had disappeared and there was a gradual increase in fresh water species. The total population density during 1989-1991 remained about constant. Thereafter there was a sharp growth in population, probably due to a greater food supply from detritus and algae. The midge *Cladotanytarsus*

and the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) are the most abundant organisms. Zebra Mussels are an important food source for fish and diving ducks. The species composition is similar to that of Lake IJssel (IJsselmeer) and Lake Veluwe/Wolderwijd (Veluwerandmeren)

Fish

In 1988, a year after the creation of Lake Volkerak-Zoom, there was a hesitant beginning to the growth of fresh water fish populations. Colonisation occurred due to inflow of fish larvae from the Haringvliet/Hollandsch Diep via the Volkerak sluices, and to a lesser extent via the Dintel and Steenbeigsche Vliet. Perch and Pikeperch were the main larvae in the inflow and therefore dominated for the first few years. Roach, Bream and Ruffe larvae were less abundant and so those populations developed slower. This difference in colonisation rate meant that the fish populations of Lake Zoommeer lagged a few years behind in their development.

The species composition and development was influenced by predation from Great Crested Grebes and Cormorants, amongst other factors. The ratio of predatory to prey fish has decreased. Ruffe, Roach and Bream have strongly developed since 1992 despite predation from Perch and Pikeperch. The biomass of fish in Lake Volkerak-Zoommeer was 137 kg/ha in 1994. In 1994 the population was dominated by Bream and Ruffe, which are mainly dependant on the zoobenthos. Pikeperch was the dominant

predatory fish and Roach and Perch were no longer increasing. The fish community is strongly interrelated with the benthos - by digging up sediment and taking up food, the nutrients are transported to the water and so the eutrophic character of the lake is stabilised.

Birds

The isolation of the sea has caused 90% of the former mudflats in Lake Volkerak-Zoom to be permanently dry. Many waders have therefore sharply declined, although there are also some waders that have benefited from the new situation.

The bare dry ground (and also later the nearby islands which were constructed) were used as breeding areas for species such as the Avocet and Common Tern. Rare species such as the Great Black Headed Gull and Black-winged Stilt are also found there. As the vegetation develops these areas will gradually become unsuitable for those species requiring bare ground for nesting.

The rare Blue-throat is a striking member of the reed bed community. The reduction in salinity of the lake and associated developments in the water have been a positive development for the waterfowl that eat aquatic plants and mussels. The number of piscivorous birds has been higher since 1992 than it was previously. The increase in Tufted Ducks is undoubtedly connected with the increase in Zebra Mussels.

1. Inleiding

Carolien Breukers (RIZA)

Voor u ligt de Watersysteemrapportage Volkerak-Zoommeer 1987-1994. In deze watersysteemrapportage is de Natuurontwikkelingsrapportage Volkerak-Zoommeer 1994, een rapportage die vanaf 1990 jaarlijks is verschenen in het kader van het monitoringproject Volkerak-Zoommeer, vrijwel naadloos geïntegreerd.

Doelstelling rapport

De doelstelling van dit rapport is een beeld te geven van de actuele situatie van het ecosysteem van het Volkerak-Zoommeer in het jaar 1994. Daarnaast is ook het zichtbaar maken van trends op grond van de ecologische ontwikkelingen in de periode 1987-1994 belangrijk. Door toetsing aan de AMOEBE van het Volkerak-Zoommeer (Vanhemelrijk & De Hoog 1996), wordt gekeken of de ontwikkelingen de door het beleid gewenste richting op gaan. Als laatste zullen in dit rapport aanbevelingen voor monitoring en onderzoek worden gegeven op grond van geconstateerde kennishiaten.

Monitoring

Vanaf het ontstaan van het Volkerak-Zoommeer

in 1987 is het watersysteem in het kader van het monitoringproject Volkerak-Zoommeer intensief gevolgd. Naast abiotische parameters zijn ook de ontwikkelingen van het fyto- en zoöplankton, de bodemfauna, de water- en oevervegetatie, de vis- en vogelstand uitgebreid gevolgd. De resultaten van dit onderzoek worden jaarlijks weergegeven in rapporten per groep organismen. Een samenvatting en integratie van deze rapporten, aangevuld met een prognose ten behoeve van beleid en beheer, verschijnt eveneens jaarlijks in de zogenaamde Natuurontwikkelingsrapportage Volkerak-Zoommeer.

Naast de genoemde projectmatige monitoring vindt ook een uitgebreide biologische monitoring in het kader van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) plaats. Deze monitoring bestaat uit een combinatie van een fysisch, chemisch en biologisch meetnet. In het biologisch meetnet worden behalve ecologische gegevens (vogels, vissen, fyto- en zoöplankton, oever- en watervegetatie) ook ecotoxicologische gegevens verzameld. De interpretatie van de resultaten van de biologische monitoring van MWTL wordt jaarlijks vastgelegd in een (globale) jaarrapportage die alle zoete rijkswateren omvat. Eens in de vier jaar, in een zogenaamd peiljaar, wordt in aanvulling op het basisprogramma een watersysteem intensiever

bemonsterd.

De resultaten daarvan verschijnen in een vierjaarlijkse (uitgebreidere) watersysteemrapportage. De watersysteemrapportage geeft de ecologische situatie in het peiljaar weer, inclusief trends. Daarnaast toetst deze rapportage de resultaten aan het beleid.

Voor het Volkerak-Zoommeer is 1994 een peiljaar.

De volgende watersysteemrapportage Volkerak-Zoommeer (wellicht weer geïntegreerd met de Natuurontwikkelingsrapportage) zal gaan over het peiljaar 1998. De Natuurontwikkelingsrapportage Volkerak-Zoommeer 1995 verschijnt in 1996.

Opbouw rapport

Het rapport begint met een algemene beschrijving van het watersysteem Volkerak-Zoommeer (hoofdstuk 2). In dit hoofdstuk staat tevens een diagram (piramide), waarin de belangrijkste componenten van het watersysteem staan gepresenteerd. Broedvogels (met uitzondering van de kustbroedvogels), amfibieën, zoogdieren en reptielen zijn in de rapportage niet meegenomen en staan dus ook niet in het diagram vermeld. De piramide vormt de rode draad van dit rapport. In ieder hoofdstuk is het diagram aangepast, waarbij de factoren die voor het desbetreffende hoofdstuk van belang zijn, worden uitgelicht. Hoofdstuk 3 vervolgens beschrijft de water- en waterbodemkwaliteit van het Volkerak-Zoommeer. Aansluitend worden hierop in hoofdstuk 4 de mogelijke ecotoxicologische effecten van de aanwezige microverontreinigingen op het ecosysteem van het Volkerak-Zoommeer besproken. De hoofdstukken 5 tot en met 11 geven van iedere groep organismen de resultaten in 1994 en de belangrijkste ontwikkelingen in de periode 1987-1994 weer. In het afsluitende hoofdstuk (hoofdstuk 12) worden de resultaten geïntegreerd en een prognose geformuleerd. Deze prognose en de situatie in 1994 worden getoetst aan de AMOEBE van het Volkerak-Zoommeer.

Vrijwel ieder hoofdstuk begint met een samenvatting met de belangrijkste conclusies.

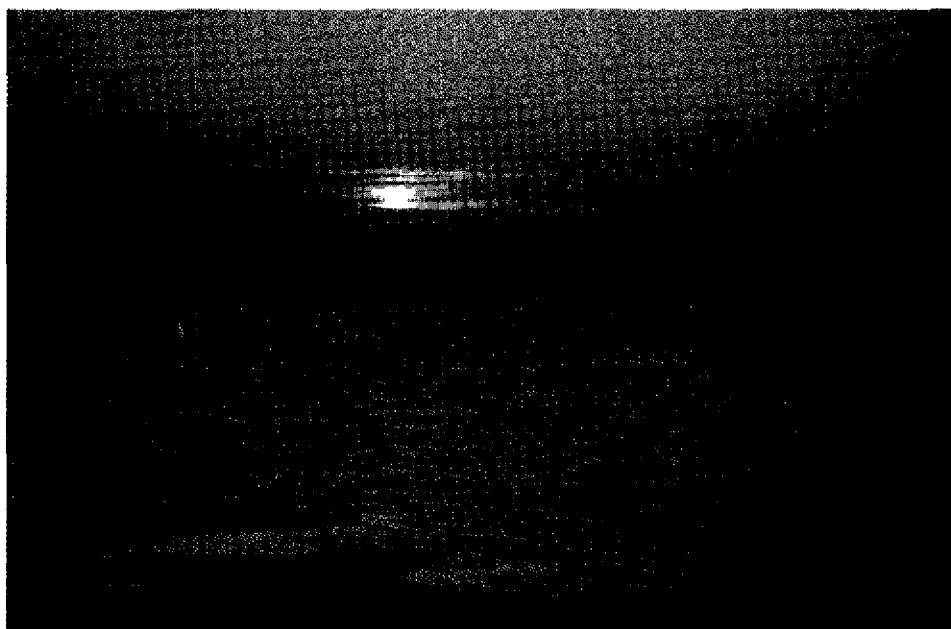


Foto 1
Zonsopgang boven het Volkerak-Zoommeer

Onderwerpen die extra aandacht verdienen worden weergegeven in kaders.

Uitgangspunt is de bespreking van het Volkerak-Zoommeer als zijnde één systeem. Indien het relevant is en er gegevens beschikbaar zijn, wordt onderscheid gemaakt tussen verschillende deelgebieden (bv. tussen het Volkerak en het Zoommeer en tussen diepe en ondiepe meetpunten). In dit rapport wordt niet naar de ontwikkelingen achter de vooroevers gekeken. Dit onderwerp komt aan de orde bij een evaluatieproject dat door Rijkswaterstaat Directie Zeeland is opgestart.

Indien het relevant is, worden de resultaten van het Volkerak-Zoommeer in een breder kader geplaatst door deze bijvoorbeeld te vergelijken met het IJsselmeer: een ander groot, diep en voedselrijk meer in Nederland met toevoer van water vanuit een rivier

In de rapportage wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van een omschrijving van de monsterlokaties (bv. Volkerak-Oost). De overeenkomstige lokatiennaam in de verschillende opslagsystemen van meetgegevens zoals in gebruik bij Rijkswaterstaat, staat weergegeven in tabel 1. In het kader van MWTL wordt het punt Volkerak-Zuid (VZ3) bemonsterd. Bij de rapportage over waterkwaliteit, fyto- en zooplankton is echter de nadruk komen te liggen op andere monsterpunten omdat daarvan langjarige reeksen van de meest uitgebreide groep parameters bestaan. Dit zijn de monsterpunten Volkerak-Oost (VZ2), -West (VZ4) en Zoommeer (VZ7). In 1994 is niet op het punt Volkerak-west (VZ4) bemonsterd, daarvoor in de plaats worden in dit rapport gegevens van het naburige Volkerak-zuid (VZ3) gebruikt

Naam in dit rapport	WORSO-lokatiecode	DONAR-lokatiecode
Volkerak-Oost	VZ2	VOLKRK02
Volkerak-Zuid	VZ3	STEENBGN
Volkerak-West	VZ4	PHILDM
Zoommeer	VZ7	OESTDM
Hollandsch Diep	BSluis	BOVSS
Dintel	DINTELSA	DINTSS

Tabel 1
Naamgeving van de monsterlokaties in het Volkerak-Zoommeer
Name of the sampling points in Lake Volkerak-Zoommeer

De AMOEBE als toetsmethode voor ecologisch beleid

J. van der Velden, 1993

Het landelijk beleid op het gebied van de waterhuishouding is gericht op het ontwikkelen en in stand houden van gezonde watersystemen die een duurzaam gebruik garanderen. Verontreinigingen, onevenwichtige inrichting en overmatig gebruik door de mens hebben geleid tot een situatie waarin vaak geen sprake is van gezonde en duurzame watersystemen. Om waterbeheerders en beleidsmakers van de landelijke en regionale watersystemen de mogelijkheid te bieden verantwoorde keuzes te maken met betrekking tot een gezonde en duurzame ontwikkeling is door Rijkswaterstaat het project Watersysteemverkenningen gestart. Doel van dit project is het verkrijgen van inzicht in de biologische, chemische, fysische en economische waarden van de Nederlandse watersystemen in samengang met mogelijke scenario's en beleidsvoornemens. Per watersysteem worden hiertoe maatlaten met daarin streefbeeld en uitgewerkt, die noodzakelijk zijn voor het behoud of herstel van de gezondheid en duurzaamheid van dat systeem. Als ecologische maatlat is gekozen voor de AMOEBE. AMOEBE staat voor Algemene Methode Oecosysteembeschrijving en Beoordeling. Voor de AMOEBE zijn een aantal soorten (de zgn. doelvariabelen) geselecteerd die samen een zo goed en breed mogelijke doorsnede geven van een watersysteem. De aantallen van de geselecteerde soorten worden uitgedrukt als percentage van een referentie- of streefsituatie. Voor de referentie (de "drake!" van de AMOEBE) wordt uitgegaan van de vroegere situatie of (in het geval van het Volkerak-Zoommeer) van een vergelijkbaar maar ongestoord water. In hoofdstuk 12 is een AMOEBE van de huidige situatie (in 1994) van het Volkerak-Zoommeer weergegeven. Een evenwichtige verdeling van de soorten in de AMOEBE wijst op een gezond en duurzaam ecosysteem. AMOEBES geven waterbeheerders en beleidsmakers een handvat om te werken aan een mogelijk herstel van ecosystemen. Veranderingen ten gevolge van beheersmaatregelen kunnen zichtbaar gemaakt worden door veranderingen in de AMOEBE. Hieraan kan het ecologisch beleid getoetst worden. Hiervoor is een goede monitoring van de doelvariabelen nodig.

2. Watersysteembeschrijving

Carolien Breukers (RIZA) & Edith van Dam (Koeman en Bijkerk BV)

Ontstaan

Het Krammer/Volkerak van voor de afsluiting was een zout getijdegebied, met slikken en schorren. Dagelijks viel bij eb ongeveer 2.350 hectare aan slikken droog. In 1969 werd het gebied in het kader van de afsluiting van het Haringvliet in het noordoosten door de Volkerakdam gescheiden van het Hollandsch Diep. Doordat hiermee het directe contact met Rijn en Maas verbroken werd, ontkwam het gebied deels aan de vervuiling die tijdens de jaren zestig en zeventig in de rivieren een maximum bereikte. Door aanleg

van de Oesterdam (1986) en de Philipsdam (1987) werd het voormalige Krammer/Volkerak afgesloten van de Oosterschelde en ontstond het Volkerak-Zoommeer (figuur 1). Hiermee werd een afspraak nagekomen die in de jaren zestig met België was gemaakt, namelijk dat Nederland zou zorgen voor een getijvrije scheepvaartverbinding tussen Antwerpen en Rotterdam. Een andere reden voor de afsluiting was dat het getijverschil in de Oosterschelde na de aanleg van de stormvloedkering niet teveel mocht afnemen. Bovendien werd met het ontstaan van het Volkerak-Zoommeer de toekomstige zoetwatervoor-

ziening voor de landbouw (voor West-Brabant en Zeeland) veilig gesteld (Van Nes 1991).

Hydrologische en morfologische kenmerken

Het Volkerak-Zoommeer bestaat uit twee delen, het Volkerak en het Zoommeer (figuur 1). Dwars door deze twee meren heen loopt de scheepvaartverbinding van Antwerpen naar Rotterdam, het Schelde-Rijnverbinding. Het kanaal de Eendracht, onderdeel van het Schelde-

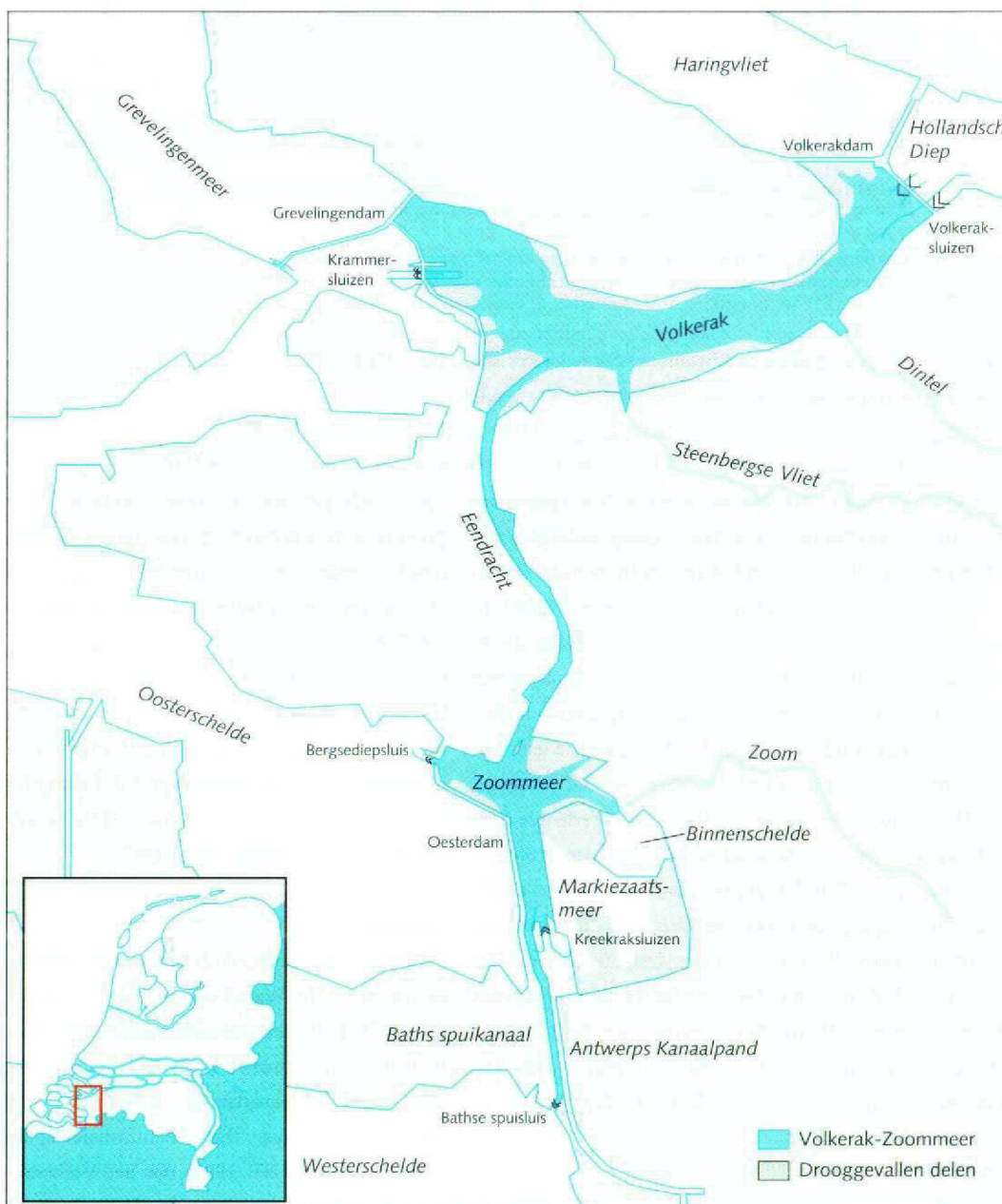


Fig. 1 Ligging van het Volkerak-Zoommeer met bijbehorende sluisen en dammen. Het Volkerak-Zoommeer is een zoetwatermeer in Zuid-West Nederland en is in 1987 afgesloten van de zee. Location of Lake Volkerak-Zoommeer. This lake is a fresh water lake in the south west of the Netherlands. Since 1987 it contains fresh water.

Rijnverbinding, vormt de verbinding tussen Volkerak en Zoommeer. De totale oppervlakte van het Volkerak-Zoommeer bedraagt circa 6.150 hectare (tabel 1). Het Volkerak is ongeveer 3 maal zo groot als het Zoommeer (inclusief kanaal de Eendracht). Worden ook de droge delen meegeteld, de voormalige slikken en schorren, dan bedraagt de totale oppervlakte van het Volkerak-Zoommeer ca 8.300 ha.

Het Volkerak-Zoommeer vormt de grens tussen drie provincies: Zeeland, Zuid-Holland en Noord-Brabant. In het noordoosten grenst het meer aan het eveneens zoete Haringvliet/Hollandsch Diep (figuur 1). De overige wateren waaraan het Volkerak-Zoommeer grenst zijn zout of brak (Grevelingen, Oosterschelde, Markiezaat en Binnenschelde). In het zuiden watert het meer via de Bathse spuisluis af op de Westerschelde. De verbinding met het Antwerps Kanaalpand wordt gevormd door de Kreekraksluizen, die naast het Bathse Spuikanaal liggen.

Via de Volkeraksluizen in het noorden kan water uit het Haringvliet/Hollandsch Diep worden ingelaten. Daarnaast wordt water aangevoerd door een aantal Brabantse rivieren: Mark/Dintel, Steenbergse Vliet en Zoom. Van de genoemde rivieren voert de Dintel, die in open verbinding met het Volkerak staat, verreweg het meeste water aan. Ook wordt vanuit een aantal polders overtollig water op het systeem geloosd. Water verlaat het meer via het Bathse Spuikanaal en de Krammersluizen (tabel 1).

De gemiddelde verblijftijd van water in het Volkerak was in de periode 1989-1994 0,3 jaar (ca. 110 dagen) en in het Zoommeer 0,15 jaar (ca. 56 dagen; Griffioen en Breukers 1996). Het streefpeil in het Volkerak-Zoommeer is 0 m NAP (met toegestane peilvariaties tussen NAP + 0,05 m tot NAP - 0,25 m). In verband met de import van verontreinigde stoffen wordt getracht zo min mogelijk water via de Volkeraksluizen in het noorden in te laten. Waterinlaat kan (met name in de zomerperiode) echter nodig zijn om het peil te handhaven of het zoutgehalte te reduceren. Het Volkerak-Zoommeer heeft de functie watervoorziening voor de landbouw. Omdat het zout vooral vanuit het zuiden opruikt, is voor het Bathse Spuikanaal (figuur 1) een na te streven chloridegehalte gesteld van maximaal 400 mg/l.

	Oppervlakte (ha)
Volkerak-Zoommeer (geheel)	6150
Volkerak	4570
Zoommeer (incl. kanaal de Eendracht)	1580
	Gemiddelde diepte (m)
Volkerak-Zoommeer (geheel)	5,2
Volkerak	5
Zoommeer (incl. kanaal de Eendracht)	6
Maximum diepte (m)	24
Areaal 0-1 m diep (% van de totale oppervlakte)	23
Areaal 1-3 m diep (%)	36
Areaal > 5 m (%)	41
Bodemtype	voornamelijk zand
Streefpeil (m NAP)	0 NAP
	Verblijftijd (gemiddeld, per jaar)
Volkerak	0,3
Zoommeer	0,15
Inlaatpunten van water	Hollandsch Diep, Dintel, Steenbergse Vliet en Zoom
Uitlaatpunten van water	Krammersluizen, Spuikanaal van Bath

Tabel 1
Morfologische en hydrologische karakteristieken van het Volkerak-Zoommeer.
Morphological and hydrological characteristics of Lake Volkerak-Zoommeer.

De belangrijkste zoutbronnen voor het meer zijn schutverliezen vanuit de Oosterschelde, zoute kwel door de zeedijk en nalevering vanuit de bodem (de Bruijckere 1992). In 1994 is het zoutgehalte in het noorden van het meer (meetpunt Volkerak-oost) 200 mg/l (jaargemiddelde) terwijl dit gehalte in het zuiden (meetpunt Zoommeer) ongeveer tweemaal zo hoog is (389 mg/l). In het Volkerak-Zoommeer is de morfologische structuur van een voormalig getijdegebied met diepe geulen en geleidelijke overgangen van diep naar ondiep nog goed te herkennen. De waterdiepte varieert dan ook sterk over het gehele gebied: van decimeters langs de oevers tot 5-15 meter in de voormalige getijdegeulen. Zowel in het Volkerak als in het Zoommeer liggen enkele diepe putten met een diepte van meer dan 20 meter. De putten in het westelijk deel van het Volkerak zijn door zandwinning ten behoeve van de Philipsdam ontstaan. De helft van het Volkerak is minder dan vier meter diep. Het Zoommeer is gemiddeld iets dieper dan het Volkerak (tabel 1).

Beheer

Integraal waterbeheer

Door de situering van het Volkerak-Zoommeer zijn er vele betrokkenen: drie ministeries, drie provincies, tien gemeenten, vier waterschappen, drie beheerders van de drooggevalen gebieden en daarnaast nog diverse belangenorganisaties. Het Volkerak-Zoommeer is aangewezen als proefproject Integraal Waterbeheer, met als doel te proberen met alle betrokkenen een samenhangend beheer voor dit gebied op te zetten. Basis voor alle partijen is het gemeenschappelijk belang bij een ecologisch gezond functionerend Volkerak-Zoommeer (Turkstra en Saeijs 1992).

Functies

Functies van het Volkerak-Zoommeer zijn volgens de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van V&W 1989) beroepsscheepvaart in de diepere delen en natuur en landschap in de ondiepere delen en oeverlanden. Dit is in overeenstemming met het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV 1990) dat het Volkerak-Zoommeer als kerngebied in de ecologische

hoofdstructuur beschouwt en het Nationaal Milieubeleidsplan plus (Min. van VROM, 1993) dat de duurzame ontwikkeling van het meer benadrukt. De vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Min. van VROM, 1993) en het Tweede Schema Verkeer en Vervoer (Min. van V&W, 1989) zien het Volkerak-Zoommeer als hoofdtransport-as voor de scheepvaart. Andere functies zijn regionale watervoorziening (water voor de landbouw) en recreatie.

Alle drooggevallen gronden en gebieden met ondiep water (tot NAP -1,75 meter) zijn aangewezen als natuurmonument in het kader van de Natuurbeschermingswet (1988). Een uitzondering hierop vormen de Speelmansplaten in het Zoommeer: zij hebben een functie voor de recreatie (Santbergen 1993).

Inrichting

De na de afsluiting drooggevallen gronden dreigden door oevererosie in hoog tempo onder water te verdwijnen. Bij een stagnant peil slaan golven namelijk steeds op dezelfde hoogte tegen de oever aan. De voornamelijk fijnzandige oevers zijn hier niet tegen bestand. In 1991 werd op enkele plaatsen een erosie van 25 meter per jaar geconstateerd. De oever werd steeds verder uitgehold, waardoor steile klifrandjes ontstaan. Behalve landverlies betekent dit ook dat de door het getij gevormde, geleidelijke overgangen van

Eilandjes Volkerak	Jaar van aanleg
Noordplaat	1989
eilandjes Krammerse Slikken	1991
eilandjes Hellegatsplaten	1992
eilandjes Slikken van de Heen-oost	1993
Dintelse Gorzen	1993
eilandjes Plaat van Vliet	1993
eilandjes Slikken van de Heen-west	1993
eilandjes voor Oude Tonge	(begin 1995)
Eilandjes Zoommeer	
Boereplaat	1993

Tabel 2

Eilandjes en jaar van aanleg in het Volkerak-Zoommeer.
Isles and year of construction in Lake Volkerak-Zoommeer

land naar water verloren dreigden te gaan, welke voor natuurontwikkeling juist belangrijk zijn. Onder gunstige omstandigheden kan zich langs een flauwe oever namelijk een uitgebreide zone oeverplanten ontwikkelen. Om erosie tegen te gaan werd ertoe overgegaan de oevers in het Volkerak-Zoommeer te beschermen. Waar mogelijk is deze bescherming als vooroeververdediging aangelegd, zodat in de achterliggende luwe zone de kansen voor natuur optimaal zijn. Momenteel is bijna de gehele oeverlengte van het Volkerak-Zoommeer beschermd.

Om het aandeel natuurvriendelijke oevers nog verder te vergroten, zijn vele eilandjes aangelegd zoals de Noordplaat, de eilandjes bij de Krammerse Slikken, bij de Hellegatsplaten en voor de Slikken van de Heen (tabel 2, figuur 3). De verwachting is dat de totale oeverlengte

uiteindelijk (in 1995) met 50% zal zijn toegenomen. Na aanleg werden de eilandjes overgedragen aan de oeverbeheerders. Tot nu toe bestond het beheer van de eilandjes uit niets doen.

Door het uitdiepen van oude kreekresten is in de Dintelse Gorzen getracht een snoekpaaigebied (ca. 15 ha) te creëren.

Het ecosysteem

Het zoete Volkerak-Zoommeer kan als een nieuw systeem worden beschouwd. In de jaren waarover deze nota gaat (vanaf de afsluiting tot en met 1994) was het systeem volop in ontwikkeling, hoewel de veranderingen zich de laatste jaren wat minder snel voltrekken dan in het begin. In deze beginjaren waren veranderingen binnen een ecologische groep niet altijd te verklaren met behulp van relaties met andere groepen. Elke ecologische groep vertoonde in deze periode ook een 'autonome ontwikkeling'. Deze autonome ontwikkeling werd voor een belangrijk deel



Foto 2

Kanaal de Eendracht (op de voorgrond) vormt de verbinding tussen het Volkerak (boven) en het Zoommeer. Dit kanaal is onderdeel van de Schelde-Rijnverbinding tussen Rotterdam en Antwerpen. Het geheel vormt een drukke scheepvaartroute. Daar waar de scheepvaartroute dicht onder de onverdedigde oevers van drooggevallen gebieden liep, ontstond een versterkte erosie door de scheepvaartgolven. Tegenwoordig zijn deze gebieden beschermd door oeververdedigingen.

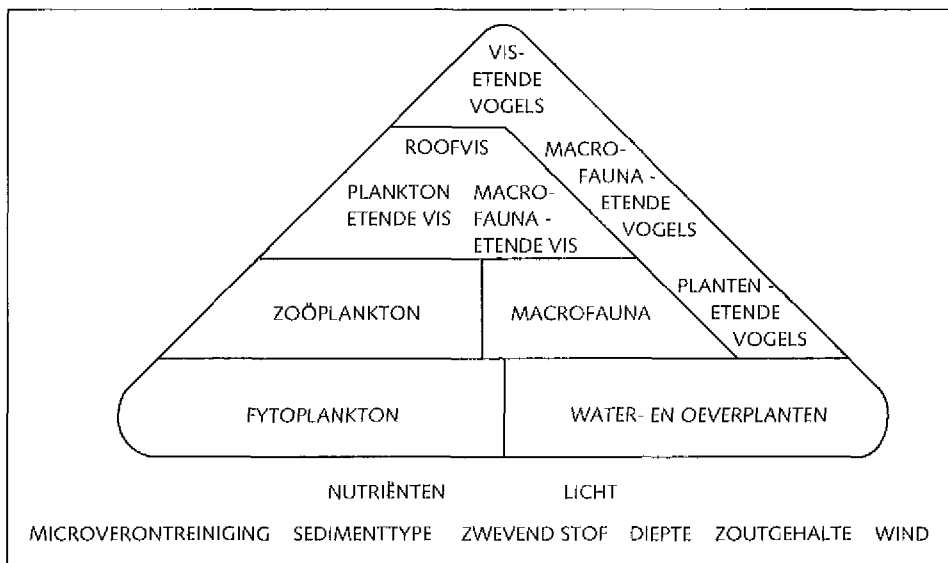


Fig. 2

Schematische weergave van het ecosysteem van het Volkerak-Zoommeer. De ecologische groepen zijn gerangschikt in een voedselpiramide. De voedselpiramide maakt duidelijk welke voedselrelaties er in het systeem bestaan. Via deze relaties kunnen verschillende ecologische groepen elkaar beïnvloeden. Nutriënten en licht kunnen door primaire producenten (de onderste laag van de piramide) in organisch materiaal worden omgezet en vormen als het ware de brandstof voor de piramide. Onderin het schema zijn behalve nutriënten en licht nog andere factoren weergegeven die invloed hebben op processen binnen het ecosysteem.

bepaald door de snelheid waarmee en de wijze waarop organismen zich een eigen plekje in het meer wisten te veroveren.

De organismen die in het Volkerak-Zoommeer voorkomen, kunnen in een voedselpiramide gerangschikt worden. In figuur 2 is dit voor de belangrijkste ecologische groepen gedaan. Zoogdieren, broedvogels, amfibieën en reptielen zijn niet opgenomen in het monitoringprogramma en staan daarom ook niet in de piramide vermeld.

Ecologische groepen

Algen (fytoplankton), water- en oeverplanten staan onder in de piramide. Zij kunnen uit anorganische voedingsstoffen - onder invloed van licht - organisch materiaal maken (primaire productie). De overige ecologische groepen kunnen dit niet en hebben organisch materiaal nodig als voedsel. Direct of indirect zijn deze groepen dus afhankelijk van de productie door algen en planten. Algen nemen het grootste deel van de primaire productie voor hun rekening. Het fytoplankton in het Volkerak-Zoommeer bestaat in de (na)zomer voornamelijk uit blauwalgen (Cyanobacteria) en in het voorjaar voornamelijk uit kiezelwieren (Diatomea). Waterplanten spelen alleen in de ondiepere delen van het meer een rol (tot vier meter diep; hoofdstuk 7 figuur 3). De rol van oeverplanten is vooralsnog marginaal (hoofdstuk 8). Een stapje hoger in de piramide vinden we het zoöplankton en de macrofauna.

Door deze twee groepen wordt voornamelijk zwevend voedsel gegeten in de vorm van al dan niet afgestorven algen. Vooral de grotere water-vlooiën kunnen een flinke graasdruk uitoefenen en dragen zo bij aan de helderheid van het water, maar ook een goed ontwikkelde driehoeksmosselpopulatie kan hieraan bijdragen. Op hetzelfde niveau in de piramide als het zoöplankton en de macrofauna staan plantenetende vogels. De belangrijkste consumenten van waterplanten in het Volkerak-Zoommeer zijn Meerkoet en Knobbelzwaan (hoofdstuk 11 figuur 4). Het zoöplankton en de macrofauna worden op hun beurt ook weer gegeten. Bij het zoöplankton gebeurt dit vooral door jonge vis en Blankvoorn. Macrofauna in de waterbodem wordt zowel door vis als door vogels gegeten. Muggelarven en wormen worden veel door Pos en volwassen Brasem gegeten. De Kuifeend eet vooral schelpdieren en dan met name Driehoeksmosselen. Visetende watervogels en roofvis vormen de top van de voedselpiramide. De meest voorkomende roofvissen in het meer zijn Baars en Snoekbaars (hoofdstuk 10 figuur 1). Aalscholver en Fuut zijn de belangrijkste visetende vogels (hoofdstuk 11).

De voedselpiramide maakt duidelijk welke voedselrelaties in het ecosysteem een rol spelen. Van onder naar boven in het schema volgen we de productie. Bij de eerste stap (de primaire productie) kunnen nutriënten en licht als 'brandstof' beschouwd worden. Van boven naar beneden

volgen we de predatie. Productie en predatie samen bepalen uiteindelijk de biomassa van de verschillende ecologische groepen. Tussen de verschillende ecologische groepen bestaan echter ook relaties van andere aard. Zo vormen oeverplanten voor sommige soorten vis een geschikt paai gebied. Jonge vis en ook zoöplankton kunnen tussen waterplanten een schuilplaats vinden. Algen en waterplanten concurreren elkaar om voedingsstoffen en licht. Ontwikkelingen in de ene ecologische groep kunnen dus niet los gezien worden van ontwikkelingen in andere groepen.

Behalve nutriënten en licht zijn er andere factoren die de processen binnen de voedselpiramide beïnvloeden. Factoren zoals diepte, sedimenttype en microverontreinigingen zijn bijvoorbeeld van invloed op het voorkomen van macrofauna in de waterbodem. Een andere factor is het zoutgehalte. Veranderingen in het zoutgehalte van het water speelden tijdens het eerste jaar na de afsluiting een zichtbare rol. Zoutwatersoorten verdwenen en er kwamen zoetwatersoorten voor in de plaats. Hoewel één jaar na afsluiting het water in het Volkerak-Zoommeer al zoet genoemd kan worden, is het zoutgehalte in de bodem op veel plaatsen nog steeds erg hoog. Op de ontwikkeling van oeverplanten heeft dit hoge zoutgehalte nog altijd invloed (hoofdstuk 8).

Oeververdedigingen en eilanden in het Volkerak-Zoommeer

Isles and shore defences in Lake Volkerak-Zoommeer

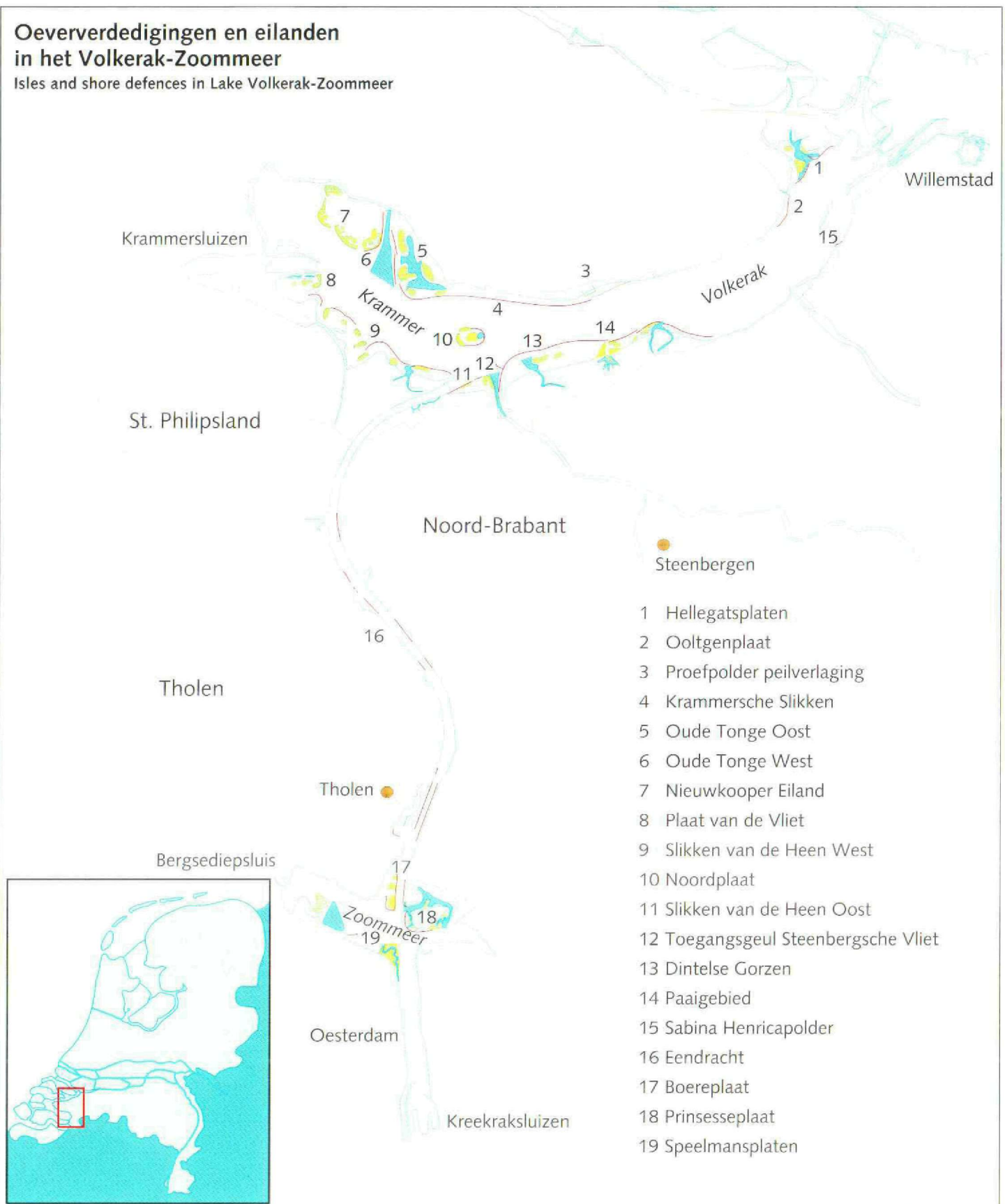


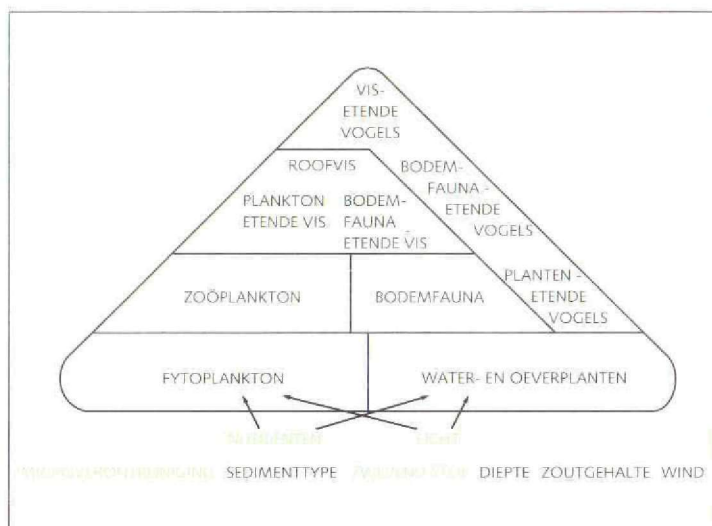
Fig. 3
Overzicht van eilandjes en vooroeververdedigingen in het Volkerak-Zoommeer.
View of the isles and shore defences in the Lake Volkerak-Zoommeer.

**Foto 3**

In het Volkerak-Zoommeer zijn sinds 1987 vooroeververdedigingen en eilandjes (zoals hier voor de kust van Oude Tonge) aangelegd om het gebied tegen erosie te beschermen. Daarnaast probeert men op deze manier om de natuurwaarde van het gebied te verhogen. De ondiep - watergebieden die ontstaan kunnen dienst doen als paargebied voor snoek. Of deze inrichtingsmaatregelen aan hun doel hebben beantwoord, wordt momenteel onderzocht.

3. Water- en waterbodembodemkwaliteit

Carolien Breukers (RIZA)



Licht is een randvoorwaarde voor natuurontwikkeling. Zo is licht noodzakelijk voor de groei van planten en heeft een oogjager als de Snoek helder water nodig om zijn prooi te kunnen zien.

Het doorzicht is een maat voor de diepte tot waar licht in het water doordringt. Met de diepte neemt het licht af, waardoor bijvoorbeeld waterplanten tot een bepaalde diepte kunnen groeien. Het doorzicht wordt onder andere door het zwevend stof (wat ondermeer bestaat uit algen), bepaald.

De grootte van de algenbiomassa wordt niet alleen bepaald door de hoeveelheid licht, maar ook door de hoeveelheid voedings- en bouwstoffen. Daarnaast worden algen weggegeten door zoöplankton. Voedingsstoffen voor algen zijn fosfaat en stikstof. Kiezelwieren gebruiken silicium als bouwstof voor hun skelet. Daarom is de hoeveelheid silicium bepalend voor de hoeveelheid kiezelwieren. De bouw- of voedingsstof waaraan het eerst een tekort ontstaat - dan wel de hoeveelheid licht, - kan de groei van algen beperken.

Zwevend stof bestaat uit organische deeltjes (zoals afgestorven algen) en niet-organische deeltjes (de zogenaamde gloeirest). Zwevend stof wordt door Driehoeksmosselen uit het water gefilterd. Aan dit zwevend stof zijn microverontreinigingen gehecht. Bij opname kunnen deze stoffen toxische effecten veroorzaken en daarmee een negatief effect op het ecosysteem uitoefenen. Door het meten van verontreinigingen aan zwevend stof kan niet alleen een indruk gekregen worden van de waterkwaliteit, maar ook van de toekomstige bodembodemkwaliteit.

Samenvatting

De eerste jaren na het ontstaan van het Volkerak-Zoommeer neemt het doorzicht toe tot een zomerhalfjaargemiddelde van meer dan 3 meter in 1990. Dan daalt het doorzicht tot 1,4 meter in 1994. Het totaal-fosfaatgehalte daalt aanvankelijk in de periode 1987-1990 dankzij fosfaatreducerende maatregelen. De laatste jaren blijft het gehalte hangen rond de 0,10 mg P/l. In 1994 is het totaal-P gehalte 0,12 mg/l (zomerhalfjaargemiddeld). Het stikstofgehalte stijgt vanaf 1990. Stikstof is in overmaat voor algen aanwezig met een zomergemiddeld gehalte van meer dan 6 mg N/l in 1994. Het siliciumgehalte komt regelmatig onder de grens waarbij het gehalte beperkend kan zijn voor de groei van kiezelwieren. Gezien het feit dat noch nutriënten noch licht beperkend zijn voor de algengroei, moet er een andere faktor in het spel zijn (graas door zoöplankton - zie hoofdstuk 5 en 6).

In 1992 blijkt dat de gehaltes aan PAK's, PCB's, bestrijdingsmiddelen en de meeste zware metalen in het Volkerak-Zoommeer lager zijn dan gemiddeld in de Nederlandse rijkswateren (met uitzondering van het zware metaal nikkel). De waterbodem is in 1990 direct achter de Volkeraksluizen vooral verontreinigd met PCB's en DDT. Bijna de gehele bodem van het Volkerak-Zoommeer is matig verontreinigd met PAK's en PCB's.

Methoden

Vanaf 1987 zijn in de zomer wekelijks en de rest van het jaar tweewekelijkse monsters genomen en metingen verricht op verschillende lokaties, Volkerak-Oost (VZ2), Volkerak-West (VZ4), Zoommeer (VZ7), Hollandsch Diep en Dintel (zie figuur 1). In de jaren 1987 en 1994 werd het punt Volkerak-West vervangen door Volkerak-Zuid (VZ3). Watermonsters zijn genomen op een

meter onder de oppervlakte met behulp van een meetvis. In het laboratorium zijn vervolgens de gehalten totaal-fosfaat, totaal-stikstof en silicium bepaald volgens normen van het Nederlands Normalisatie-instituut. Het doorzicht werd gemeten met een Secchischijf.

Maandelijks zijn vanaf 1987 zwevend-stofgehalten bepaald op de punten Volkerak-zuid (VZ3), Zoommeer (VZ7), Hollandsch Diep (Bovensluis, HD16/17). Bemonstering van

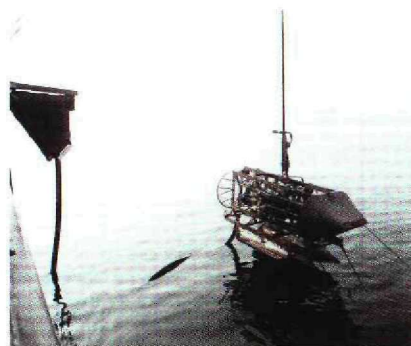
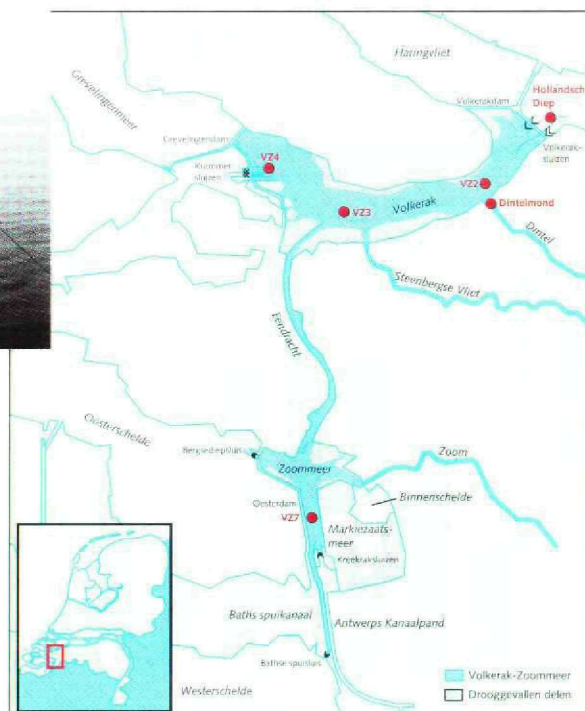


Foto 4
Watermonsters worden genomen met behulp van een meetvis.

Fig. 1
Ligging van de monsterpunten Volkerak-Oost (VZ2), Volkerak-West (VZ3), Volkerak-Zuid (VZ4), Zoommeer (VZ7), Dintelmond en Hollandsch Diep.
The sampling points in Lake Volkerak-Zoommeer, Volkerak-east (VZ2), Volkerak-west (VZ3), Volkerak-south (VZ4) and Lake Zoommeer (VZ7), Dintelmond and Hollandsch Diep.



zwevend stof vindt plaats op halve waterdiepte met behulp van een vertikaal centrifuge. De monsters zijn gevriesdroogd en ingevroren bewaard. In het laboratorium zijn vervolgens de gehalten aan microverontreinigingen bepaald (volgens NEN-normen). Voor toetsing zijn de gemeten gehalten omgerekend naar een standaardbodem (10% organisch stof en 25% lutum).

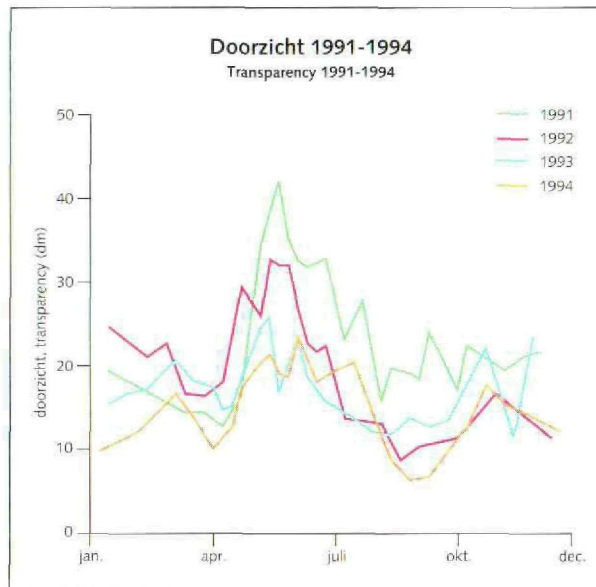
Ontwikkelingen

Doorzicht

In de periode van 1987 tot 1990 neemt het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht toe tot meer dan 3 meter (figuur 2). Daarna neemt het doorzicht af. Ten opzichte van 1990 is dit doorzicht in 1994 gehalveerd tot 1,4 meter. Wordt het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht van 1994 echter vergeleken met dat van bijvoorbeeld het IJsselmeer (0,6 meter in 1994), dan is het doorzicht hoog in het Volkerak-Zoommeer (Kasemier 1995).

Wanneer algen in het voorjaar weggegeten worden door zoöplankton ontstaat een helder-waterperiode, waarin het doorzicht tijdelijk aanmerkelijk toeneemt (figuur 3 en hoofdstuk 5 figuur 1). In het Volkerak-Zoommeer begint deze periode omstreeks eind april/begin mei en eindigt in juni/juli. In 1990 werden tijdens de helder-waterperiode spectaculaire doorzichten gemeten

Fig. 3
Doorzicht (gemiddelde van drie meetpunten) in het Volkerak-Zoommeer, periode 1991-1994. Het doorzicht in het voorjaar (tijdens de helder-waterperiode) is afgenomen.
Transparency (mean of 3 locations) in Lake Volkerak-Zoommeer, 1991-1994. Transparency decreased in the spring, during the clear water phase.



van meer dan 6 meter. In de afgelopen jaren is het doorzicht in deze helder-waterperiode kleiner geworden en daalde van maximaal 4,2 meter in 1991 tot 2 meter in 1994 (figuur 3). Als de helder-waterperiode wordt gedefinieerd als een aaneengesloten periode met chlorofylgehalten beneden de 10 µg/l is de duur sinds 1988 eerder toe- dan afgenomen (zie verder hoofdstuk 5).

Als er te weinig licht in het water doordringt kan de algengroei beperkt worden. De maximale zomerhalfjaargemiddelde hoeveelheid chlorofyl bij licht beperking in het Volkerak-Zoommeer kan worden berekend met behulp van een CUWVO-relatie (CUWVO 1987).

Hieruit blijkt dat een maximale chlorofylconcentratie van ca. 90 µg/l mogelijk is voordat licht beperkend wordt (Breukers e.a. 1996). Dit is ongeveer driemaal zoveel als het zomerhalfjaargemiddelde chlorofylgehalte in het Volkerak-Zoommeer in 1994 (31 µg/l). De algengroei wordt in 1994 dus niet door licht beperkt.

De bijdrage van verschillende componenten aan het reciproke doorzicht (1/doorzicht) is met behulp van het model UITZICHT (Buiteveld 1990) geanalyseerd (figuur 4). Hieruit blijkt dat de afname van het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht in het Volkerak-Zoommeer vanaf 1990 voornamelijk kan worden verklaard door de toename van de hoeveelheid algen. Is in 1990 de bijdrage van het chlorofylgehalte aan de uitdoving van het licht nog 14%, in 1992/1993 is dit opgelopen tot ongeveer 25%. Het zomerhalfjaargemiddelde chlorofylgehalte neemt in deze periode dan ook toe van 6 tot 20 µg/l (Breukers 1995; hoofdstuk 5 figuur 3). De grootste bijdrage aan de uitdoving van het licht wordt geleverd door het gloeirestgehalte, variërend van 34 tot 40%. Op grond van het feit dat de oevererosie in het gebied is afgenomen, zou een dalende trend in het gloeirestgehalte te verwachten zijn. Deze is op grond van de gegevens niet waar te nemen: het gloeirestgehalte schommelt in de periode 1990-1993 tussen de 2 en 4 mg/l (Breukers 1995). Mogelijk vindt compensatie plaats door opwerveling van materiaal bij de aanleg van vooroevers en eilanden. De bijdrage van detritus aan de uitdoving van

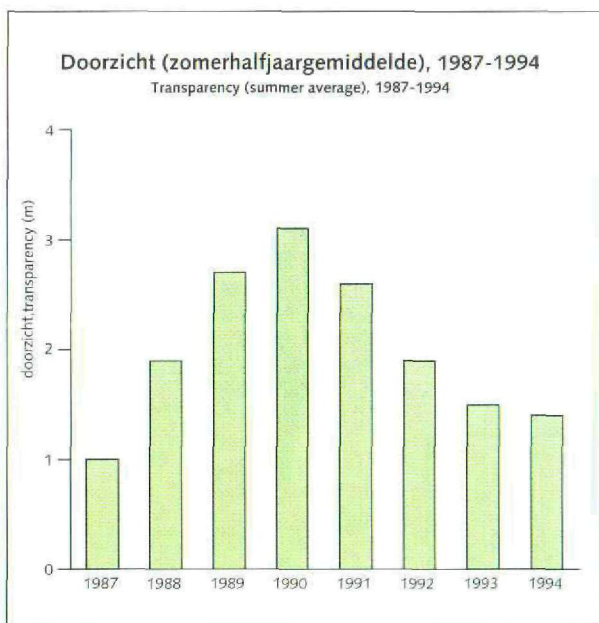


Fig. 2
Zomergemiddeld doorzicht als gemiddelde van drie meetpunten in het Volkerak-Zoommeer, periode 1987-1994. Tot 1990 neemt het doorzicht toe om vervolgens af te nemen.
Transparency (summer average of 3 locations) in Lake Volkerak-Zoommeer, 1987-1994. Transparency increased until 1990 and then decreased thereafter.

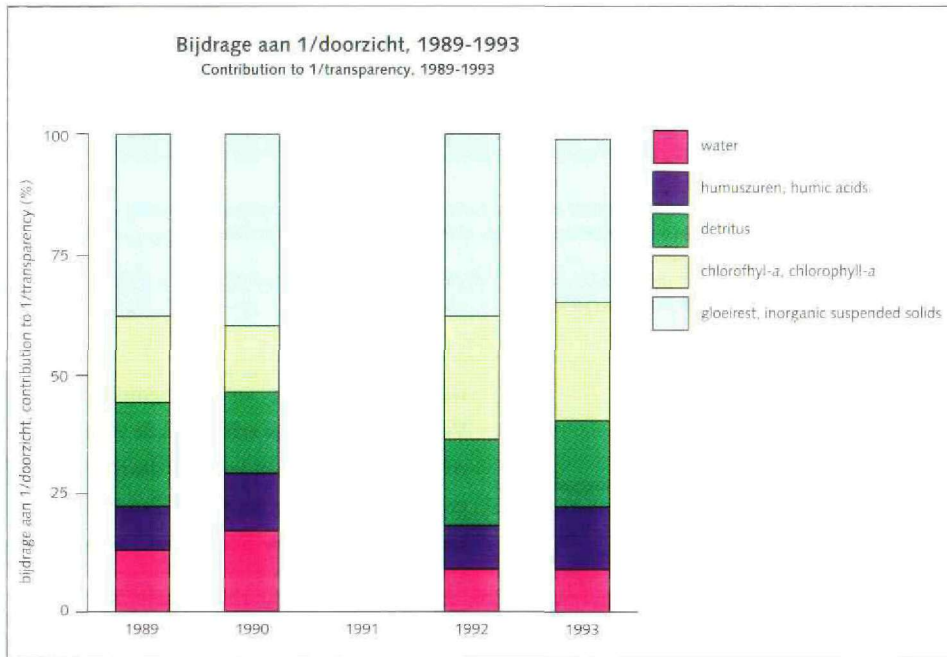


Fig. 4

Bijdrage aan 1/doorzicht van verschillende componenten in het water van het Volkerak-Zoommeer (VZ2, VZ4 en VZ7), periode 1989-1993. Alleen jaren waarvan alle gegevens bekend zijn, staan weergegeven. De afname van het doorzicht wordt vooral veroorzaakt door een toename van de algenbiomassa.
Contribution to 1/transparency by different compounds in the water of Lake Volkerak-Zoommeer, 1989-1993. Only the years that have a complete data-set are shown. The main cause of the decrease of transparency was an increase in the algal biomass.

het licht is ongeveer 20% en van humuszuren - afbraakprodukten van plantaardig materiaal - ongeveer 10%.

Fosfaat

De belangrijkste toevoerbronnen van fosfaat naar het Volkerak zijn het Hollandsch Diep (via de Volkeraksluizen) en de Brabantse rivieren, met name de Dintel. Belangrijkste toevoerbron van het Zoommeer is het Volkerak via kanaal de Eendracht. Dit maakt dat het Zoommeer, wat eutrofiëring betreft, sterk afhankelijk is van ontwikkelingen in het Volkerak. De nadruk in onderstaand verhaal zal dan ook liggen op het Volkerak.

De fosfaatbelasting van het Volkerak is vanaf 1988 tot 1991 zeer sterk gedaald (tabel 1). Dit hangt samen met het feit dat in die periode een sterke verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde water heeft plaatsgevonden door onder andere afkoppeling van de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) Nieuwveer van de Dintel, defosfatering van RWZI's en het gebruik van fosfaatvrije wasmiddelen (Bijlsma 1989).

De fosfaatbelasting van het Volkerak wordt behalve door de fosfaatconcentratie in de toevoerbronnen, ook door klimatologische omstandigheden bepaald. Bij veel regen komt door uit- en afspoeling meer fosfaat van de landbouwgronden in de Dintel terecht en is ook

de totale hoeveelheid water groot die wordt afgevoerd door deze rivier naar het Volkerak (Van den Hark 1993). Met name in het natte jaar 1988 is de hoeveelheid fosfaatrijk water die de Dintel aanvoert groot. Ook 1994 is een nat jaar met als gevolg een toename van de fosfaatbelasting (tabel 1) ten opzichte van de voorgaande periode (1989-1993).

In het Volkerak blijft in de periode 1988-1994 ruim de helft van het aangevoerde fosfaat achter (Griffioen & Breukers 1996). Dit gebeurt met name direct stroomafwaarts achter de twee belangrijkste inlaatpunten van fosfaatrijk water: Dintel en Hollandsch Diep. In het Zoommeer is de retentie lager, maximaal 10%. Vaak gaat volgens de balans meer fosfaat het Zoommeer uit dan erin komt (tabel 1). Dit wordt veroorzaakt

door onnauwkeurigheden in de gegevens en berekeningen voor de water- en fosfaatbalansen. Van 1987 tot 1990 neemt het zomerhalfjaargemiddelde fosfaatgehalte af om vervolgens rond de waarde van 0,10 mg P/l te blijven schommelen (figuur 5). Het fosfaatgehalte (jaargemiddeld) van de Dintel en het Hollandsch Diep, neemt in de periode 1988-1991 eveneens af (figuur 6). Zo halveert de fosfaatconcentratie van de Dintel van 0,47 tot 0,21 mg/l.

Voor het Volkerak is een verband tussen de concentratie van fosfaat in het inlaatwater en de concentratie in het meer afgeleid (Van den Hark 1993):

$$P_{Volkerak} = 0,653 \{P_{inlaat} / (1 + \sqrt{T})\}$$

waarbij

$P_{Volkerak}$ = jaargemiddelde fosfaatconcentratie in het Volkerak (laagste waarde van drie meetpunten; mg/l)

P_{inlaat} = jaargemiddelde fosfaatconcentratie in het inlaatwater (mg/l)

T = verblijftijd (jaar)

Indien de berekende $P_{Volkerak}$ wordt vergeleken met het laagst gemeten jaargemiddelde

		1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994 ¹
Volkerak	in	445	225	162	129	155	160	248
	uit	205	82	65	58	65	77	98
Zoommeer	in	194	61	58	50	53	68	84
	uit	184	67	65	59	62	68	80

¹ De berekeningswijze van de balans van 1994 is weliswaar verbeterd, maar toch vergelijkbaar met voorgaande jaren (Griffioen & Breukers 1996).
The P-load of 1994 is composed in a different way, but is still comparable with the other years (Griffioen & Breukers, 1996)

Tabel 1

Fosfaatbelasting (ton P per jaar) van het Volkerak en Zoommeer 1988-1994 (Griffioen & Breukers 1996).
Phosphate load (ton P per year), Lake Volkerak-Zoommeer 1988-1994 (Griffioen & Breukers 1996).

fosfaatgehalte volgens de methode van van den Hark (1993), dan blijken deze getallen redelijk goed overeen te komen (tabel 2). De fosfaatconcentraties van de aanvoerbronnen bepalen dus grotendeels de fosfaatconcentraties in het Volkerak.

Dat de invloed van de verblijftijd weinig invloed heeft op de fosfaatconcentratie in het Volkerak-Zoommeer blijkt uit het volgende. De verblijftijd in een meer beïnvloedt de retentie van fosfaat: hoe groter de verblijftijd hoe meer fosfaat uit de

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
P_{Volkerak} (mg/l)	0,18	0,14	0,10	0,07	0,08	0,08	0,12
gemeten P-gehalte (mg/l)	0,18	0,13	0,10	0,07	0,09	0,10	0,11

Tabel 2

P_{Volkerak} (berekend volgens Van den Hark 1993) vergeleken met de ondergrens van het jaargemiddelde van de gemeten fosfaatgehalten op drie lokaties in het Volkerak in 1988-1994 (voor uitgebreide berekening P_{Volkerak} zie Griffioen & Breukers 1996).

P_{Volkerak} compared to the lowest mean value per year of the measured P-concentration on 3 locations in Lake Volkerak, 1988-1994 (Griffioen & Breukers, 1996).

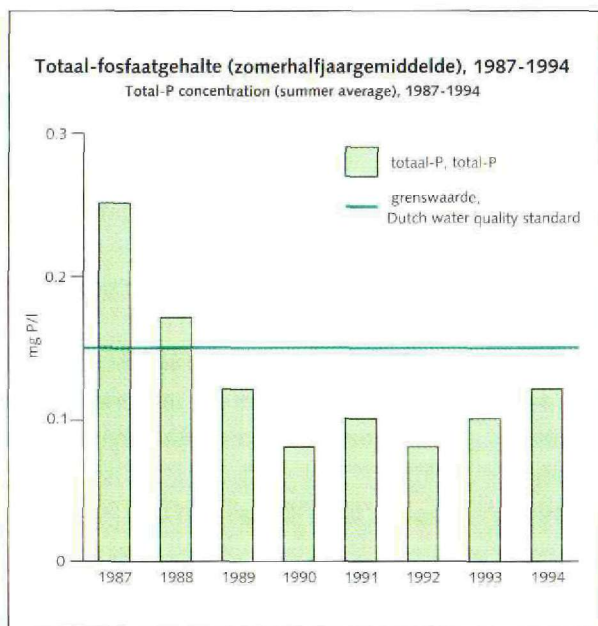


Fig. 5

Zomergemiddeld totaal-fosfaatgehalte als gemiddelde van drie meetpunten in het Volkerak-Zoommeer, periode 1987-1994. Het gehalte neemt af tot het jaar 1990 en schommelt daarna rond de 0,10 mg/l. In 1994 is het gehalte iets hoger.

Total-P concentration (summer average, mean of 3 locations) in Lake Volkerak-Zoommeer, 1987-1994. The total-P concentration decreased until 1990. After 1990 the total-P remained around 0.10 mg P/l. In 1994 the total-P was 0.12 mg/l.

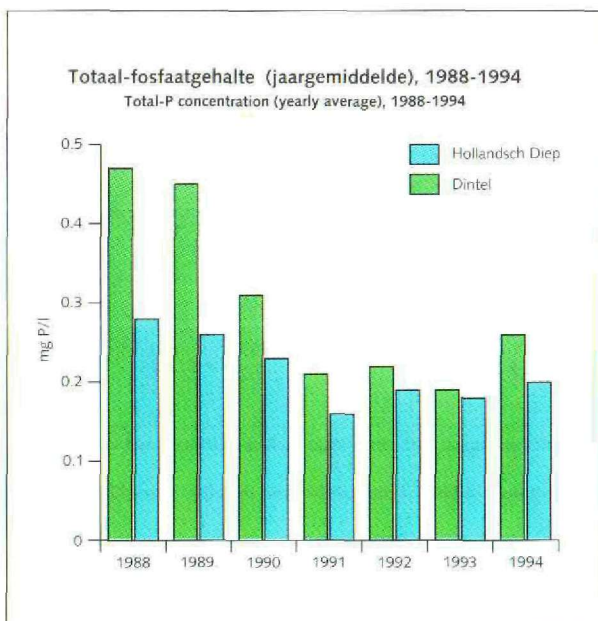


Fig. 6

Totaal-fosfaatgehalte van Dintel en Hollandsch Diep als jaargemiddelde, van 1988-1994. Het totaal-fosfaatgehalte van de belangrijkste fosfaattoevoerbronnen van het Volkerak (Dintel en Hollandsch Diep) neemt in de periode 1988-1991 af. Total-P concentration of the rivers Dintel and Hollandsch Diep (yearly average), 1988-1994. The total-P concentration of the main sources of P-input to Lake Volkerak (the rivers Dintel and Hollandsch Diep) decreased during the period 1988-1991.

waterfase verdwijnt en sedimenteert. In het Volkerak-Zoommeer echter zijn de verblijftijden zo groot (enkele maanden), dat daardoor vrijwel geen verschil tussen de verschillende jaren optreedt wat betreft de retentie (zie figuur 5.5 in Van den Hark 1993).

Het (zomerhalfjaargemiddelde) fosfaatgehalte bedraagt 0,12 mg P/l in 1994 en voldoet daarmee aan de grenswaarde van 0,15 mg/l (figuur 5). Fosfaat is tot nu toe steeds in overmaat in het Volkerak-Zoommeer aanwezig geweest en heeft dan ook niet tot algenbeperking geleid (Breukers e.a. 1996). Tussen zomerhalfjaargemiddelde chlorofyl- en fosfaatgehalten is een relatie afgeleid, wanneer fosfaat limiterend is (CUWVO 1987). Als deze relatie wordt toegepast blijkt dat bij een fosfaatgehalte van 0,12 mg P/l een maximum-chlorofylgehalte van 171 $\mu\text{g/l}$ bereikt kan worden indien draadvormige blauwalgen het meer domineren en als het meer niet door draadvormige blauwalgen wordt gedomineerd, een gehalte van 74 $\mu\text{g/l}$. Dit is minstens tweemaal zo veel als het zomerhalfjaargemiddelde chlorofylgehalte in het Volkerak-Zoommeer in 1994 (35 $\mu\text{g/l}$). Een dergelijk chlorofylgehalte wordt pas door fosfaat beperkt volgens de CUWVO-relaties bij een fosfaatgehalte van 0,05 mg P/l (indien andere algen dan draadvormige blauwalgen domineren) of 0,02 mg P/l (indien draadvormige blauwalgen domineren). Dit betekent dus dat een andere factor dan fosfaat de algengroei beperkt.

Het totaal-fosfaatgehalte is wat lager in het voorjaar en wat hoger in het winterseizoen (figuur 7). Rond de maand juni begint het gehalte te stijgen. Dit kan het gevolg zijn van nalevering of transport van de bodem naar de waterkolom door blauwalgen (hoofdstuk 5). De fosfaatgifte uit de bodem van het Volkerak-Zoommeer is sterk

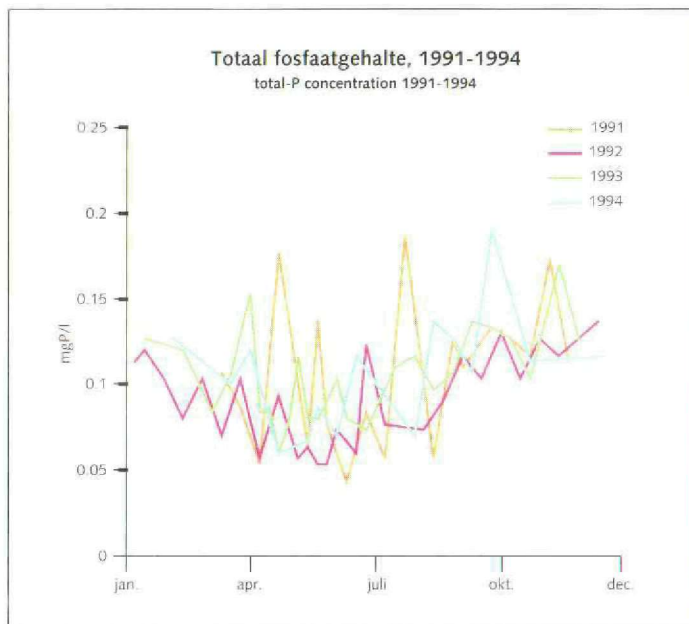


Fig. 7

Totaal-fosfaatgehalte als gemiddelde van drie meetpunten in het Volkerak-Zoommeer, periode 1991-1994. Het totaal-fosfaatgehalte is wat lager in het voorjaar en wat hoger in het winterseizoen. Deze stijging in de maand juni kan het gevolg zijn van nalevering of van transport van de bodem naar de waterkolom door blauwalgen (hoofdstuk 6).

Total-P concentration (mean of 3 locations) in Lake Volkerak-Zoommeer, 1991-1994. The concentration was somewhat lower in spring and higher in winter. The increase in June may have been caused by P-release from the soil or transport from soil to water by Cyanobacteria (see chapter 6).

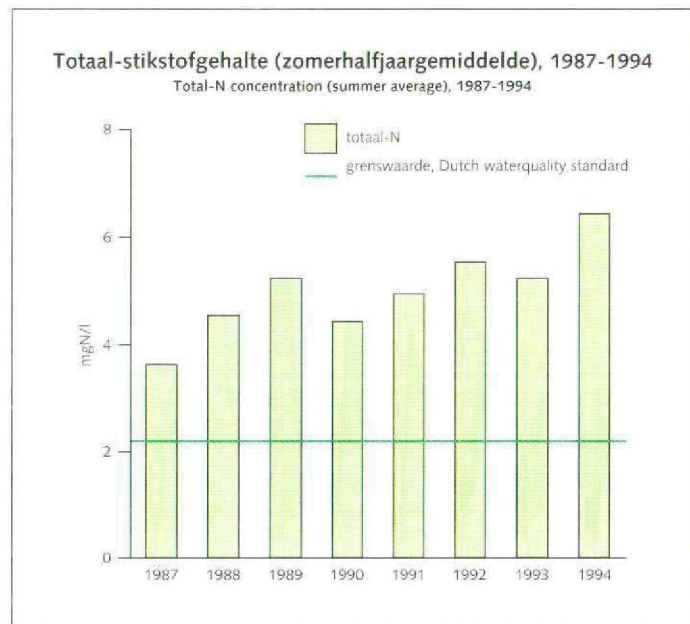


Fig. 8

Zomergemiddelde totaal-stikstofgehalte als gemiddelde van drie meetpunten van het Volkerak-Zoommeer, in de periode 1987-1994. Het gehalte vertoont over deze periode een stijging.

Total-N concentration (summer average, mean of 3 locations), 1987-1994. The concentration increased during this period.

temperatuurafhankelijk en stijgt in de maanden juni-augustus (Van der Eerden 1990). De fosfaatafgifte van de bodem van het Volkerak-Zoommeer bedroeg in 1989 gemiddeld 1,6 mg P/m² per jaar. In vergelijking met het IJsselmeer is dit gering (Van den Hark 1992).

Totaal-stikstof

De belangrijkste stikstofbron voor het Volkerak-Zoommeer is de Dintel. De verdubbeling van de stikstofvrucht van de Dintel vormt dan ook een groot aandeel in de stijging van de stikstofbelasting van het Volkerak-Zoommeer tussen 1990 en 1991 (tabel 3). De oorzaak van deze stijging van het stikstofgehalte in de Dintel is onbekend.

In 1994 bedraagt de stikstofbelasting 8510 ton op het Volkerak en 4831 ton op het Zoommeer.

In het Volkerak verdwijnt een derde van de stikstoflast door denitrificatie en sedimentatie. In het Zoommeer is de retentie lager en lag de afgelopen jaren rond de 10%. Vermeld moet worden dat ook hier dezelfde fouten als bij de fosfaatbalansen een rol spelen.

Van 1987 tot 1994 stijgt het totaal-stikstofgehalte (zomergemiddelde) in het Volkerak-Zoommeer van 4 tot meer dan 6 mg N/l (figuur 8), mogelijk als gevolg van de toegenomen belasting. In 1994 ligt het totaal-stikstofgehalte met 6,4 mg N/l ver boven de grenswaarde van 2,2 mg N/l. De algengroei wordt niet door stik-

stof beperkt (Breukers e.a. 1996). Door de CUWVO is een relatie afgeleid tussen zomergemiddelde chlorofyl- en stikstofgehalten, wanneer stikstof beperkend is (CUWVO 1987). Toepassing van deze relatie laat zien dat bij het huidige zomergemiddelde chlorofylgehalte (35 µg/l) stikstof pas limiterend zal zijn bij een gehalte van 1,3 mg N/l.

Silicium

Silicium vertoont een duidelijke periodiciteit: in de winter is het gehalte hoger dan in de zomer (figuur 9). In het voorjaar wordt het silicium opgenomen door kiezelwieren. In de herfst sterven deze kiezelwieren af waardoor na afbraak van de skeletjes silicium vrijkomt. Daarnaast wordt in de winterperiode silicium aangevoerd via Hollandsch Diep en Dintel. In de zomer vindt nauwelijks aanvoer plaats van silicium. In het Hollandsch Diep is het gehalte aan opneembaar silicium in de zomerperiode zeer laag, doordat het grote aantal kiezelwieren in de Rijn dit heeft opgenomen. Mogelijk gebeurt dit ook in de Dintel (van den Hark 1993). Het siliciumgehalte

		1990	1991	1992	1993	1994
Volkerak	in	4228	6077	6895	6633	8510
	uit	2784	4060	4309	4767	6054
Zoommeer	in	2092	3465	3286	3642	4831
	uit	1955	2930	3098	3216	4432

Tabel 3

Stikstofbelasting (ton totaal-N/jr) van het Volkerak-Zoommeer 1990-1994 (naar Griffioen & Breukers 1996).
Nitrate load (ton total-N/yr) lake Volkerak-Zoommeer 1990-1994 (Griffioen & Breukers 1996)

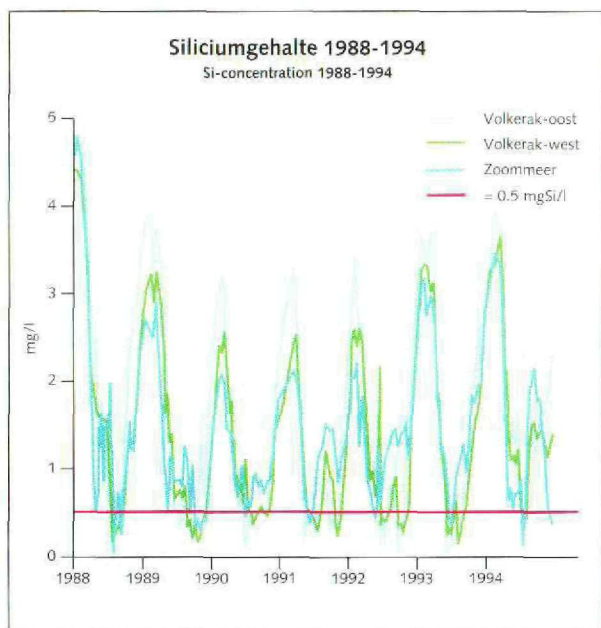


Fig. 9

Siliciumgehalte van drie meetpunten in het Volkerak-Zoommeer, in de periode 1988-1994. *Beneden de lijn van 0,5 mg/l kan groei-limitatie voor kiezelwieren optreden, een waarde die in het Volkerak-Zoommeer met enige regelmaat optreedt. Silicon concentration in Lake Volkerak-Zoommeer (mean of 3 locations), 1988-1994. At less than 0.5 mg Si/l, growth limitation of diatoms can occur. This occurs regularly in Lake Volkerak-Zoommeer.*

in het Volkerak vertoont een ruimtelijke spreiding en neemt af van oost naar west. Ook van noord naar zuid (van Volkerak naar Zoommeer) neemt het gehalte af (figuur 9).

Silicium kan beneden de 0,5 mg/l beperkend zijn voor de groei van kiezelwieren (Sas 1989). Deze waarde komt regelmatig voor in het Volkerak-Zoommeer (figuur 9).

Microverontreinigingen

Het monitoringpakket voor microverontreinigingen bestaat o.a. uit een viertal groepen: PAK's, PCB's, bestrijdingsmiddelen en zware metalen (zie kader).

Inzicht in de hoeveelheden en de verspreiding van deze microverontreinigingen in het Volkerak-Zoommeer geeft aan welke risico's het ecosysteem loopt. Extra aandacht zal daarom worden besteed aan stoffen die duidelijk een probleem zijn op ecotoxicologisch gebied in het Volkerak-Zoommeer zoals de zware metalen kwik en cadmium, PCB's en bestrijdingsmiddelen (hoofdstuk 4).

De ontwikkeling van de microverontreinigingen in het Volkerak-Zoommeer is tot en met 1991 uitgebreid beschreven (Schmidt & Termeer 1992, Schmidt e.a. 1993) en in 1992 globaal (Schmidt & Maas 1993).

Waterkwaliteit

Microverontreinigingen komen in het Volkerak-Zoommeer terecht via atmosferische depositie en via de aanvoer van water uit Hollandsch Diep en Dintel.

De atmosferisch depositie is overal in Nederland een bron van verontreiniging. Door het grote oppervlak en de relatief geringe doorstroming kan de bijdrage aan de totale vracht van het Volkerak-Zoommeer aanzienlijk zijn. Voor het jaar 1988 wordt geschat dat kwik voor 30% en

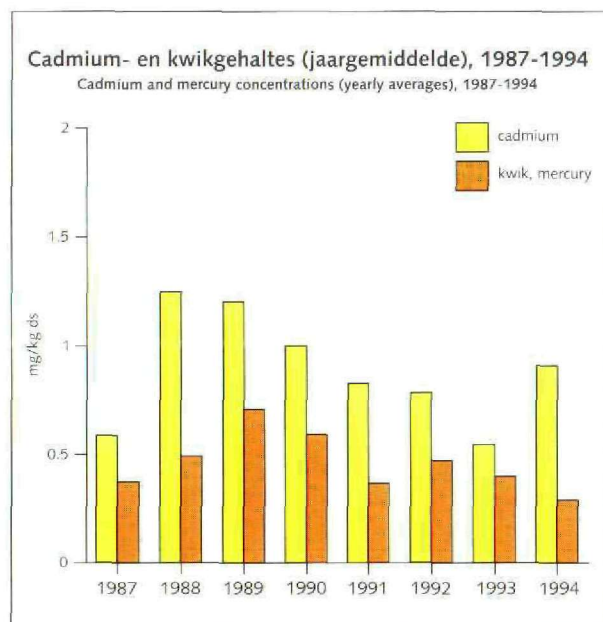
cadmium voor 10% uit de lucht komt (Schmidt e.a. 1993).

Hollandsch Diep en Dintel vormen de belangrijkste aanvoerbronnen van microverontreinigingen (opgelost of gebonden aan zwevend stof). In de zeventiger jaren bereikte de kwaliteit van het water in het Hollandsch Diep een dieptepunt en verbeterde daarna langzaam. In 1987 en begin 1988 is veel water uit het Hollandsch Diep ingelaten ten behoeve van een snelle ontzilting. De waterkwaliteit in het Volkerak-Zoommeer was daarom slecht in deze periode. In de periode daarna is minder water ingelaten. De sterke daling van de belasting van een aantal stoffen, zoals PAK's en cadmium, in de periode 1988-1990 is dus voor een deel een gevolg van de verminderde inlaat, maar voor een groter deel een gevolg van dalende concentraties in het aangevoerde water. In dezelfde periode wordt voor bestrijdingsmiddelen (zoals lindaan en DDT) geen kwaliteitsverbetering geconstateerd (Schmidt & Termeer 1992). In het jaar 1992 blijkt dat de gehalten aan PAK's, PCB's, bestrijdingsmiddelen en de meeste zware metalen in het Volkerak-Zoommeer lager zijn dan gemiddeld in de Nederlandse Rijkswateren (Schmidt & Maas 1993). Alleen het zware metaal nikkel is op het meetpunt voor de monding van de Dintel hoog door aanvoer vanuit de Dintel.

Het water van het Volkerak-Zoommeer is beter

Fig. 10

Verloop van cadmium- en kwikgehalten (jaargemiddelden) gebonden aan zwevend stof van lokatie Volkerak-Zuid (VZ3) in de periode 1987-1994. *Cadmium and mercury concentrations (yearly averages) in suspended matter in the south of Lake Volkerak (VZ3), 1987-1994.*



Bronnen van microverontreinigingen

Schmidt e.a. 1995; Kouer e.a. 1995

Zware metalen

Tot de zware metalen behoren stoffen als lood, nikkel, kwik en cadmium. In Nederland wordt cadmium voornamelijk gebruikt in verfpigmenten, die onder andere in plastics, autolakken, email en glazuur worden gebruikt, in stabilisatoren voor kunststof als PVC en in nikkel/cadmium-accu's en -batterijen. Cadmium kan in het milieu terecht komen bij de productie en het gebruik van fosfaat-meststoffen en bij afvalverbranding en bijvoorbeeld door emissies door de metaalindustrie. Kwik komt voor in amalgaam en TL-buizen. Door het gebruik van kwikhoudende grondstoffen en bij het verstoken van aardgas, olie en kolen, komt een aanzienlijke hoeveelheid kwik in het milieu. Een grootschalige sanering van lozingen door de industrie heeft reeds plaatsgevonden.

PCB's

PCB's (Polychloorbifenylen) zijn olieachtige stoffen en kennen zeer vele toepassingen bij voorbeeld in condensatoren, transformatoren en warmtewisselaars. In open systemen (bv. als wekmakers in kunststoffen, in TL-buizen) is het gebruik verboden.

PAK's

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) komen onder meer voor in teerprodukten en komen vrij bij de onvolledige verbranding van koolstof bevattende materialen.

Organochloorbestrijdingsmiddelen

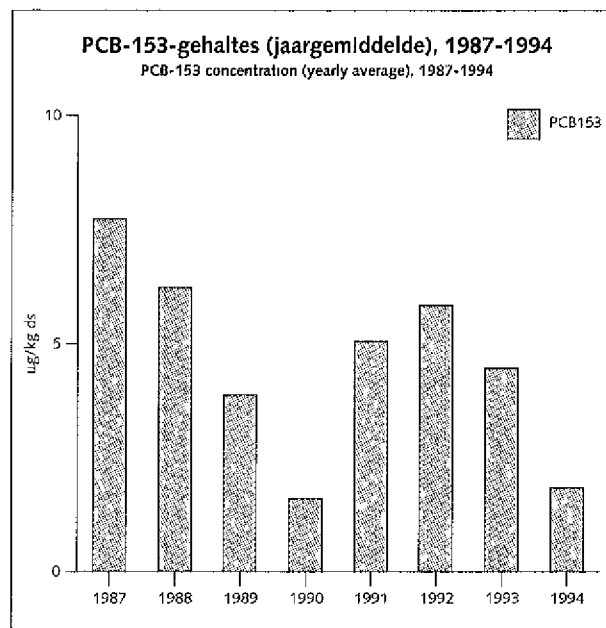
Stoffen als lindaan en DDT zijn insectenbestrijdingsmiddelen en HCB (hexachloorbenzeen) is een schimmelbestrijdingsmiddel. Ook dieldrin en endosulfan zijn bestrijdingsmiddelen. Er zijn de laatste jaren maatregelen getroffen om de emissies te verminderen. Zo is het gebruik van het bestrijdingsmiddel lindaan (HCH), dat uit de stof γ -hexachloorcyclohexaan bestaat, nog slechts voor enkele toepassingen toegestaan. Een middel als HCB (hexachloorbenzeen) is in Nederland niet toegelaten op de markt, maar komt vrij als afvalproduct van de chemische industrie. Ook het gebruik van DDT is al geruime tijd verboden.

dan dat van Hollandsch Diep en Dintel. Dit komt door het bezinken van zwevend stof met de daaraan gebonden microverontreinigingen direct achter de inlaatpunten. Ook heeft een tijdlang vermenging met schoner slib afkomstig uit de eroderende oevers plaatsgevonden (Schmidt & Termeer 1992). De aanleg van vooroevers (vanaf 1988 tot ca. 1995) kan dit effect verkleinen.

Om een indruk te geven van het verloop van de kwaliteit van een vijftal ecotoxicologisch belangrijke stoffen in het Volkerak-Zoommeer (hoofdstuk 4) staan in de figuren 10 tot en met 12 de jaargemiddelde gehalten weergegeven voor de periode 1987-1994 in het Volkerak. Deze stoffen en ook andere zullen uitgebreider aan de orde komen in de nog te verschijnen nota over de microverontreinigingen in het Volkerak-Zoommeer 1987-1994. Het kwikgehalte lijkt te dalen de laatste jaren (1989-1994) - m.u.v. het jaar 1992. Ten opzichte van 1989 is in 1994 het kwikgehalte gehalveerd. Cadmium lijkt vanaf 1988 tot en met 1993 eveneens een dalende trend te vertonen (figuur 10). In 1994 neemt het gehalte echter sterk toe. Wat betreft het PCB-153-gehalte (figuur 11) lijkt een duidelijk afnemende trend de laatste vijf jaar niet waar te nemen. Het DDT-gehalte daalt sterk van 1989 tot 1994 (figuur 12). Ook het lindaangehalte (γ -HCH) is in 1993 en 1994 erg laag in vergelijking met de voorgaande jaren (figuur 12).

Fig. 11

Verloop van het PCB153-gehalte (jaargemiddelde) gebonden aan zwevend stof van lokatie Volkerak-Zuid (VZ3) in de periode 1987-1994. Bij de PCB153-gehalten is geen duidelijke trend te ontdekken.
PCB-153 concentrations (yearly averages) in suspended matter in Lake Volkerak, 1987-1994. No clear trend can be detected.



Waterbodenkwaliteit

Direct na afsluiting van het Volkerak-Zoommeer in 1987 bleek dat de waterbodem lokaal sterk vervuild was. Aanzienlijke vrachten verontreinigd slib uit Hollandsch Diep en Dintel zijn al voor 1987 in het Volkerak-Zoommeer terechtgekomen (Schmidt & Termeer 1992).

De verontreiniging van de waterbodem vertoont een (geografische) gradiënt. In het noordoosten van het Volkerak-Zoommeer bij de aanvoerbronnen (Hollandsch Diep en Dintel) is de

verontreiniging hoog door sedimentatie van aangevoerde slibdeeltjes. In het westen van het Volkerak en in de richting Zoommeer is de verontreiniging van de waterbodem lager (Schmidt & Termeer 1992).

In de periode 1987-1990 is in de verontreinigings-situatie niet veel veranderd. Direct achter de Volkeraksluizen is de bodem vooral verontreinigd met PCB's en DDT. Bijna het gehele Volkerak-Zoommeer is matig verontreinigd met PAK's en PCB's. Het gehalte aan PAK's in de

waterbodem van het Zoommeer is iets hoger dan in het westelijk Volkerak, hetgeen mogelijk komt door de vele scheepvaart in het zuiden (Schmidt & Termeer 1992).

Fig. 12

Verloop van lindaan- en DDT-gehaltenes (jaargemiddelden) gebonden aan zwevend stof van lokatie Volkerak-Zuid (VZ3) in de periode 1987-1994. DDT-gehaltenes dalen vanaf 1989 en lindaan-gehaltenes zijn in 1993 en 1994 erg laag in vergelijking met voorgaande jaren. *Lindane and DDT concentrations (yearly averages) in suspended matter in the south of Lake Volkerak (VZ3), 1987-1994. The DDT concentration decreased after 1989. The lindane concentration was very low in 1993 and 1994 in comparison with previous years.*

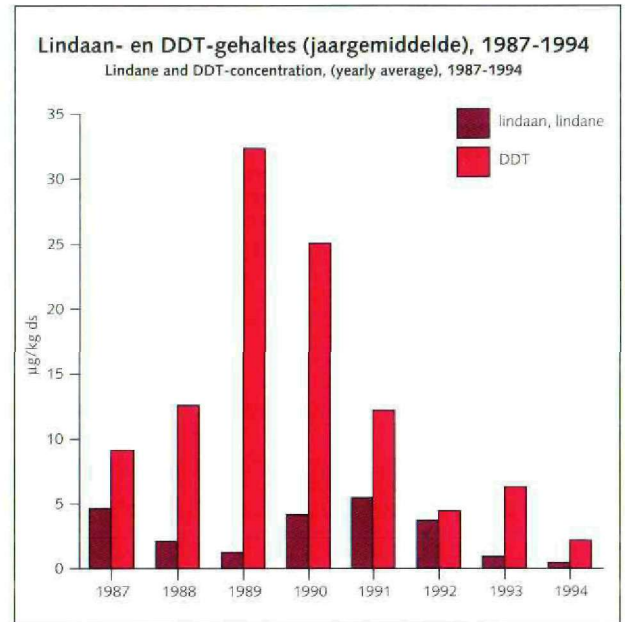
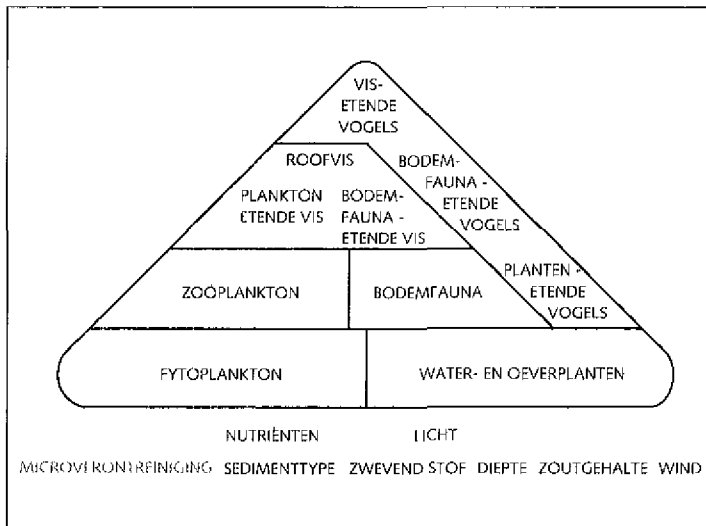


Foto 5

De monding van de Brabantse rivier de Dintel. Tot 1987 was de Dintel door schutsluizen verbonden met de Oosterschelde. Nu staat de rivier in open verbinding met het Volkerak. De Dintel is een regenrivier en vormt een van de belangrijkste toevoerbronnen van water naar het Volkerak-Zoommeer. De Dintel is ook een van de belangrijkste aanvoerbronnen van verontreinigende stoffen. Omdat langs de Dintel veel landbouwgebieden liggen bevat het water veel voedingsstoffen als fosfaat en stikstof.

4. Ecotoxicologie

Bert Storm, Edith van Dam (Koeman en Bijkerk bv.) & Henk Pieters (RIVO-DLO)



Het meten van toxische stoffen in organismen levert inzicht in de mate waarin een stof kan worden opgenomen en de verspreiding van een stof in de voedselketen. Veel microverontreinigingen hopen zich op in organismen. Van accumulatie wordt gesproken als een stof in een organisme een concentratie bereikt die hoger is dan de concentratie in de omgeving van het organisme of in zijn voedsel. Het mechanisme van bioaccumulatie is voor diverse microverontreinigingen verschillend. Zo wordt kwik chemisch gebonden aan zwavelhoudende eiwitten. Bij de meeste organische microverontreinigingen is de accumulatie niet het resultaat van chemische binding, maar van fysisch-chemische partitie. Hiermee wordt bedoeld dat deze stoffen op grond van het verschil in oplosbaarheid in water en in vet, vooral in vet zullen voorkomen (hydrofobe stoffen).

Accumulatie van een stof kan het resultaat zijn van het doorgeven via het voedsel (biomagnificatie) of vanuit de omgeving (bioconcentratie). Bij aquatische organismen spelen beide opnameroutes een rol. Opname van toxische stoffen vindt in de lagere trofische niveaus vooral plaats door opname rechtstreeks uit het water of door opname van zwevende deeltjes. Een vertegenwoordiger van dit niveau is de Driehoeksmossel. Op de hogere trofische niveaus is ook opname via het voedsel van belang.

Samenvatting

Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) van Aal wordt in de periode 1987-1994 overschreden voor kwik en Σ DDT en het MTR van Driehoeksmossel voor cadmium. Deze drie stoffen vormen hiermee een ontoelaatbaar risico voor het ecosysteem. Cadmium- (en ook kwik)gehalten in Driehoeksmossels lijken echter

een dalende trend te vertonen.

Bij doorvergiftiging in de voedselketen (zwevend stof->Driehoeksmossel->Kuifeend en Baars->Visdief) blijken vooral PCB's, linaan en DDT (DDE) zich sterk op te hopen. Van PCB's zijn nadelige effecten op Visdiefjes in het Volkerak-Zoommeer bekend.

Uit de toxiciteitstest blijkt dat het oppervlaktewater in 1994 geen acuut gevaar oplevert voor

het ecosysteem, maar gemiddeld wel boven het Maximaal Aanvaardbaar Risiconiveau komt. Hoewel de waterbodem geen negatieve effecten op de minder gevoelige muggelarven vertoont, zijn op grond van een test met (gevoeliger) waternvlooien ernstige effecten te verwachten op het ecosysteem.

In de periode 1988-1990 is de hoeveelheid kaakafwijkingen bij *Chironomus muratensis* wel

Toxische effecten van microverontreinigingen

(Schmidt e.a. 1996, Kouer e.a. 1995)

Zware metalen

Tot de zware metalen behoren stoffen als lood, nikkel, kwik en cadmium. Kwik en cadmium behoren tot de meest toxische zware metalen. Van cadmium zijn indirecte effecten op de filtratiesnelheid van mossels bekend (Kraak e.a. 1994). Cadmium is een metaal dat sterk adsorbeert aan organisch materiaal in de bodem. In bodemdieren als aardwormen treedt vaak accumulatie op. In aquatische systemen hoopt cadmium op in planten en diverse andere organismen zoals mosselen en vissen. Kwik kan ondermeer schade toebrengen aan het centrale zenuwstelsel en het erfelijk materiaal, ook kan het de ontwikkeling van embryo's verstoren. Kreeftachtigen en sommige algen zijn de voor kwik meest gevoelige organismen. Vissen en weekdieren zijn doorgaans minder gevoelig voor kwik. De groot-schalige reductie van de kwikladingen heeft zijn weerslag op de gehalten in vis. De afname van die gehalten is echter veel minder sterk, enerzijds door nalevering uit de bodem en anderzijds omdat kwik niet wordt afgebroken, maar langzaam wordt omgezet in het sterk accumulerende methylkwik. De concentraties van methylkwik in vis kunnen door bio-accumulatie een factor 10^3 tot 10^5 hoger zijn dan in het omringende water.

PCB's

PCB's (polychloorbifenylen) verschillen onderling in eigenschappen en vooral in giftigheid; sommige zijn veel toxischer dan andere. De gevaren van PCB's in het milieu zijn voornamelijk een gevolg van het doorgeven van deze stoffen via de voedselketen, waardoor effecten op topredatoren optreden. PCB's vertonen een zeer sterke accumulatie in lange voedselketens tot factoren van 10^4 tot 10^7 toe. In het aquatisch milieu zijn vislarven en kreeftachtigen het gevoeligst voor PCB's. Effecten zijn geconstateerd op het broedsucces van verschillende visetende vogelsoorten (Marquenie & Simmers 1988, Van der Gaag e.a. 1989) en op de voortplanting bij zeehonden (Reijnders 1980). Ook wordt het uitsterven van de Otter in Nederland in verband gebracht met de hoge concentraties van PCB's in het watermilieu.

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) worden nauwelijks doorgegeven in de voedselketen. Daarom worden ze meestal niet onderzocht bij bioaccumulatiemetingen. Op de laagste niveaus in de voedselketen kunnen PAK's negatieve effecten hebben. Zo kunnen PAK's bij muggelarven kaakafwijkingen veroorzaken.

Organochloorbestrijdingsmiddelen

Linaan (HCH; hexachloorhexaan), DDT, HCB (hexachloorbenzeen), HCBd (hexachloorbutadieen), OCS (octachloorstyreen), dieldrin en endosulfan zijn organochloorbestrijdingsmiddelen. Deze bestrijdingsmiddelen zijn over het algemeen weinig selectief en vormen daarmee een bedreiging voor andere organismen. In het aquatisch milieu zijn vissen en kreeftachtigen het gevoeligst voor linaan (HCH), algen en weekdieren zijn minder gevoelig. Linaan is slecht afbreekbaar en accumuleert in voedselketens. Ook Σ DDT (DDT, DDE, DDD) is zeer slecht afbreekbaar. DDT wordt biologisch omgezet in het sterk toxische en accumulerende DDE. Vooral vissen en kreeftachtigen zijn gevoelig voor DDT. Verstoring van de voortplanting bij vissen is bekend. In verschillende onderzoeken zijn aanwijzingen gevonden dat ernstige effecten op het broedsucces van Aalscholvers en Kuifeenden kunnen worden gerelateerd aan hoge DDE-gehalten in de dieren (Koeman e.a. 1973, Marquenie e.a. 1986).



Foto 6
In het kader van de landelijke biologische monitoring is het gehalte aan verschillende verontreinigingen jaarlijks in Aal gemeten

verhoogd ten gevolge van verontreinigingen. Over 1994 zijn geen conclusies te trekken. De grote dichtheden van dansmuggelarven (*Chironomidae*) in 1994 duiden er op dat deze groep geen toxische effecten van de waterbodem meer ondervindt.

Inleiding

Het Volkerak-Zoommeer wordt belast met microverontreinigingen die met name via Hollandsch Diep en Dintel worden aangevoerd (hoofdstuk 3). Doordat aquatische organismen voortdurend bloot staan aan uitwisselingen van toxicanten tussen hun weefsels en het omringende water, kunnen deze stoffen worden opgenomen en een negatief effect op het ecosysteem veroorzaken. Omdat in het Volkerak-Zoommeer veel verschillende toxische stoffen en organismen voorkomen, is het onmogelijk alle onderlinge relaties te onderzoeken. Metingen aan een beperkt aantal organismen kunnen een indicatie geven van de gevolgen voor het gehele ecosysteem om zo een uitspraak te kunnen doen over de risico's voor dit systeem. Zo kan de toxiciteit die wordt uitgedrukt in een Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR - zie kader), worden vertaald in gehalten in vis (Aal) en in (Driehoeks)mossel. Indien de meetgehalten in vis of mossel het MTR

overschrijden loopt het gehele aquatische systeem een ontoelaatbaar risico. Behalve verschillende organismen worden ook verschillende technieken gebruikt. In dit hoofdstuk zullen achtereenvolgens gehalten aan toxische stoffen in organismen, bioassays en effectparameters in het veld aan de orde komen.

Methoden

Om uitspraken te kunnen doen over de biobeschikbaarheid, worden de gehalten aan toxische stoffen in Aal in het Volkerak (Volkerak-Zuid/VZ3) en Zoommeer (VZ7) gemeten. In 1988, 1991 en 1994 zijn ook gehalten aan toxische stoffen in Driehoeksmossels bepaald, nadat Driehoeksmossels uit het (relatief schone) Markermeer voor meer dan 40 dagen in het Volkerak-Zoommeer uitgehangen waren (Pieters 1995).

Om toxische effecten van water of waterbodem op levende organismen onder gestandaardiseerde condities te onderzoeken zijn in 1994 bioassays uitgevoerd. De toxiciteit van het poriewater is op watervlooien (*Daphnia magna*) getest en van het sediment op muggelarven (*Chironomus riparius*). Een belangrijk voordeel van bioassays is dat de gecombineerde werking van verschillende toxische stoffen wordt gemeten. Verder worden effecten gemeten van stoffen die niet in het ecosysteem worden gemonitord. Bij de monitoring zijn immers niet alle mogelijke stoffen betrokken. De acute toxiciteit van het oppervlaktewater is in 1994 bepaald met de Microtox-methode (Maas 1993, De Zwart &



Foto 7
In 1991 is onderzoek gedaan naar de gehalten van toxische stoffen in eieren van Kuifeenden in het Volkerak-Zoommeer. Door de gehalten in de eieren van de Kuifeend te vergelijken met die in Driehoeksmossels, het belangrijkste voedsel van de Kuifeend, kan inzicht verkregen worden of bepaalde stoffen zich ophopen in hogere voedselniveaus. Uit het onderzoek blijkt dat de meeste stoffen veel hogere concentraties bereiken in de eieren van de Kuifeend dan in Driehoeksmossels. Dit kan veroorzaakt worden door doorvergiftiging.

Polman 1993). Toxische stoffen in het water veroorzaken een afname in de hoeveelheid licht die de luminescerende bacterie *Photobacterium phosphoreum* uitzendt.

Daarnaast is onderzoek gedaan naar de toxische effecten van stoffen in het veld. Het meten van effectparameters in het veld is de meest directe manier om na te gaan of de aanwezigheid van toxische stoffen gevolgen heeft voor het ecosysteem. In het biologisch monitoringprogramma is het percentage kaakafwijkingen bij larven van dansmuggen (*Chironomus* sp.) gekozen als effectparameter. Van 1988-1990 en in 1994 is het percentage kaakafwijkingen bij de larve van de dansmug *Chironomus muratensis* bekeken. Door inventarisaties van de dichtheid van dansmuggen (*Chironomidae*) te vergelijken met die van schone referentielokaties wordt een indruk verkregen van de milieukwaliteit. Een nadeel hierbij is echter wel, dat wanneer een effect wordt gemeten, de vraag meestal blijft bestaan of de oorzaak in een bepaalde verontreiniging ligt. Vaak zijn ook andere mogelijke oorzaken aan te wijzen.

Bioaccumulatie

Opname van toxische stoffen in organismen kan op twee manieren plaats vinden: ten eerste door opname rechtstreeks uit het water en/of door opname van zwevende deeltjes of, ten tweede, door opname via het voedsel.

In het kader staat achtergrondinformatie over de hier besproken microverontreinigingen. Gekozen is voor stoffen die in het systeem aanwezig zijn en zich ophopen in organismen dan wel acuut toxisch zijn. In het onderstaande verhaal worden de gegevens van Aal en Driehoeksmossel in het Volkerak behandeld. In het Zoommeer zijn de gehalten over het algemeen wat lager doordat een groot deel van de verontreinigingen in het Volkerak achterblijft.

Toxische stoffen in Aal

In figuur 1 staan de gehalten aan toxische stoffen gemeten in Aal, weergegeven. Gehaltes aan kwik en linaan in Aal uit het Volkerak-Zoommeer zijn vergelijkbaar met gehalten in Aal uit het Haringvliet(-west), terwijl de PCB-waarden tussen

de lagere waarden uit het IJsselmeer en hogere waarde van het Haringvliet(-west) in liggen (Peters e.a. 1995).

Voor een aantal van de onderzochte stoffen (figuur 1 en 2) is vanaf 1987 een verbetering opgetreden door een daling van het gehalte, zoals voor PCB's en organochloorverbindingen waaronder HCB. Dit is te verklaren door de versterkte doorspoeling met Hollandsch-Diepwater in 1987 om het Volkerak-Zoommeer te ontzilten. Hollandsch-Diepwater is sterker verontreinigd dan het water in het Volkerak-Zoommeer

(hoofdstuk 3). Deze stoffen overschreden het MTR voor Aal alleen in 1987. Kwik en DDT echter overschrijden in het Volkerak-Zoommeer het MTR voor Aal in alle gemeten jaren ruimschoots: de kwikgehalten van Aal in het Volkerak overschrijden het MTR gemiddeld met een factor acht. Dit betekent dat het kwikgehalte een gevaar vormt voor het gehele ecosysteem. De normen voor menselijke consumptie worden echter niet overschreden. Het Volkerak-Zoommeer vormt geen uitzondering in Nederland: het gehalte aan kwik en DDT in Aal overschrijdt in

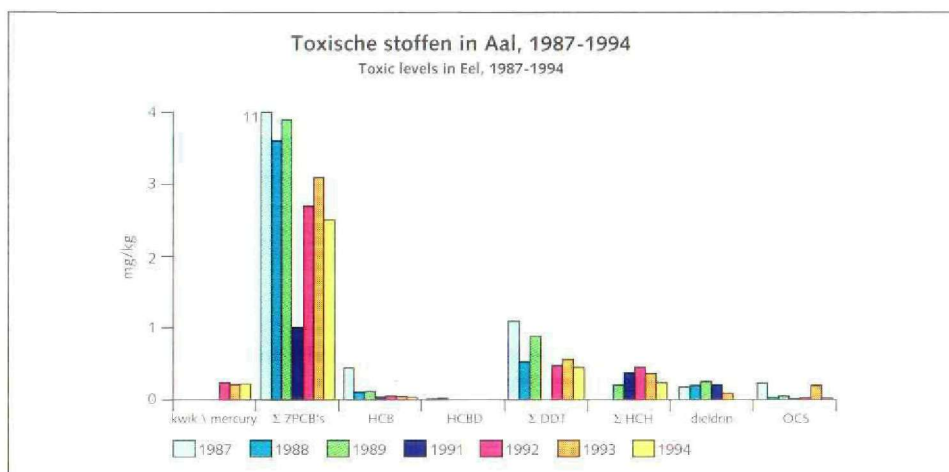


Fig. 1

Gehaltes aan toxische stoffen in Aal uit het Volkerak, 1987-1994. De stoffen staan weergegeven op basis van vetgewicht. Alleen kwik is op basis van natgewicht weergegeven. De PCB-gehalten zijn het hoogst. Afnemende trends zijn nauwelijks waarneembaar, als het afwijkende jaar 1987 buiten beschouwing blijft.

Toxic levels in Anguilla anguilla (eel) from Lake Volkerak; 1987-1994. Data are given as concentrations in fat, except for mercury, which are expressed on a fresh weight basis. The PCB levels are the highest. There are no trends visible if the atypical year 1987 is excluded from consideration.

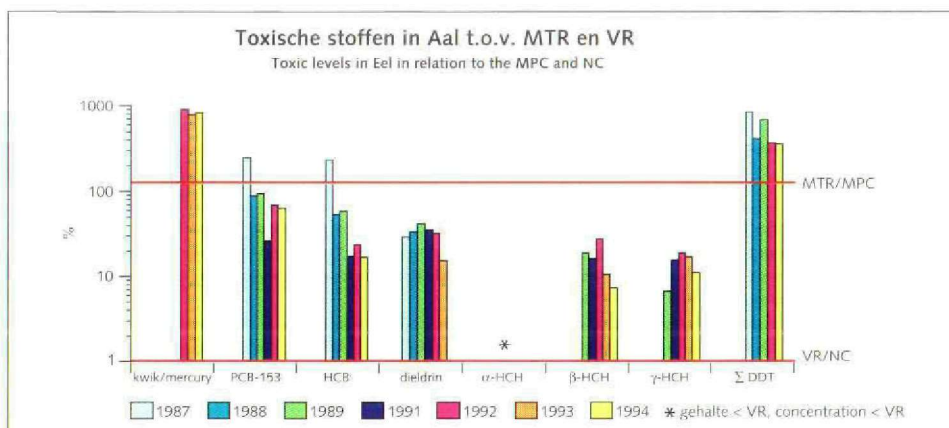


Fig. 2

Gehaltes aan toxische stoffen in Aal, ten opzichte van het bijbehorende MTR en VR (1% van het MTR). Deze verhouding is weergegeven in procenten op een logaritmische schaal. Kwik is weergegeven op productbasis, de andere stoffen op vetbasis. Kwik en Σ DDT overschrijden het MTR in alle gemeten jaren.

Levels of toxicants in Anguilla anguilla (eel), in relation to the maximum permissible concentration (MPC) and the negligible concentration (NC = 1% MPC)(log scale). Mercury is shown as concentrations on a fresh weight basis, other compounds as concentrations in fats. Mercury and Σ DDT levels are higher than the standard required for all years which were measured.

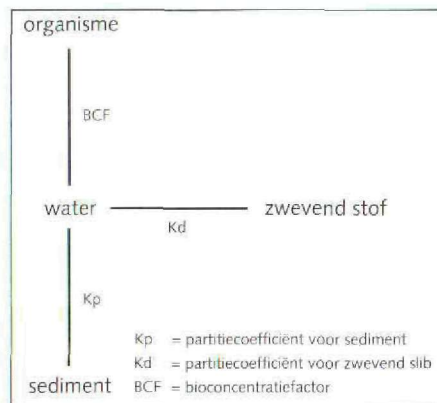
Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor aquatische systemen

MTR's (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveaus) dienen als onderbouwing voor de milieukwaliteitsdoelstellingen, de grenswaarden. Het MTR is de concentratie van een bepaalde stof waarbij (theoretisch) 95% van alle soorten in het ecosysteem beschermd is. Naast het MTR bestaat er ook een VR (Verwaarloosbaar Risiconiveau). Binnen de milieukwaliteitsdoelstellingen geldt het MTR als bovengrens en het VR (1% van het MTR) als ondergrens.

De beoordeling van het risico voor het aquatisch systeem vindt plaats door de gemeten accumulatie-niveaus te vergelijken met MTR's. MTR's kunnen worden uitgedrukt in gehalten in vis en in mossel (Driehoeksmossel). Indien de gemeten gehalten in vis of mossel het MTR overschrijden loopt het gehele aquatische systeem een ontoelaatbaar risico.

Over het algemeen worden MTR's afgeleid uit toxiciteitsgegevens waarbij organismen direct zijn blootgesteld aan een stof. Voor sommige stoffen is het van belang ook de risico's aan indirecte blootstelling via doorvergiftiging in de voedselketen mee te nemen. Voor stoffen die sterk accumuleren, zijn de risico's voor organismen in hogere trofische niveaus via doorvergiftiging het grootst. Het risico via doorvergiftiging van bepaalde stoffen is in het MTR verrekend.

De meest kritische blootstellingsroute, dat wil zeggen de route die het eerst risico's op effecten met zich meebrengt, is uiteindelijk bepalend voor het MTR voor ecosystemen (Beek en Maas 1995).



Figuur 7
Schema van de verschillende compartimenten in een aquatisch ecosysteem.

Een aquatisch ecosysteem kan worden onderverdeeld in verschillende compartimenten (figuur 7). Naast de compartimenten water, sediment en zwevend stof kunnen organismen eveneens als een apart compartiment worden beschouwd. Omdat de verschillende compartimenten niet los van elkaar staan, is voor elke stof de concentratie in het ene compartiment afhankelijk van die in het andere. Deze afhankelijkheid is met fysisch-chemische parameters (K_d , K_p en BCF) te beschrijven. De vaststelling van MTR's voor de verschillende compartimenten is als volgt: voor elk compartiment is in principe een concentratie vast te stellen die aan 95% van de soorten in dit compartiment bescherming biedt. Deze concentratie kan worden omgerekend naar de andere compartimenten. Doorvergiftiging is op de volgende wijze meegenomen: 95% van de predatoren moeten bij blootstelling (via het voedsel) aan het compartiment "organisme" beschermd zijn. Bij de vaststelling van het MTR wordt uitgegaan van het compartiment dat op de laagste concentratie uitkomt. In praktijk blijkt voor de meeste stoffen het compartiment water het uitgangspunt te zijn, omdat voor zwevend stof en sediment geen toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn (Beek 1995).

Toxische stoffen in Driehoeksmosselen, 1988, 1991 en 1994

Toxicants in Zebra Mussels, 1988, 1991 and 1994

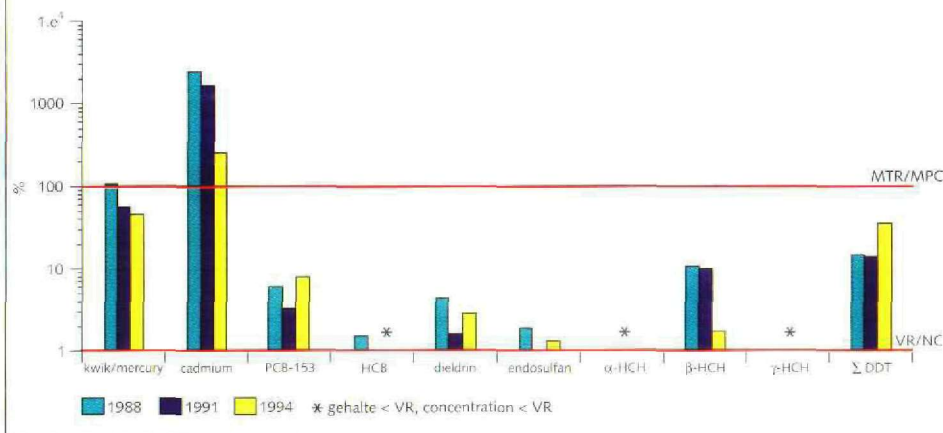


Fig. 3

Gehaltes aan toxische stoffen in Driehoeksmosselen, ten opzichte van het bijbehorende MTR en VR (1% van het MTR). Deze verhouding is weergegeven in procenten op een logaritmische schaal. Kwik is weergegeven op productbasis, de andere stoffen op vetbasis. Cadmiumgehalten overschrijden het MTR, ondanks een sterke daling. Ook kwikgehalten zijn licht gedaald en overschrijden alleen in 1988 het MTR.

Concentrations of toxicants in *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussel), as a percentage of maximum permissible concentrations (MPC) and in relation to the negligible concentration (NC = 1% MTR) (log scale). Mercury is shown as levels on a fresh weight basis, other compounds as levels in fats. Cadmium levels are higher than the standard. Mercury also exceeded the permissible level in 1988 despite decreasing levels.

(vrijwel) alle gemeten Rijkswateren in 1993 het MTR (De Jong 1995). Van alle DDT-verbindingen is het gehalte aan DDE het hoogst. In het IJsselmeer is dit ook het geval (Pieters e.a. 1995). Alleen een linaanverbinding (α -HCH) in Aal

ligt onder het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) en vormt geen probleem voor het ecosysteem. De overige stoffen liggen in 1994 boven het VR, maar komen niet boven het MTR uit.

Toxische stoffen in Driehoeksmosselen

Van de onderzochte stoffen in Driehoeksmosselen overschrijdt kwik in 1988 nog net het MTR (figuur 3), vanaf dat jaar echter treedt een afname van het kwikgehalte op. Cadmium is de enige stof die in alle meetjaren het MTR overschrijdt. Dit gehalte vertoont wel een dalende trend. Twee linaanverbindingen (α -HCH en γ -HCH) en HCB liggen onder het Verwaarloosbaar Risiconiveau. Stoffen als kwik, PCB-153 en de bestrijdingsmiddelen DDT, dieldrin en een linaanverbinding (β -HCH) liggen in 1994 boven het VR, maar komen niet boven het MTR uit. Voor Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) is geen MTR beschikbaar. In 1994 zijn PAK-gehalten in Driehoeksmosselen uit het Volkerak laag, vergelijkbaar met gehalten in het Wolderwijd (Pieters 1995).

Toxische stoffen in de voedselketen

Om een beeld te geven van het doorvergiftigen van stoffen in het Volkerak-Zoommeer zullen een aantal voedselrelaties bekeken worden. De Driehoeksmossel filtert zwevend materiaal, met mogelijk toxische bestanddelen, uit het water. Deze gehalten in zwevend stof zullen worden vergeleken met de gehalten in Driehoeksmosselen.

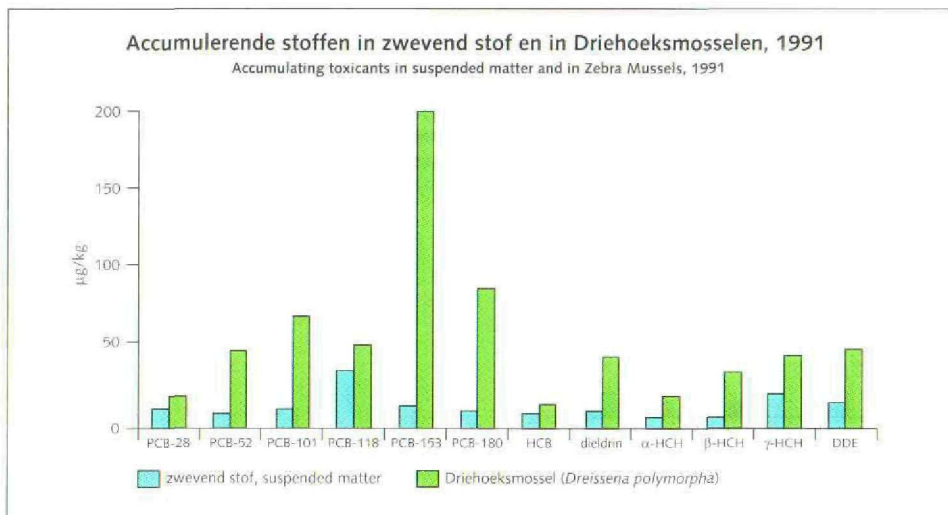


Fig. 4

Gehaltes van accumulerende stoffen in zwevend stof en gehalten in het vet van Driehoeksmosselen op locatie Volkerak-Zuid (VZ3) in 1991. Voor het gehalte in zwevend stof is de hoogste absolute waarde (op droge-stofbasis) genomen die voorkwam in de periode dat de mosselen in het water hingen. PCB-153 hoopt zich het sterkst op in deze voedselrelatie.

Levels of accumulation toxicant in suspended matter and in fat of *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussel) at the south of Lake Volkerak (VZ3). The levels of suspended solids shown are the highest absolute values that were measured (by dry weight) when the mussels were floating in the water. PCB-153 is the toxicant which showed the greatest accumulation.

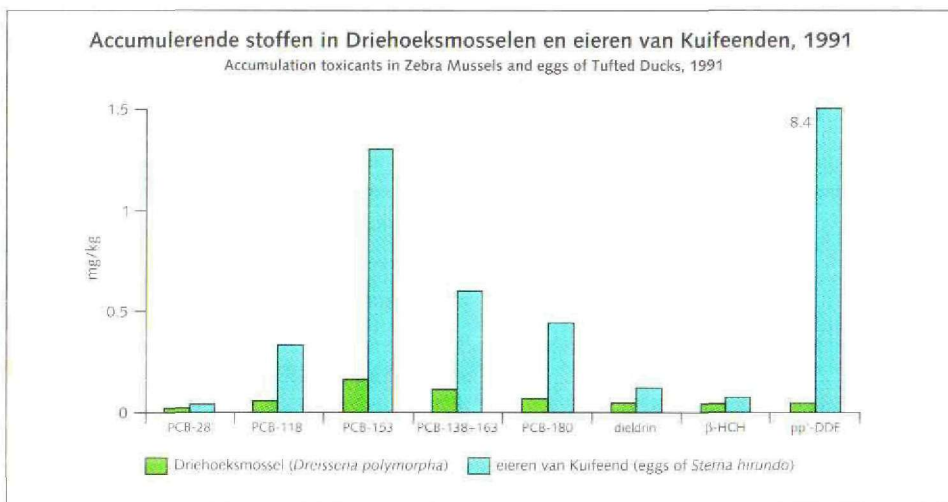


Fig. 5

Gehaltes aan accumulerende stoffen in het vet van Driehoeksmosselen en eieren van Kuifeenden in 1991 uit het Volkerak. Van deze stoffen hoopt pp'-DDE zich het sterkst op in eieren van Kuifeenden.

Concentrations of accumulation toxicants stored in the fat of *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussel) and in the eggs of *Aythya fuligula* (Tufted Duck) in Lake Volkerak in 1991. pp'-DDE is the toxicant which accumulates the most in the ducks' eggs.

Driehoeksmosselen vormen het hoofdvoedsel voor Kuifeenden. Gekeken wordt of gaande van zwevend stof naar de Kuifeend biomagnificatie optreedt. Een andere voedselrelatie in het Volkerak-Zoommeer wordt gevormd door Baars, die in de broedtijd het voornaamste voedsel voor de Visdief is. Bij deze vergelijkingen bestaan wel enkele onzekerheden. Zo is bijvoorbeeld niet bekend of de Visdief alleen maar Baars heeft gegeten.

Zwevend stof/Driehoeksmossel/Kuifeend

Bijna alle gemeten gehalten van in vet oplosbare stoffen hebben hogere concentraties in het vet van Driehoeksmosselen dan het hoogste gemeten absolute gehalte in het zwevend stof (op droge-stofbasis; figuur 4). Stoffen die opvallend sterk accumuleren en meer dan 30 keer in de mosselen

ophopen (figuur 4) zijn een aantal PCB's (PCB-153, PCB-180) en de bestrijdingsmiddelen lindaan (β -HCH) en DDT (DDE).

De volgende stap in de voedselketen is de relatie Driehoeksmossel/Kuifeend. Voor de Kuifeend zijn gegevens gebruikt van gehalten in eieren. Hierbij moet wel rekening gehouden worden met het feit dat gehalten in eieren veel hoger kunnen zijn dan gehalten in de moedervogel. De gehalten aan toxische stoffen in Driehoeksmosselen zijn erg laag vergeleken met de gehalten in eieren van de Kuifeend (figuur 5). Opvallend is dat DDT (in de vorm van pp'-DDE) zelfs een ongeveer 200 maal zo hoge concentratie in de eieren bereikt. Ook PCB's hopen sterk op.

Baars/Visdief

Worden de gehalten aan accumulerende stoffen

in Baars vergeleken met die in de eieren van Visdiefsjes, dan blijken de meeste stoffen op te hopen. PCB-180 doet dit het sterkst (figuur 6). Mogelijk kunnen de relatief hoge gehalten in de eieren verklaard worden, doordat Visdiefsjes ook voedsel kunnen zoeken in sterker verontreinigde wateren zoals het Hollandsch Diep, de Schelde en het Haringvliet.

Uit onderzoek blijkt, dat Visdiefsjes in het bijzonder gevoelig zijn voor PCB's. In 1991 zijn nadelige effecten bij Visdiefsjes uit onder andere het Volkerak-Zoommeer aangetoond. Er blijkt een verband tussen een verhoging van PCB-concentraties in eieren en bepaalde effecten. Deze effecten bestaan uit een verlenging van de broedduur, een afnemend eivolume, afwijkingen in de leverfunctie en verstoring van de vitamine- en hormoonhuishouding (Bosveld 1995).

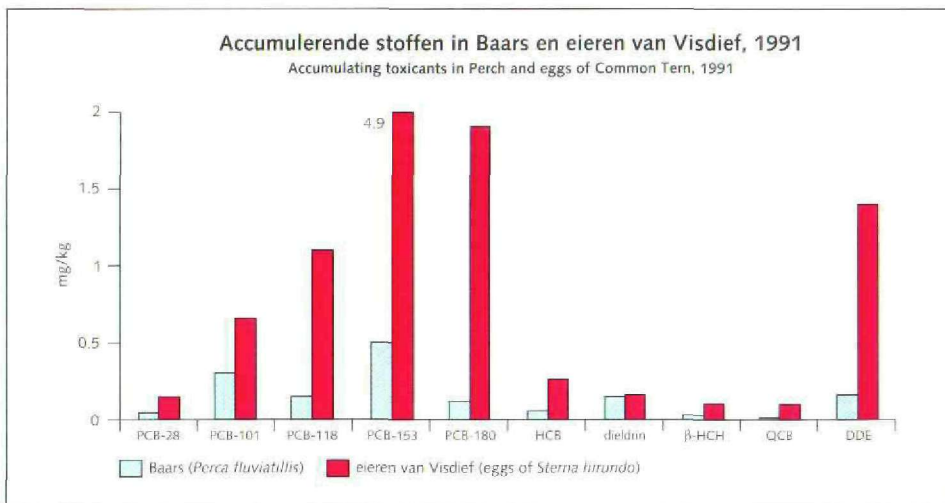


Fig. 6

Gehaltes aan accumulerende stoffen in het vet van Baars en eieren van de Visdief, gemeten in 1991 in het Volkerak. PCB-180 accumuleert het sterkst.

Levels of accumulation toxicants stored in the fat of *Perca fluviatilis* (Perch) and in the eggs of *Sterna hirundo* (Common Tern) in Lake Volkerak in 1991. PCB-180 is the toxicant which accumulates the most.

Bioassays

De toxiciteit van de waterbodem voor water-vlooien (*Daphnia magna*) en muggelarven (*Chironomus riparius*) is door middel van bioassays in 1994 onderzocht. Bij *Daphnia magna* heeft het poriewater een matig effect op de overleving en een ernstig effect op de reproductie. De toxiciteit van het poriewater is op grond van een bioassay met de watervlo *Daphnia magna*, als ernstig geïnclassificeerd (Witteveen en Bos 1995). Bij de minder gevoelige *Chironomus riparius* is geen effect van het sediment aangetoond. De toxiciteit van het oppervlaktewater is met behulp van de Microtox-methode bepaald. Hieruit blijkt dat de waarde voor acuut gevaar voor aquatische organismen in 1994 niet wordt

overschreden. Vier van de vijf metingen liggen echter boven het Maximaal Aanvaardbaar Risiconiveau. Dit betekent dat door de belasting met toxicanten er op de langere termijn een onacceptabel risico kan ontstaan voor het gehele ecosysteem.

Effectparameters in het veld

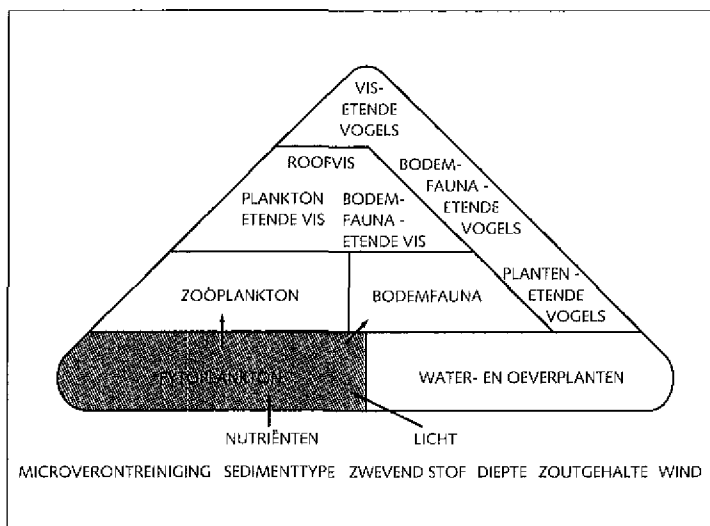
Het percentage kaakafwijkingen bij larven van dansmuggen (*Chironomus* sp.) kan een maat zijn voor vervuiling. Van 1988-1990 is het percentage kaakafwijkingen bij de larve van de dansmug *Chironomus muratensis* bekeken. Over deze jaren had gemiddeld 40% van de muggelarven kaakafwijkingen. Een verband met

verontreinigingen is hier aannemelijk. In 1994 heeft een tiende van de onderzochte dansmuggen kaakafwijkingen. Aan dit onderzoek kunnen echter geen conclusies verbonden worden, omdat te weinig muggelarven onderzocht zijn (AquaSense 1995).

Door inventarisaties van de dichtheid van de bodemfauna te vergelijken met die van schone referentielokaties kan een indruk verkregen worden van de milieukwaliteit. In 1994 ligt de dichtheid van dansmuggen (*Chironomidae*) op circa tienduizend exemplaren per vierkante meter (hoofdstuk 9 figuur 2). Dit ligt ver boven normaalwaarden voor dichtheden van dansmuggen (AquaSense 1993). Er lijkt dan ook geen effect van een verontreinigde waterbodem op deze levensgemeenschap te zijn.

5. Fytoplankton

Ronald Bijkerk (Koeman en Bijkerk bv.)



Evenals waterplanten hebben planktonalgen voor hun groei voedingsstoffen en licht nodig. De watertemperatuur speelt voor de ontwikkeling van algen in het algemeen geen rol.

De primaire voedingsstoffen voor algen zijn koolstof (in de vorm van HCO_3^- en CO_2), stikstof (in de vorm van NH_4 en NO_3^-) en fosfor (in de vorm van PO_4^{3-}). Voor kiezelwieren en sommige goudwieren is ook silicium essentieel, maar de behoefte hieraan verschilt aanzienlijk tussen soorten. Anders dan bij stikstof en fosfaat neemt de concentratie van silicium niet toe door vermisting. De belangrijkste bron van silicium, naast mineralisatie van afgestorven kiezelwieren, blijft verweering en erosie. In het Volkerak is vermoedelijk alleen silicium nu en dan beperkend voor de groei van kiezelwieren.

De fytoplanktonbiomassa wordt in het Volkerak-Zoommeer beperkt door begrazing door zoöplankton. Soorten die minder effectief begraaasd worden, kunnen hierdoor in aantal toenemen. In het Volkerak-Zoommeer is dat bijvoorbeeld het blauwwier *Microcystis* (met name de grotere kolonies) en het draadvormige kiezelwier *Skeletonema subsalsum*, die zich beide ontwikkelen in het zomerhalfjaar. De voorjaarsbloei bestaat nog steeds uit soorten die effectief begraaasd kunnen worden. Hierdoor treedt nog elk jaar in mei een zogenaamde helder-waterperiode op, met een kleine hoeveelheid algen.

Samenvatting

Het fytoplankton van het Volkerak-Zoommeer heeft zich in de periode 1987-1994 ontwikkeld tot een gemeenschap waarin blauwwieren (Cyanobacteria) in de zomerperiode de dienst uitmaken. Vanaf 1992 worden jaarlijks de hoogste gehalten van chlorofylla gemeten in de nazomer, maar tot dusverre zijn de zomergemiddelden nog niet boven 40 $\mu\text{g/l}$ uitgekomen. Dit is onder de grenswaarde van 100 $\mu\text{g/l}$. De voorjaarsbloei is sinds 1988 niet toegenomen en mondt nog elk jaar uit in een 'helder-waterperiode' waarin gedurende enkele weken minimale chlorofylla-gehalten van 1 tot 4 $\mu\text{g/l}$ worden gemeten. In verhouding tot de hoeveelheid totaal-fosfaat is het zomergemiddelde chlorofylla-gehalte nog steeds relatief laag, als gevolg van begrazing door groter zoöplankton. Wel lijkt de begrazing door watervlooiën in de zomermaanden minder effectief dan in het voorjaar, door de aanwezigheid van blauwwieren.

Methoden

De monitoring van fytoplankton in het Volkerak-Zoommeer startte in februari 1987, twee maanden vóór de afsluiting van de Philipsdam. In de eerste vier jaren werd bemonsterd met een frequentie van eens per week tot eens per veertien dagen. Met ingang van 1991 is de bemonsteringsfrequentie teruggebracht tot eens per maand in november-februari en eens per twee weken in maart-oktober. De bemonsteringsmethode is in de periode 1987-1994 drie keer gewijzigd (tabel 1). Fytoplankton is bemonsterd op

drie locaties in het Volkerak (VZ 2, 3, 4) en in het Zoommeer (VZ7).

Het monitoringonderzoek aan fytoplankton omvat een bepaling van het gehalte van chlorofylla, een lichtabsorberend fytoplanktonpigment, dat als maat dient voor de biomassa van het totaal aan fotosynthetisch actieve algen in het water en voor de AMOEBE wordt gebruikt (Hoofdstuk 12). Verder omvat het onderzoek een microscopische determinatie van de algemene soorten met een bepaling van de dichtheid en het biovolume per soort.

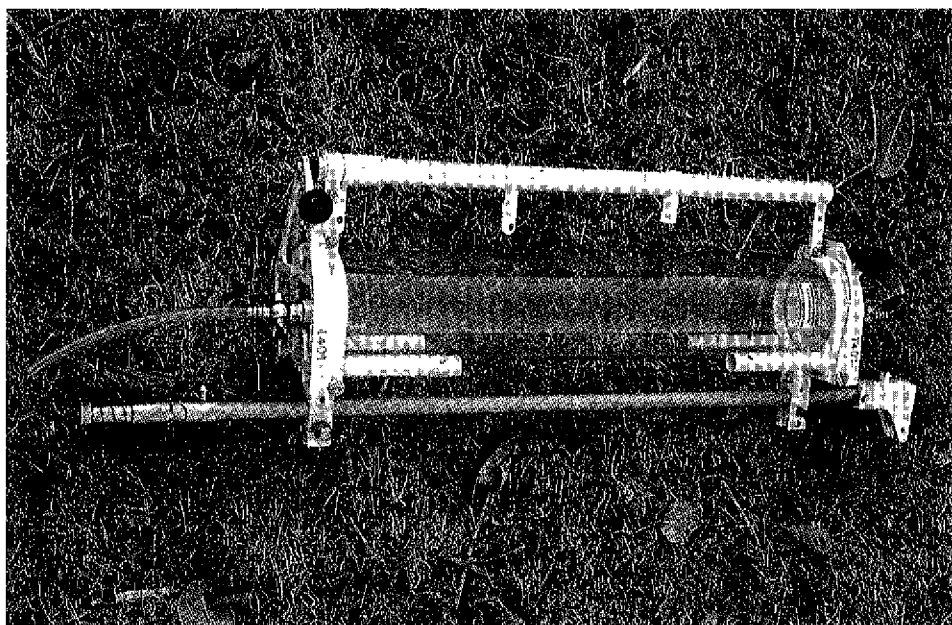


Foto B

Monsternamen van het fyto- en zoöplankton van het Volkerak-Zoommeer vond in de beginjaren (1990-1991) plaats met behulp van een waterhapper

Periode	Apparaat	Monstervolume (l)	Monsterdiepte (m)
1987 - 1989	pomp	1	0,5 - 1
1990	waterhapper	1 op meerdere diepten	0,5 - 1 en 1,5 - 2
1991	waterhapper	1 op meerdere diepten	1, 2, 3, 4 en 5
1992 - 1994	steekbuis	1	0 - 1,5

Tabel 1

Overzicht van methoden voor fytoplanktonbemonstering gehanteerd in het Volkerak-Zoommeer van 1987 tot en met 1994.

Ontwikkelingen

De oorspronkelijke zoute fytoplanktongemeenschap in het Volkerak-Zoommeer werd gedomineerd door mariene kiezelwieren en dinoflagellaten. Met de versterkte doorspoeling vanaf april 1987 werd deze gemeenschap in drie maanden verdreven. De laatste kustwatersoorten werden half juli 1987 in de monsters gevonden. Vanaf begin september nam de abundantie van zoetwateralgen snel toe, met onder meer het groenwier *Scenedesmus* sp. De eerste vier jaren na de ontzilting (1988-1991) waren duidelijke overgangsjaren met een aantal uitzonderlijke situaties. In deze jaren werd het Volkerak-Zoommeer gekoloniseerd door blauwwieren die thuishoren in voedselrijke, wat diepere meren.

Deze algen, *Microcystis* en *Aphanizomenon*, bepalen sinds 1991 het aanzien van het plankton in de zomermaanden. Het aantal cellen van *Microcystis* in de zomer is een AMOEBE-variabele (Hoofdstuk 12). Kiezelwieren domineren het voorjaarsplankton al vanaf 1988. Het gaat om snelgroeiende soorten uit de geslachten *Stephanodiscus* en *Skeletonema*, die ook in het plankton van de benedenrivieren talrijk zijn.

Chlorofyl

Het voorjaar van 1988 kende een omvangrijke, langdurige voorjaarsbloei van kleine kiezelwieren, waarbij chlorofyl-gehalten gemeten werden van 80 à 110 µg/l (figuur 1). Het doorzicht daalde tijdens deze bloei tot een halve meter, een minimum dat nadien in het voorjaar niet meer

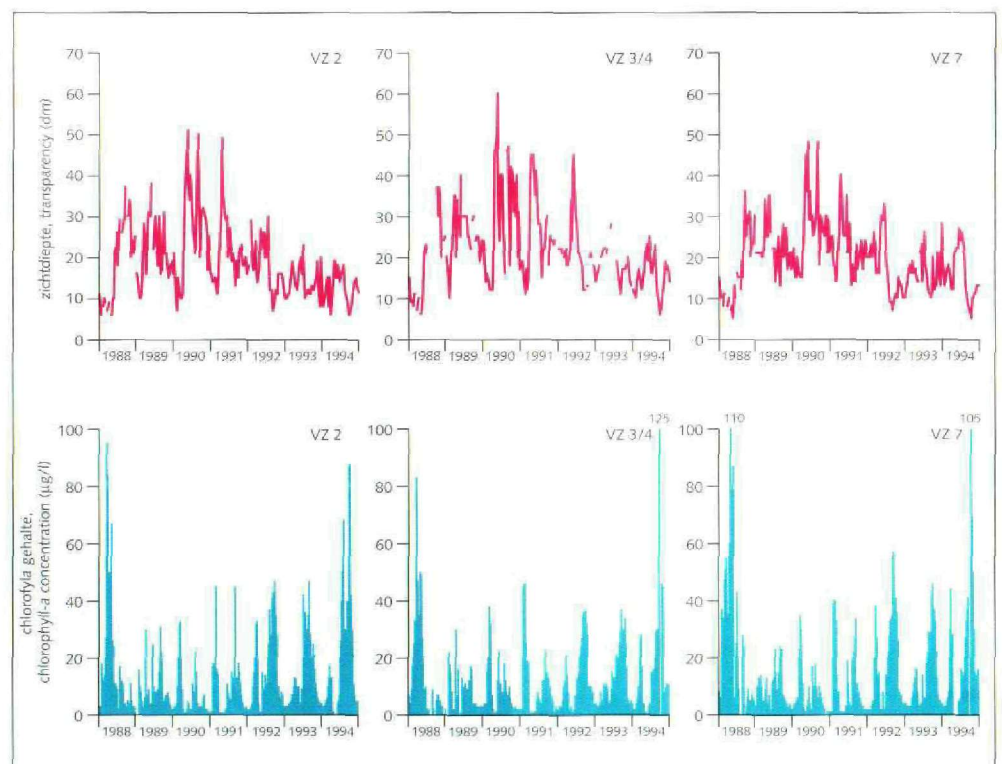
bereikt werd (figuur 1). Sinds 1988 ligt het gemiddelde chlorofyl-gehalte tijdens de voorjaarsbloei aanzienlijk lager en bedraagt de duur twee tot zes weken in maart-april (figuur 2). In het Zoommeer ontwikkelt de voorjaarsbloei zich in de meeste jaren één tot twee weken later dan in het Volkerak en is het chlorofyl-gehalte wat hoger.

De voorjaarsbloei wordt begraaasd door achterevolvings raderdieren, copepoden en water-vlooien (hoofdstuk 6) waardoor de chlorofyl-gehalten abrupt dalen tot ver beneden 10 µg/l en een helder-waterperiode optreedt. Deze fase doet zich voor in de maand mei, begint in sommige jaren al eind april en wordt in de meeste jaren beëindigd of onderbroken door een bloei van het kiezelwier *Skeletonema subsalsum* in juni-juli. Als de helder-waterperiode gedefinieerd wordt als een aaneengesloten periode met chlorofylgehalten beneden 10 µg/l, is de duur sinds 1988 eerder toe dan afgenomen (figuur 2). Alleen 1993 valt wat uit de toon. In dit voorjaar werden relatief weinig raderdieren en copepoden gevonden en ontbrak de watervlo *Daphnia pulex* (Hoofdstuk 6 figuur 1).

De opvallendste veranderingen in het fytoplankton

Fig. 1

Doorzicht en chlorofyl-gehalte in het Volkerak (VZ 2, VZ 3/4) en het Zoommeer (VZ 7) na de ontzilting. Doorzichten tot 5 à 6 m werden gemeten in 1990. Sindsdien is het doorzicht geleidelijk afgenomen en het chlorofyl-gehalte in de zomermaanden gestegen. *Transparency and concentration of chlorophyll-a in Lake Volkerak-Zoommeer. Transparencies of up to 5 to 6 m were measured in 1990. Values gradually declined in subsequent years, whilst summer concentrations of chlorophyll-a increased.*



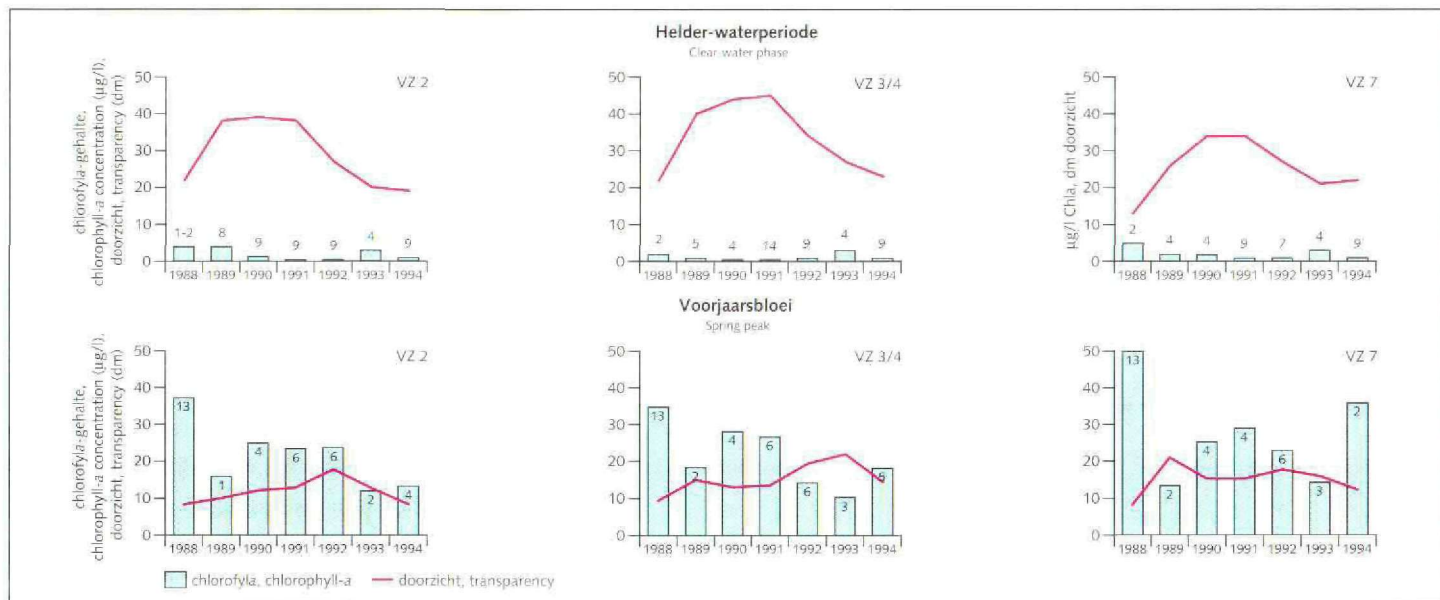


Fig. 2

Het gemiddelde chlorofylla-gehalte tijdens de voorjaarsbloei en de duur van deze bloei zijn in het Volkerak-Zoommeer sinds 1988 niet toegenomen. De voorjaarsbloei wordt nog steeds gevolgd door een helder-waterperiode van meerdere weken waarbij de chlorofylla-gehalten dalen tot 1 à 2 µg/l. Wel is het water in deze periode na 1991 minder helder geworden. De voorjaarsbloei is hier gedefinieerd als de aaneengesloten periode in februari-mei met chlorofylla-gehalten ≥ 10 µg/l; cijfers in de staafjes geven de lengte van de periode in weken aan.

The average chlorophyll-a concentration during the spring peak and the length of the bloom period in Lake Volkerak-Zoommeer have not increased since 1988. During the succeeding clear-water phase the chlorophyll-a concentration drops to 1 to 2 µg/l. This phase still lasts for several weeks but the transparency has decreased considerably after 1991. (The spring peak is defined here as an unbroken period with a chlorophyll-a concentration of 10 µg/l or more; in 1989 a distinct spring peak could hardly be recognized. Numbers with the bars indicate the number of weeks of this period.)

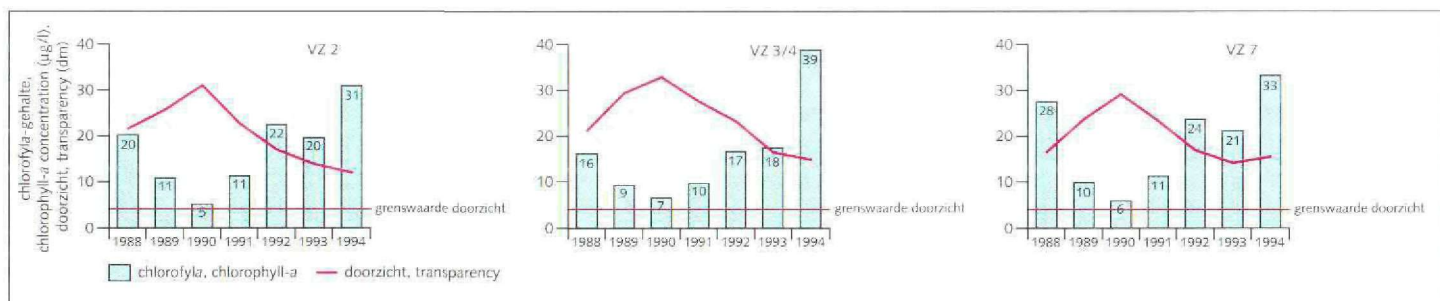


Fig. 3

Zomergemiddeld doorzicht en chlorofylla-gehalte in het Volkerak-Zoommeer. Sinds 1990 is het zomergemiddelde chlorofylla-gehalte weer geleidelijk toegenomen en het zomergemiddelde doorzicht gedaald.

Summer average transparency and chlorophyll-a concentration in Lake Volkerak-Zoommeer. Since 1990, the summer average chlorophyll-a concentration has gradually increased, whilst transparency has decreased.

hebben zich voorgedaan in de zomermaanden. Vanaf 1990 zijn de zomergemiddelde chlorofylla-gehalten toegenomen (figuur 3) en tijdens de extreem warme periode juli-augustus 1994 werden pieken gemeten van 90 à 125 µg/l (figuur 1). Verantwoordelijk hiervoor zijn de blauwwieren *Microcystis* en in mindere mate *Aphanizomenon*. In de meeste jaren zijn de zomergemiddelde chlorofylla-gehalten het hoogst in het Zoommeer (VZ 7) en het laagst in het westelijke Volkerak (VZ 3/4).

Soortensamenstelling

Sinds 1991 bestaat het fytoplanktonvolume voornamelijk uit kiezelwieren in voor- en najaar, en blauwwieren in de zomer. Cryptophyceëen (een groep flagellaten) en kleine groenwieren zijn nu en dan wel talrijk in voorjaar en voorzomer, maar leveren slechts een geringe bijdrage aan het totale fytoplanktonvolume (figuur 4). Alleen in 1993 traden deze groepen wat sterker op de voorgrond, toen de ontwikkeling van zowel kiezelwieren als blauwwieren om onduidelijke redenen minder was dan in 1992 en 1994. De fytoplanktongemeenschap bestaat uit soorten

van alkalische wateren. De blauwwieren zijn karakteristiek voor diepere meso- tot eutrofe meren. De dominante kiezelwieren zijn karakteristiek voor turbulente, sterk geëutrofiëerde wateren met een verhoogd zoutgehalte.

Kiezelwieren

Onder de kiezelwieren treden drie soorten op de voorgrond. De eerste twee, *Stephanodiscus hantzschii* en *S. parvus*, dragen sterk bij aan de voorjaarsbloei, waarbij de hoogste dichtheid bereikt wordt in maart-april (figuur 5). Deze soorten kunnen zich optimaal ontwikkelen bij

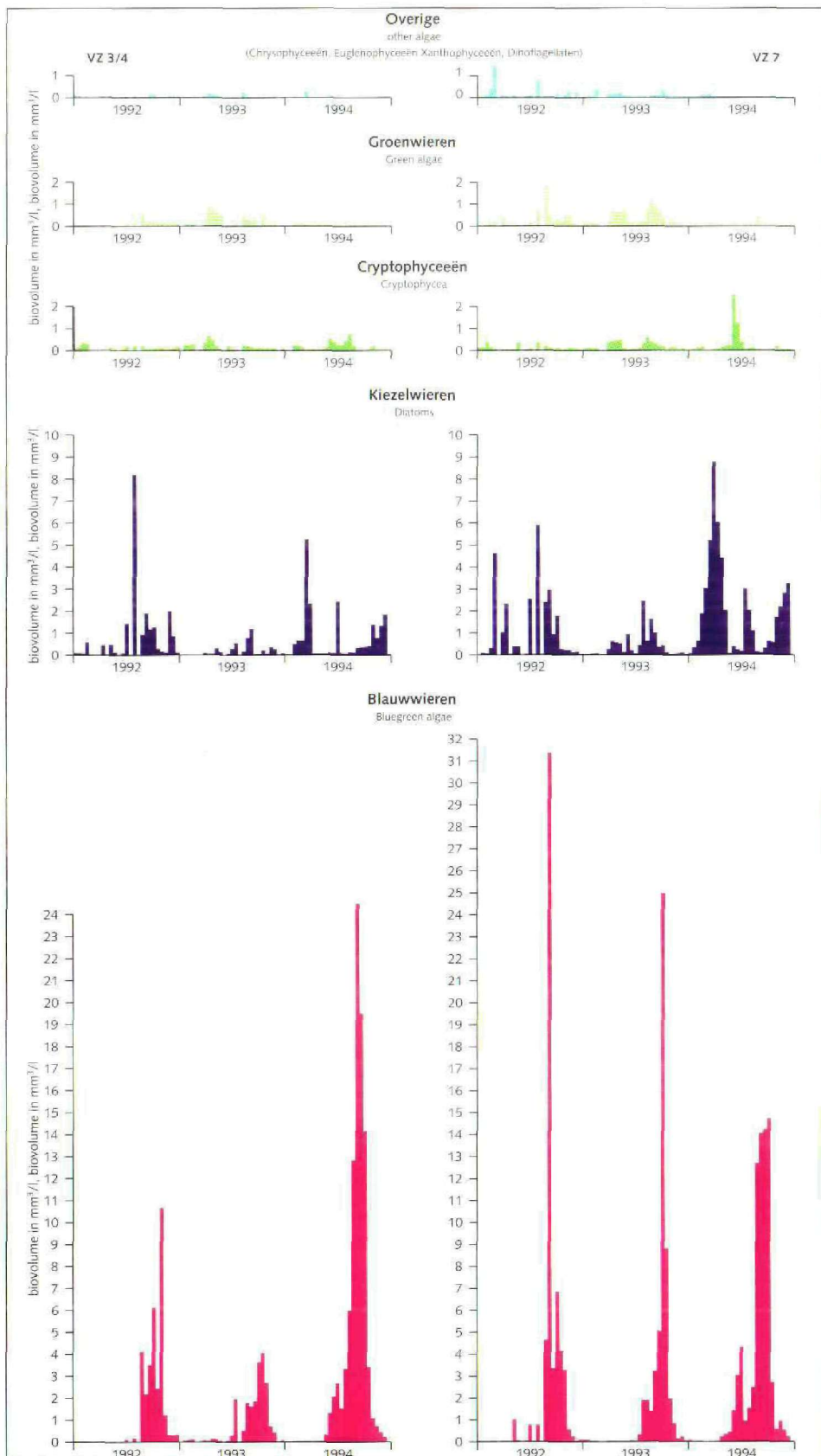


Fig. 4
Bijdrage van de fytoplanktongroepen aan het totale fytoplanktonvolume. Sinds 1991 bestaat het fytoplanktonvolume voornamelijk uit kiezelwieren in voor- en najaar en blauwwieren (Cyanobacteria) in de zomer.
Contribution of algal classes to the total phytoplankton community. Since 1991 the phytoplankton has consisted mainly of diatoms in spring and autumn and Cyanobacteria in summer.

temperaturen tussen 4 en 10 °C. Indien er genoeg voedingsstoffen zijn, zijn zij in staat om met weinig licht snel te groeien. De derde soort is *Skeletonema subsalsum*, een ketenvormend kiezelwier, waarvan de hoogste dichtheden in juli worden waargenomen (figuur 5). Ook in de Rijn en het Hollandsch Diep zijn deze drie diatomeeën-soorten in deze perioden massaal aanwezig.

Af en toe talrijk in de zomer maar eigenlijk epifytisch zijn de kleine, tot 25 µm lange kiezelwieren uit het geslacht *Nitzschia*, die op en in kolonies van *Microcystis* leven. Nooit talrijk maar altijd aanwezig in de tweede helft van het jaar, zijn de grotere kiezelwieren *Actinocyclus normanii* en *Thalassiosira bramaputrae*. Eind 1994, toen de fytoplanktongemeenschap voornamelijk uit *Microcystis* en bovengenoemde *Nitzschia*'s bestond, waren deze twee verantwoordelijk voor de toename van het kiezelwiervolume in oktober-december (figuur 5). Beide zijn typische bewoners van riviermondingen, ofschoon ze ook stroomopwaarts en in andere binnenwateren kunnen worden gevonden.

Blauwwieren

De blauwwiergemeenschap in het Volkerak-Zoommeer is veel minder divers dan de huidige gemeenschap in het IJsselmeer. De soorten die het meest bijdragen aan het biovolume, zijn *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Aphanizomenon klebahnii* en *Anabaena* sp. Van *Anabaena* komen meerdere soorten voor. De soort *Planktothrix agardhii*, die bekend is uit de ondiepe randmeren, wordt slechts af en toe in lage dichtheden gevonden. De andere genoemde blauwwieren overwinteren in de vorm van rustcellen of sporen die na het groeiseizoen naar de bodem van het meer zakken (Reynolds e.a. 1981, Paerl 1988a). De ontwikkeling komt op gang wanneer de hoeveelheid licht of de watertemperatuur in het voorjaar stijgt, bij *Anabaena* wat eerder in het jaar (april) dan bij *Microcystis* en *Aphanizomenon* (mei-juni). Ofschoon deze blauwwieren al in 1988 in het Volkerak-Zoommeer werden waargenomen, lijken zij enige jaren nodig te hebben gehad om zich in het meer te kunnen manifesteren (figuur 6). In de periode 1987-1990 vormde zich waarschijnlijk voldoende

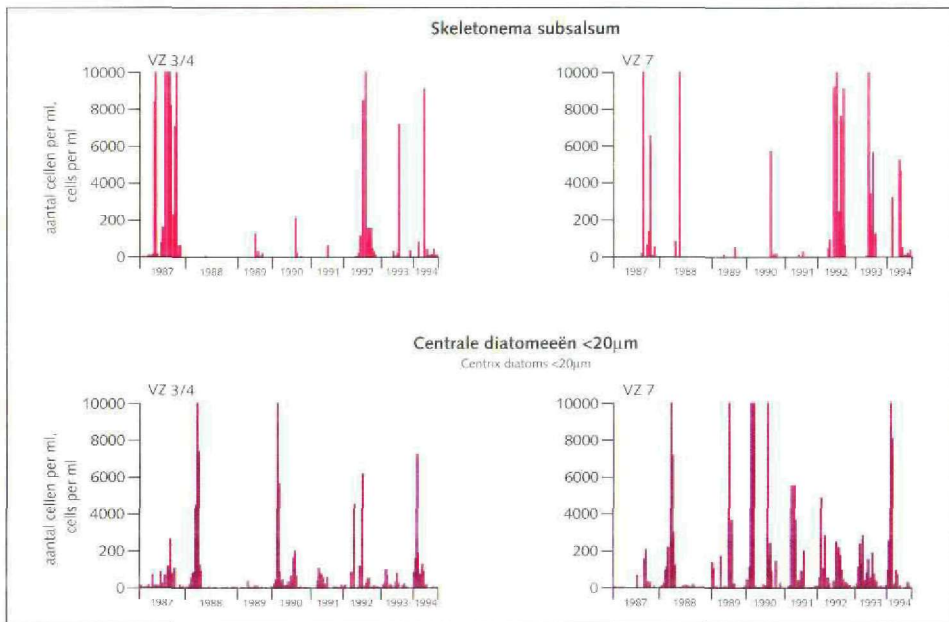


Fig. 5
 In sommige jaren worden hoge dichtheden gemeten van de planktische kiezelwieren *Stephanodiscus* sp. en *Skeletonema subsalsum*. De eerste draagt belangrijk bij aan de voorjaarsbloei, de tweede ontwikkelt zich in de voorzomer. In some years there are high population densities of the planktonic diatoms *Stephanodiscus* sp. (in the Spring) and *Skeletonema subsalsum* (in the early summer).

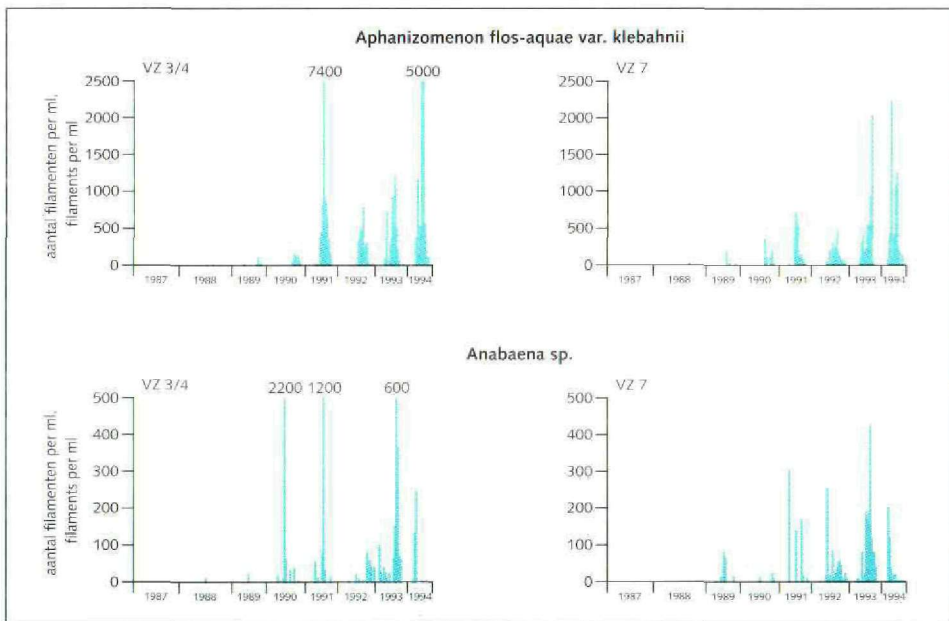


Fig. 6
 Ontwikkeling van de populaties van twee draadvormige blauwwieren (Cyanobacteria) in het Volkerak-Zoommeer. De draadvormige blauwwieren *Aphanizomenon flos-aquae* var. *klebahnii* en *Anabaena* sp. hebben enige tijd nodig gehad om omvangrijke populatiedichtheden te vormen in het Volkerak-Zoommeer. Development of the populations of two filamentous Cyanobacteria in the Lake Volkerak-Zoommeer. It took several years before the filamentous blue-green algae *Aphanizomenon flos-aquae* var. *klebahnii* and *Anabaena* sp. established large populations in Lake Volkerak/Zoommeer.

wijze geïdentificeerd en gekwantificeerd is. In het plankton kunnen deze blauwwieren kolonies tot enkele millimeters groot vormen die met het blote oog te zien zijn. Deze kolonievorm biedt een zekere bescherming van de individuele cellen of filamenten tegen de schadelijke invloed van hoge lichtintensiteiten (Pechar & Masojidek 1995). Door dit gegroepeerde voorkomen hebben hoge populatiedichtheden tevens een betrekkelijk gering effect op het doorzicht. Het zijn karakteristieke bewoners van meso- tot eutrofe, wat diepere meren met hard water. Hun bron van succes is een zekere resistentie tegen begrazing door watervlooien, in combinatie met een vermogen tot verticale migratie. *Microcystis* en *Aphanizomenon* profiteren 's nachts op enige diepte van hogere nutriëntengehalten om aan het begin van de dag met snelheden tot 3 m/uur, respectievelijk 10 m/uur, naar het wateroppervlak te stijgen. Zij profiteren daar van een optimaal lichtklimaat en een relatieve rijkdom aan CO₂ / HCO₃⁻ (Paerl 1988b, Zohary & Robarts 1989). Wanneer overdag een monster verzameld wordt in de bovenste anderhalve meter, zoals in 1992-1994, zullen de gevonden dichtheden hoger zijn dan in een mengmonster van de verticaal, zoals in 1991.

Van alle genoemde blauwwieren zijn stammen bekend die in staat blijken toxines te produceren. Watervlooien uit het geslacht *Daphnia* kunnen voor sommige van deze toxines gevoelig zijn (Fulton & Paerl 1987, Fulton 1988a, Berndorf & Henning 1989, Gilbert 1990, Reinikainen e.a. 1994, Haney e.a. 1995 e.v.a.).

Binnen het geslacht *Aphanizomenon* is er wat betreft de interactie met begrazers een interessant verschil tussen twee nauwverwante soorten. *Aphanizomenon klebahnii* werd tot voor kort onderscheiden als een variëteit van *A. flos-aquae*. *A. klebahnii* echter is dunner en vormt kleinere kolonies, terwijl de echte *A. flos-aquae* dikker is en kolonies kan vormen tot een grootte van twee centimeter (Komárek 1994). Hierdoor zijn er ook ecologisch belangrijke verschillen. Beide soorten kunnen zich ontwikkelen in eutrofe wateren, alleen is *A. flos-aquae* kenmerkend voor een situatie met een hoge graasdruk van grote watervlooien (Pechar & Fott 1991). Onder deze omstandigheden wordt *A. klebahnii* opgegeten (tabel 2).

zaadkapitaal (in de vorm van overwinterende ruststadia) voor de opbouw van een omvangrijke zomerpopulatie, die wat *Aphanizomenon* betreft voor het eerst in 1991 goed tot ontwikkeling

kwam. De kolonisatie door *Microcystis* is minder eenvoudig te beschrijven, omdat deze soort veelvuldig in de monsters optreedt als losse cel en in deze vorm vermoedelijk niet altijd op dezelfde

Watervlooiën	Lage fosfaatbelasting	Hoge fosfaatbelasting
Grote <i>Daphnia</i> 's aanwezig	<i>A. flos-aquae</i> bloeien met matige dichtheid, grote kolonies	<i>A. flos-aquae</i> bloeien met hoge dichtheid, grote kolonies
Grote <i>Daphnia</i> 's afwezig	<i>Aphanizomenon</i> -bloeien afwezig, filamenten schaars in zomermaanden	<i>A. klebahnii</i> bloeien met hoge dichtheid, kleine kolonies

Naar : Pechar & Fott (1991)

Tabel 2

Ontwikkeling van *Aphanizomenon*-bloeien onder invloed van graasdruk door watervlooiën en fosfaatbelasting

Cryptophyceën en groenwieren

Van de cryptophyceën vormt met name *Rhodomonas minuta* een belangrijke voedselbron voor kleiner zoöplankton in een periode, waarin weinig andere algen aanwezig zijn (januari-maart). De talrijkste groenwieren in de laatste jaren zijn *Monoraphidium contortum* en *Scenedesmus* spp. Beide zijn karakteristiek voor eutrofe, harde wateren. Daarnaast worden in april-juni grote aantallen zeer kleine groenwiertjes gevonden met diameters van 1-5 µm. Deze worden nauwelijks gegeten door groter zoöplankton (Sternier 1989).

Interacties met nutriënten en zoöplankton

De soortensamenstelling en ontwikkeling van het fytoplankton worden in het Volkerak in eerste instantie gestuurd door nutriënten en licht en in tweede instantie door begrazing. De beschikbaarheid van voedingsstoffen is vooralsnog niet beperkend voor de groei, met uitzondering van wellicht silicium, in de zomermaanden (hoofdstuk 3 figuur 8). De verhouding tussen totaal-fosfaat en chlorofyla in het Volkerak-Zoommeer is nog steeds aan de lage kant, vergeleken met het IJsselmeer (hoofdstuk 3 figuur 5). Waarschijnlijk is de graasdruk door zoöplankton in het IJsselmeer wat lager dan in het Volkerak-Zoommeer, als gevolg van de predatie van Spiering op groter zoöplankton (Prins e.a. 1995). Opvallend in het Volkerak-Zoommeer is de voorjaarsbloei van kleine *Stephanodiscus*-soorten. In andere Nederlandse meren wordt de voorjaarsbloei gewoonlijk gevormd door pennate diatomeeën (*Asterionella formosa* en *Diatoma tenuis*). *Asterionella* komt wel voor in het Volkerak-

Zoommeer, maar de dichtheden blijven in de orde van 10 cellen per ml. Het hoge fosfaataanbod en het relatief gunstige lichtklimaat in het vroege voorjaar (totaal-P : 0,10-0,17 mg/l; doorzicht : 1-2 m), zorgen in het Volkerak-Zoommeer vermoedelijk voor een snelle groei van de kleine *Stephanodiscus*-soorten, die vanuit de benedenrivieren in het meer terechtkomen. Ofschoon kleiner en groter zoöplankton deze soorten effectief kunnen begrazen, ontwikkelen zich in maart-april hoge populatie-dichtheden tot meer dan 10.000 cellen per ml (figuur 7). Bij een kleinere groeisnelheid, door een lager nutriëntenaanbod en een ongunstiger lichtklimaat,

zouden deze soorten mogelijk verdrongen worden door *Asterionella formosa*. Dit is een kolonievormend kiezelwier dat maar door een select groepje zoöplankton-organismen wordt begraasd.

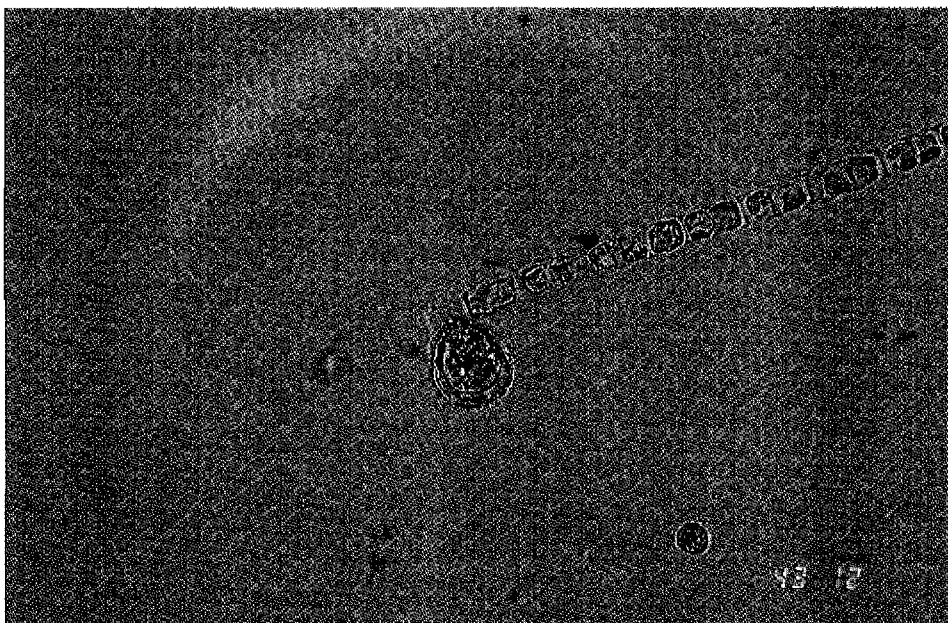
Ketenvormende kiezelwieren als *Skeletonema subsalsum* worden eveneens selectief gepreedeerd, in dit geval door schaalamoeben, die de *Skeletonema*-piek in 1992 in vermoedelijk twee weken tijd decimeerden (Bijkerk 1995). De ontwikkeling van kiezelwieren in de zomer zou in het Volkerak-Zoommeer wel eens beperkt kunnen worden door de beschikbaarheid van silicium. In juli-augustus ligt het gehalte soms ver beneden 0,5 mg Si/l (hoofdstuk 3 figuur 8).

Begrazing

Begrazing is een belangrijke factor in de dynamiek van het fytoplankton in het meer. Dit proces kan alleen goed ontrafeld worden wanneer gedetailleerde plankton-analyses beschikbaar zijn. Voor het Volkerak-Zoommeer zijn deze uitgebreide analyses beschikbaar. De invloed van begrazing wordt geïllustreerd aan de hand van figuur 7. Hierin is de dynamiek van een aantal belangrijke componenten van het plankton in het Zoommeer onder elkaar gezet, voor achtereenvolgens de jaren 1988-1991 en 1992-1994.

Foto 9

Het kiezelwier *Skeletonema subsalsum* wordt leeggezogen door een schaalamoebe (13 juli 1992, Volkerak-Oost).



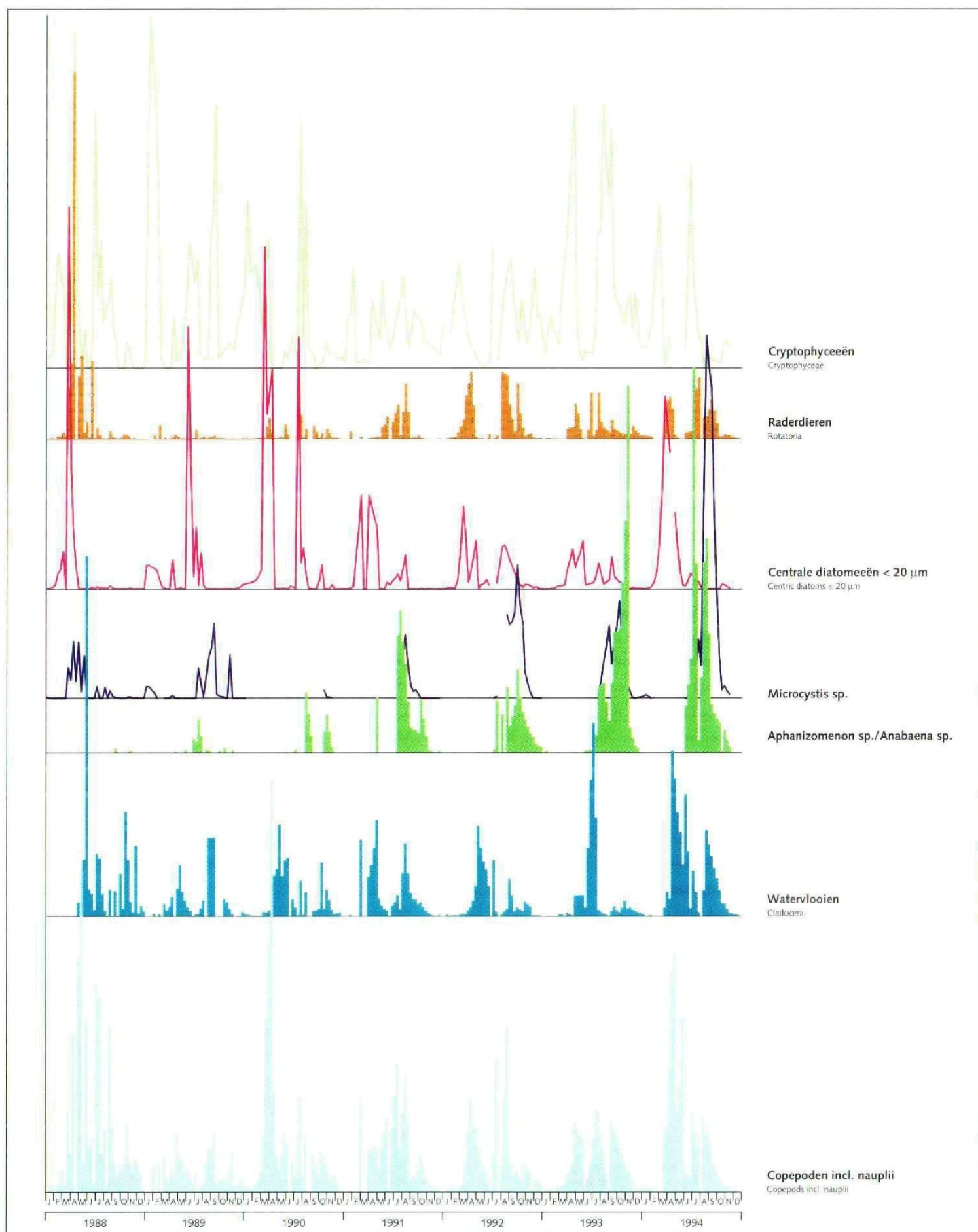


Fig. 7
 Dynamiek van fyto- en zoöplankton in het Zoommeer (VZ 7). Interacties tussen zoöplankton en fytoplankton worden vaak pas duidelijk wanneer het fytoplankton wordt opgesplitst in eetbare categorieën (cryptophyceen, diatomeeën < 20 µm) en minder eetbare, of mogelijk zelfs toxische (*Anabaena*, *Aphanizomenon*).
Phyto- and zooplankton population dynamics in lake Zoommeer. When studying interactions between phytoplankton and zooplankton it is useful to make a distinction between edible (Cryptophyceae and diatoms < 20 µm) and potentially toxic species (Anabaena, Aphanizomenon).

Weliswaar vormden de jaren 1988-1991 overgangsjaren, maar een bestudering van de interacties tussen fyto- en zoöplankton in deze periode kan inzicht opleveren in het huidig functioneren van het plankton.

Elk jaar begint de ontwikkeling met een toename van de dichtheid van cryptophyceen (december-januari). De dominerende soort is de kleine *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica*, die dichtheden bereikt in de orde van 1000 per ml. Deze populatie wordt in eerste instantie begraasd door raderdieren, met name *Polyarthra dolichoptera* en *Synchaeta* en door juveniele copepoden. Met de toename van de instraling in februari ontwikkelt zich vervolgens een bloei van kleine centrale diatomeeën. Een hoge cryptophyceënpiek gaat gepaard met relatief weinig raderdieren en copepoden en lijkt te worden gevolgd door een relatief lage kiezelwierenpiek. Maar ook het omgekeerde doet zich voor: in de jaren 1989-1994 is zelfs sprake van een zekere afwisseling. Tijdens de voorjaarspiek van kiezelwieren neemt de dichtheid van raderdieren en copepoden verder toe. Soorten als *Keratella quadrata* en *Eurytemora affinis* bereiken in deze periode hun maximale dichtheden. De voorjaarsbloei verdwijnt echter pas wanneer de populatie watervlooiën tot ontwikkeling is gekomen. *Daphnia* groep *longispina* (1988) en *Daphnia pulex* (1989-1992) slaan een duidelijk gat in de populaties van zowel kiezelwieren als cryptophyceen: de helder-waterperiode. Tijdens de ontwikkeling van watervlooiën neemt de dichtheid van raderdieren sterk af. Dit is het duidelijkst te zien in de periode 1992-1994 en is een bekend verschijnsel dat veroorzaakt wordt door voedselconcurrentie

(*Daphnia*'s zijn veel efficiëntere grazers) en door fysieke interacties (Ferguson e.a. 1982, Gilbert 1988).

Ook de dynamiek in de tweede helft van het jaar wordt voor een belangrijk deel gecontroleerd door *Daphnia*'s. *Daphnia*'s echter lijken op hun beurt beïnvloed te worden door draadvormige blauwalgen, met name *Anabaena*. Dit is te zien aan de populatiedichtheid van watervlooiën die abrupt afneemt op het moment dat deze blauwieren in de monsters verschijnen. Al in 1989 ontwikkelt zich in het Zoommeer een populatie van *Anabaena* in juni-juli (zie ook figuur 8). In deze periode wordt geen enkele watervlooi in de monsters gevonden en in het dichtheidsverloop van kiezelwieren ontwikkelt zich, in tegenstelling tot het jaar daarvoor een tweede piek. Een negatieve beïnvloeding van *Daphnia* is experimenteel vastgesteld bij dichtheden van *Anabaena affinis* van 1000-5000 cellen per ml (Gilbert 1990). Dergelijke dichtheden worden ook in de monsters uit het Volkerak-Zoommeer gevonden.

Binnen de blauwwiergemeenschap lijkt sprake van een zekere competitie tussen *Anabaena* en *Microcystis*, met in 1993 een duidelijk voordeel voor *Anabaena* en in 1994 voor *Microcystis*. *Microcystis* begint zijn ontwikkeling gewoonlijk wat later (begin mei) wanneer de watertemperatuur boven 10 °C stijgt. Een snelle opwarming in het voorjaar, zoals in 1993, is blijikbaar in het

voordeel van *Anabaena* en een warme, zonnige zomer, zoals in 1994, in het voordeel van *Microcystis*. De zomer van 1994 heeft een hogere dichtheid aan watervlooiën dan de zomer van 1993. Waarschijnlijk vormt *Microcystis* beter begraasbaar voedsel (losse cellen) dan *Anabaena* en *Aphanizomenon*. Daarnaast kan inmiddels een gemeenschap watervlooiën aanwezig zijn, die resistent is tegen eventuele *Anabaena*-toxinen. Ook binnen één soort, in dit geval *Daphnia pulex*, kunnen resistente en niet-resistente populaties voorkomen, waarbij resistentie optreedt bij dieren die afkomstig zijn uit meren waar *Anabaena* thuishoort (Gilbert 1990). Na het verdwijnen in 1992 werden in 1994 weer enkele individuen van *Daphnia pulex* in het Volkerak aangetroffen (hoofdstuk 6).

Een nog onvoldoende geanalyseerd proces in het Volkerak-Zoommeer, is de toename van het totaal-fosfaatgehalte vanaf juni (hoofdstuk 3 figuur 4). Deze toename gaat gelijk op met de stijging van het chlorofylla-gehalte als gevolg van de ontwikkeling van blauwwieren (figuur 5). Een toename van de concentratie particulier fosfaat en stikstof tegelijk met de ontwikkeling van blauwwieren, soorten die op de bodem overwinteren, is ook elders waargenomen (Jacobsen 1994). Mogelijk leveren deze blauwwieren een bijdrage aan het transport van bodemgebonden nutriënten naar de waterkolom.

Tabel 3

Gemiddelde dichtheid over juni-oktober van *Microcystis* in het Volkerak-Zoommeer, met ter vergelijking dichtheden uit andere meren en een referentiewaarde

Locatie	Jaar	Dichtheid in cel/ml	Biovolume in $\mu\text{m}^3/\text{ml}$
Volkerak-Oost (VZ2)	1992	44.200	1.592.000
	1993	31.200	1.126.000
	1994	geen vergelijkbare data	geen vergelijkbare data
Volkerak-West (VZ4)	1992	68.400	2.464.000
	1993	9.700	349.000
Volkerak-Zuid (VZ3)	1994	129.300	4.909.000
Zoommeer (VZ7)	1992	144.800	5.475.000
	1993	95.600	3.445.000
	1994	113.600	4.364.000
IJsselmeer (IJ23)	1993-1994		4.100.000
Markermeer (M111)	1993		45.000
Referentiewaarde	ca 1938		500.000

Bron: Bijkerk & Joosten 1995

Situatie in 1994

Sinds 1992 lijkt de fytoplanktongemeenschap in het Volkerak-Zoommeer zich te hebben geseteld. Qua soortensamenstelling en globale dynamiek zijn er in de laatste jaren geen grote verschillen opgetreden. De ontwikkeling van het fytoplankton in 1994 kenmerkt zich door relatief hoge gehalten van chlorofylla en relatief hoge dichtheden blauwwieren in de zomer. Het is ech-

ter nog te vroeg om te concluderen dat er sprake is van een voortschrijdende toename van de omvang van blauwwierbloeien in de zomer. In het Volkerak immers was de hoeveelheid in de zomer van 1993 lager dan in 1992 en in het Zoommeer werden in 1992 zelfs nog hogere pieken gevonden dan in 1994 (figuur 4 en 5). Bij de interpretatie van pieken moet bedacht worden dat de betrouwbaarheid waarmee de dichtheden van grote kolonies van blauwwieren routinematig

wordt geschat, beperkt is. Een betere vergelijking bieden gemiddelde dichtheden tijdens het groeiseizoen, dat voor *Microcystis* en *Aphanizomenon* gesteld kan worden op de periode juni-oktober. Alleen *Aphanizomenon klebahnii* neemt in zowel het Volkerak als het Zoommeer gestaag toe (tabel 3 en 4). Vergeleken met andere Nederlandse meren zijn deze gemiddelden nog niet heel hoog (tabel 3 en 4).

Locatie	Jaar	Filamenten/ml	$\mu\text{m}^3/\text{ml}$
Volkerak-Oost (VZ2)	1992	340	818.000
	1993	760	1.095.000
	1994	geen vergelijkbare data	geen vergelijkbare data
Volkerak-West (VZ4)	1992	360	681.000
	1993	460	940.000
Volkerak-Zuid (VZ3)	1994	1.470	2.417.000
Zoommeer (VZ7)	1992	260	443.000
	1993	490	737.000
	1994	680	1.097.000
IJsselmeer (IJ 23)	1992-1994	1.300	1.600.000
Markermeer (M111)	1992-1993	1.450	2.400.000
Referentie ¹	0,1 mg P/l	180	4.000.000
	<0,1 mg P/l	30	600.000

¹ In de referentie vindt een verschuiving plaats naar de grotere verwant *Aphanizomenon flos-aquae*.
Bron : Bijkerk & Joosten 1995

Tabel 4

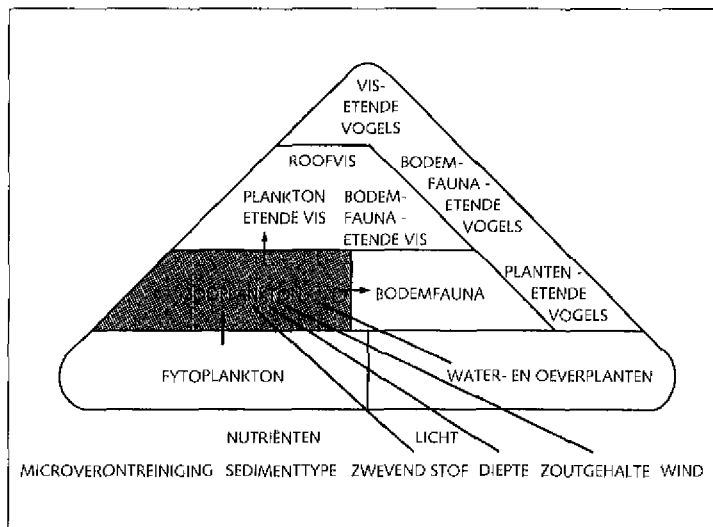
Gemiddelde dichtheid over juni-oktober van *Aphanizomenon klebahnii* in het Volkerak-Zoommeer met waarden uit andere meren en referentiewaarden



Foto 10
Drifflagen gevormd door blauwalgen (*Microcystis*)

6. Zoöplankton

Pina Dekker (Koeman en Bijkerk bv.)



Zoöplankton is een verzamelnaam voor kleine dierlijke organismen in de waterkolom. Talrijke vertegenwoordigers in het zoöplankton zijn watervlooien, roeipootkreeftjes en raderdieren. Vooral de grotere watervlooien zijn effectieve begrazers van fytoplankton en detritus en hebben daardoor een grote invloed op de helderheid van het water. De groei van zoöplankton-populaties is in de eerste plaats afhankelijk van voedselaanbod. Niet alleen de hoeveelheid van het aanwezige voedsel, maar ook de beschikbaarheid ervan is belangrijk. De beschikbaarheid kan worden verminderd door:

- onderlinge competitie om voedsel
 - belemmering van de voedselopname door kolonievormende blauwalgen (Cyanobacteria)
 - verlaging van de filtersnelheid onder invloed van gifstoffen van blauwalgen
- Een toename van dichtheden treedt op wanneer de groei van de populatie groter is dan de sterfte. Belangrijke oorzaken van verhoogde sterfte van watervlooien zijn voedseltekort en predatie door planktonetende vis. Door voedseltekort worden als eerste de kleinere dieren getroffen. Planktivore vis jaagt 'op het oog'. Van predatie door vis worden daarom juist de grotere exemplaren onder het zoöplankton slachtoffer.

Samenvatting

Kenmerkend voor het zoöplankton van het Volkerak-Zoommeer in de jaren 1988-1994 is de aanwezigheid van grotere watervlooien, tot 1992 de soort *Daphnia pulex* en daarna vooral *Daphnia galeata*. Deze soorten zijn bekend om hun effectieve begrazing van algen. In mei en juni is de omvang van de *Daphnia*-populatie het grootst en is de graasdruk zo hoog dat een helder-waterperiode van meerdere weken het gevolg is. Tegen de zomer nemen deze watervlooien door voedselgebrek in aantal af. Daarna blijven de aantallen lager dan in het voorjaar door predatie door juveniele vis en mogelijk ook door een toename van de dichtheid van blauwieren (Cyanobacteria).

Het verdwijnen van *Daphnia pulex* als dominante *Daphnia*-soort in 1992 is waarschijnlijk veroorzaakt door een plotselinge toename van de predatiedruk door jonge Blankvoorn in dat jaar. Ook lijkt er een verband te bestaan tussen de toename van blauwalgen en het verdwijnen van *Daphnia pulex*, hoewel hierbij onduidelijk is wat oorzaak is en wat gevolg. Na 1992 lijkt de predatiedruk door vis niet verder toe te nemen. Dit kan worden afgeleid uit de sinds halverwege 1992 min of meer constante gemiddelde lengte van *Daphnia* en uit de nog steeds lage dichtheden van kleinere soorten watervlooien.

Methoden

De bemonstering van zoöplankton wordt uitgevoerd met een perspex steekbuis, waarmee de bovenste anderhalve meter van de waterkolom wordt bemonsterd. Door de buis een aantal malen in het water te steken en te legen in een voorraadvat wordt een mengmonster verkregen van 45 liter. Hiervan wordt 25 liter gefilterd over planktongaas met een maaswijdte van 55 micro-

meter. Het zoöplankton, dat op het gaas achterblijft, wordt overgebracht in een monsterpotje en met een lugol-oplossing gefixeerd. Omdat het aantal zoöplankton-organismen in een meer binnen korte tijd sterk kan variëren is voor het verkrijgen van een betrouwbaar beeld van bijvoorbeeld maximale dichtheden een frequente bemonstering vereist. Frequenties en lokaties komen overeen met de fytoplanktonbemonstering (hoofdstuk 5).

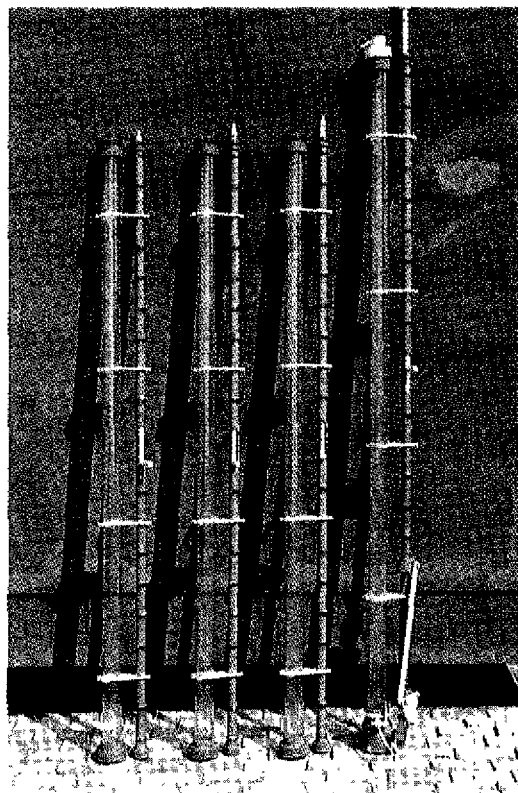


Foto 11
Monsternamen van het zoo- en fytoplankton in het Volkerak-Zoommeer vindt tegenwoordig plaats met behulp van een steekbuis

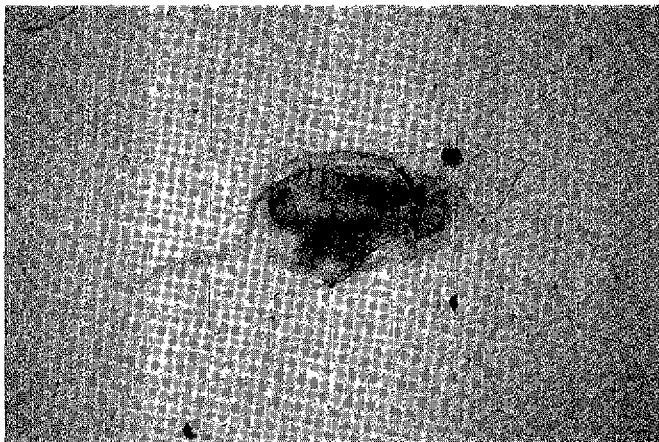


Foto 12

Kenmerkend voor het Volkerak-Zoommeer is de aanwezigheid van grote watervlooien, tot 1992 *Daphnia pulex* (foto 12) en daarna *Daphnia galeata* (foto 13). Een mogelijke oorzaak van het verdwijnen van *Daphnia pulex*, die groter is dan *Daphnia galeata*, is een verhoging van de predatiedruk door jonge Blankvoorn. Het is echter ook mogelijk dat een andere factor, bijvoorbeeld een verandering in de samenstelling van het fytoplankton, een rol heeft gespeeld.



Foto 13

Ontwikkelingen

soortensamenstelling

In 1987 worden in de monsters nog mariene en echte brakwater-soorten aangetroffen, waaronder copepoden van de geslachten *Acartia* en *Temora*, en de watervlooien *Podon leuckarti* en *Podon polyphemoides*. In 1988 ontbreken deze soorten en begint de soortensamenstelling van het zoöplankton al erg te lijken op die van de daaropvolgende jaren. Talrijk zijn algemene soorten van grotere, (matig) eutrofe meren met een neutrale tot alkalische zuurgraad. Voorbeelden zijn de raderdieren *Keratella cochlearis* en *Polyarthra* sp., copepoden zoals *Eurytemora lacustris*, *Acanthocyclops robustus* en *Cyclops vicinus* en de watervlooien *Bosmina* sp., *Daphnia cucullata* en *Daphnia galeata* (plus hybriden). Evcneens algemeen zijn een aantal soorten die vaak aangetroffen worden in wateren met hogere of wisselende zoutgehalten. Tot deze groep behoren de

raderdieren *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella quadrata* en *Synchaeta* sp., de copepode *Eurytemora affinis* en de watervlo *Daphnia pulex* (Ruttner-Kolisko 1972, Kiefer 1978, Notenboom-Ram 1981).

Een opvallende verschuiving in de soortensamenstelling treedt op binnen de groep *Daphnia* sp. In 1988 bestaat de voorjaarspiek voornamelijk uit *Daphnia* (gr) *longispina*. Vanaf de zomer van 1988 tot in het voorjaar van 1992 is *Daphnia pulex* dominant. Daarna is *Daphnia pulex* als dominante soort uit de monsters verdwenen en overheersen *Daphnia galeata*, *Daphnia cucullata* en de hybride van deze soorten (Bijkerk & Dekker 1994). In 1994 is *Daphnia galeata* de meest aangetroffen *Daphnia*-soort.

Ook in andere Nederlandse meren is het optreden van dominantie van verschillende *Daphnia*-soorten in opeenvolgende jaren waargenomen. Een voorbeeld is het achtereenvolgens domineren van *Daphnia hyalina* (waarschijnlijk *D. galeata*)

en *Daphnia pulex* in 'Zwemlust' in de jaren volgend op een afwissing (Gulati 1990). In het Tjeukemeer was in 1991 *Daphnia galeata* en het jaar daarna de hybride *Daphnia galeata x cucullata* dominant (Boersma & Vijverberg 1994b).

Sinds 1988 wordt een nieuwe soort, de Rovende staartwatervlo *Bythotrephes longimanus*, gevonden in de zomermonsters. Deze soort is in 1988 voor het eerst in Nederland aangetroffen in een spaarbekken in de Brabantse Biesbosch. Waarschijnlijk is hij aangevoerd uit Noordwest-Europa, waar deze watervlo een algemene soort is in diepe, heldere meren (Ketelaars *et al.* 1993). De dichtheden in het Volkerak-Zoommeer blijven relatief laag, zodat de invloed van *Bythotrephes* als predator van bijvoorbeeld juveniele *Daphnia* van weinig betekenis zal zijn.

In de monsters afkomstig van de ondiepere locaties Dintelse Gorzen en Noordplaat worden regelmatig soorten gevonden die algemeen zijn in ondieper water of waterplantenvegetatie. Voorbeelden hiervan zijn de raderdieren *Brachionus quadridentatus* en *Lepadella ovalis* en watervlooien behorend tot de familie *Chydoridae* zoals *Alona affinis*, *Disparalona rostrata* en *Monospilus dispar*. Een enkele keer wordt een minder algemene soort gevonden, zoals *Oxyurella tenuicaudis* in 1994 op de Dintelse Gorzen.

De soortensamenstelling van het zoöplankton in het Volkerak-Zoommeer van de laatste jaren lijkt op die van andere wat diepere eutrofe meren in Nederland, bijvoorbeeld van het IJsselmeer. Wel zijn er grote verschillen in relatieve abundantie. Relatief talrijk zijn in het Volkerak de raderdieren *Synchaeta cf. oblonga* en *Brachionus calyciflorus*. Ook de dichtheden van de watervlo *Daphnia galeata* zijn in verhouding hoog. Opvallend is dat watervlooien van het geslacht *Ceriodaphnia*, zeer talrijk in het IJsselmeer, vrijwel niet in het Volkerak worden aangetroffen. Van andere kleinere watervlooien (*Bosmina* sp., *Chydorus sphaericus* en *Diaphanosoma branchyurum*) zijn de dichtheden eveneens opvallend laag in vergelijking met het IJsselmeer. Waarschijnlijk hangt dit samen met de talrijkheid van *Daphnia galeata* in het Volkerak, die door zijn grotere afmeting een hogere graas-efficiëntie bezit. (Prins e.a. 1995)

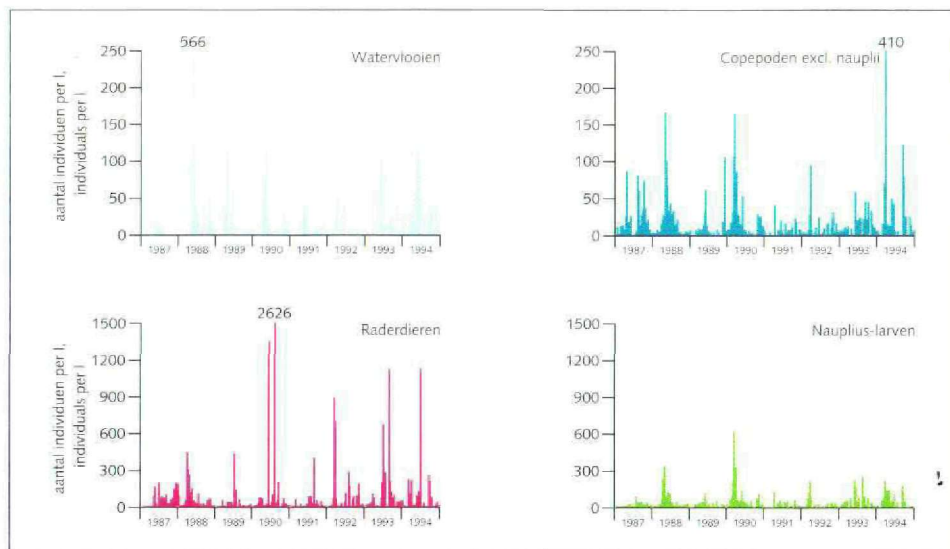


Fig. 1
Dichtheidsverloop van zoöplankton in het Volkerak in de periode 1987 - 1994. Het dichtheidsverloop van de verschillende groepen wordt gekenmerkt door het optreden van kort durende piekconcentraties. In de jaren 1991, 1992 en 1993 is minder frequent gemonsterd dan in overige jaren. De kans om een piek-dichtheid niet te meten is daarom in deze jaren groter, wat de interpretatie van verschillen in maximale dichtheden van jaar tot jaar bemoeilijkt.
Variation in the density of various groups of zooplankton in Lake Volkerak in the period 1987-1994. It is characterised by the occurrence of brief peaks. From 1991 until 1993 the sampling frequency was lower than in other years, so it is possible that some peaks were not sampled, and thus comparison between years is difficult.

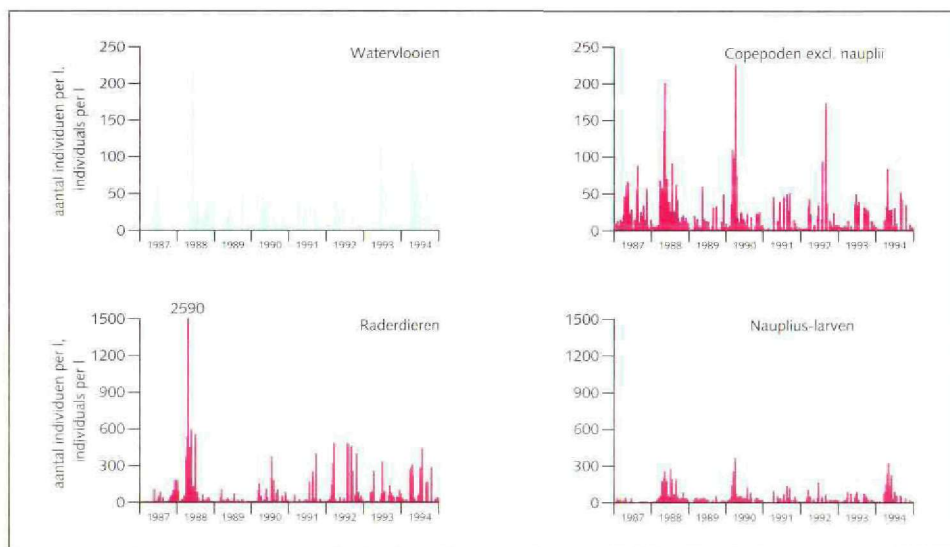


Fig. 2
Dichtheidsverloop van zoöplankton in het Zoommeer in de periode 1987 - 1994. In grote lijnen is de dichtheid van de verschillende zoöplanktongroepen vergelijkbaar met het Volkerak. Een verschil is dat in het Zoommeer de maximale dichtheden van raderdieren meestal lager zijn.
Variation in the density of various groups of zooplankton in Zoommeer in the period 1987-1994. There were no major differences in the density of different zooplankton groups between this lake and Lake Volkerak except that the maximum densities of Rotifers were usually lower in Zoommeer.

Dichtheidsverloop

In de figuren 1 en 2 is het dichtheidsverloop weergegeven van de belangrijkste groepen zoöplankton voor het Volkerak (VZ3/4) en het Zoommeer (VZ7) over de periode 1987 t/m 1994. Het dichtheidsverloop ziet er grillig uit.

Vooral in de periode dat de dichtheid maximale waarden bereikt, kunnen in korte tijd grote verschillen worden gevonden. Voor watervlooien geldt dat er binnen een week sprake kan zijn van een verdubbeling tot een vertienvoudiging van dichtheden, voor andere groepen zoöplankton

kan dit verschil nog extremer zijn (figuur 1). In de periode 1987-1994 is de bemonsteringsfrequentie niet constant geweest. In 1991-1993 is van april tot juni om de 14 dagen gemonsterd, in de overige jaren ongeveer om de week. Door deze lagere bemonsteringsfrequentie is de kans dat een deel van de voorjaarspiek gemist is groter, wat de interpretatie van gevonden verschillen over de jaren bemoeilijkt.

In het Volkerak worden in 1991 veel lagere waarden gevonden in de voorjaarspiek van watervlooien dan in de jaren daarvoor. Vanaf 1992 lijkt er een stijgende lijn te zijn in de voorjaarsmaxima (figuur 1). Hetzelfde geldt voor het Zoommeer (figuur 2). Ook de dichtheden van raderdieren en copepoden zijn in 1991 relatief laag. Voor Volkerak-Zuid (VZ3) kan een mogelijke oorzaak voor de lage dichtheden van zoöplankton in het voorjaar van 1991 worden gevonden in het geringe aanbod van goed eetbare groepen algen (zoals diatomeeën en cryptofyceeën). In het Zoommeer is dit verband minder duidelijk (Hoofdstuk 5 figuur 5 en 7). Jaren met hoge dichtheden van zoöplankton zijn 1988 en 1994. De relatief hoge watervlooienpiek in deze jaren wordt voorafgegaan door hoge chlorofylaconcentraties (hoofdstuk 5 figuur 1). Van 1991 tot 1993 is geen dergelijk verband in de beschikbare gegevens aanwezig; mogelijk speelt de lagere bemonsteringsfrequentie in deze jaren een rol.

De dichtheid van raderdieren verloopt - globaal gezien - tegengesteld aan die van de watervlooien. In de figuren 1 en 2 is dit goed te zien aan een sterke afname van dichtheden in ieder voorjaar, ten tijde van de watervlooienpiek. Dit is een bekend verschijnsel in wat voedselrijkere meren. Dit fenomeen hangt samen met een latere groeistart van watervlooien in het voorjaar in combinatie met het feit dat watervlooien een hogere graafficiëntie hebben dan raderdieren.

Voor raderdieren geldt dat in het Volkerak veel hogere maximale dichtheden worden waargenomen dan in het Zoommeer. Wat hiervan de oorzaak kan zijn is niet duidelijk. Afgezien van deze piekconcentraties zijn de dichtheden vergelijkbaar.

Tabel 1

Zomergemiddelde lengte (mm) van *Daphnia* sp. in het Volkerak-Zoommeer. Na 1992 is de gemiddelde lengte lager dan daarvoor. Dit hangt samen met het verdwijnen van de relatief grote *Daphnia pulex* als dominante soort.

Length of *Daphnia* sp. (summer average) in Lake Volkerak-Zoommeer. Since 1992 the length is lower than before that time, because of the disappearance of the *Daphnia pulex* as a dominant species.

	Volkerak-Oost (VZ2)	Volkerak-Zuid (VZ3)	Volkerak-West (VZ4)	Zoommeer (VZ7)	Volkerak-Oost (VZ2)	Volkerak-Zuid (VZ3)	Volkerak-West (VZ4)	Zoommeer (VZ7)
	a	a	a	a	b	b	b	b
1991	1.6		1.5	1.5	1.5		1.4	1.6
1992	1.3		1.4	1.4	1.4		1.3	1.5
1993	1.0		1.0	1.1	1.1		1.1	1.1
1994		1.2		1.1		1.3		1.0

'a' gemiddelde van de gemiddelde lengte per maand van april t/m september
'b' als a, gewogen naar gemiddelde dichtheid per maand

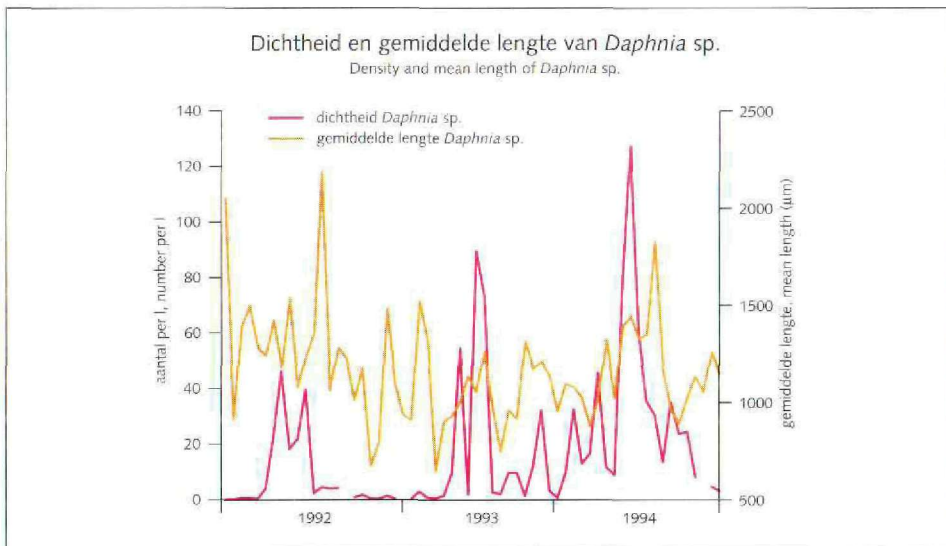


Fig. 3

Dichtheidsverloop en gemiddelde lengte van waterflooiën (*Daphnia* sp.) in het Volkerak. Tijdens de dichtheidspeik in de eerste helft van het jaar neemt de gemiddelde lengte in de populatie toe. Deze toename van de gemiddelde lengte gaat nog enige tijd door nadat de dichtheid is gaan dalen, vooral in 1994. Dit is een aanwijzing dat voedselgebrek de oorzaak is voor het instorten van de *Daphnia*-populatie.

Density and mean length of *Daphnia* sp. (Water-fleas) in Lake Volkerak-Zoommeer. During the period of maximum density in spring the mean length increased. This continued for some time after densities started to decrease, especially in 1994. This could indicate that food shortage caused the rapid decrease in population density.

Interacties met fytoplankton en vis

De graasdruk door waterflooiën in het voorjaar lijkt sinds 1988 te zijn toegenomen. Dit blijkt uit het korter worden van de voorjaarsbloei van algen en het steeds langer worden van de helderwaterperiode omstreeks mei (hoofdstuk 5 figuur 2). Er is geen duidelijke relatie met de hoeveelheid waterflooiën in deze jaren. Wat er wel de oorzaak van is dat het voorjaarsfytoplankton 'sterker wordt weggegeten', is niet duidelijk.

Een opvallende gebeurtenis in de ontwikkeling van de zoöplanktongemeenschap is verder het verdwijnen van *Daphnia pulex* als dominante *Daphnia*-soort halverwege 1992 (Bijkerk & Dekker 1994), samenvallend met een zeer abrupte daling van de gemiddelde lengte van de

Daphnia-populatie (tabel 1). Waarschijnlijk moet de oorzaak hiervan worden gezocht in de sterke toename van aantallen jonge Blankvoorn (hoofdstuk 10 figuur 1), mogelijk in combinatie met een hogere dichtheid van blauwalgen in 1992 (Bijkerk & Dekker 1994, Breukers e.a. 1995). Het is bekend dat vooral grotere waterflooiën gehinderd worden in hun voedselopname door draadvormige blauwalgen zoals *Anabaena* en *Aphanizomenon* (De Bernardi & Guissani 1990, Porter & Mc Donough 1984, Peterson Holm e.a. 1983). Ook effecten van door blauwalgen geproduceerde toxines kunnen een rol hebben gespeeld. Onderzoek hiernaar is nog gaande in het Volkerak-Zoommeer. *Daphnia pulex* reageert bijvoorbeeld sterker dan andere *Daphnia*-

soorten, waaronder *Daphnia galeata*, op toxines afkomstig van bepaalde *Microcystis*-stammen (Lampert 1982). Het omgekeerde is echter ook mogelijk. *Microcystis* zou juist toegenomen kunnen zijn door een vermindering van de graasdruk op dit blauwwier door het verdwijnen van *Daphnia pulex*.

Vanaf 1993 zijn *Daphnia galeata* en hybriden de meest talrijke waterflooiën. Welke factoren bepalend zijn voor het aandeel van deze 'soorten' binnen een *Daphnia*-populatie is nog voor een groot deel onbekend, maar er zijn aanwijzingen dat de hybride *Daphnia galeata x cucullata* het bij een hoog voedselaanbod beter doet dan *Daphnia galeata* (Boersma en Vijverberg 1994a). Ook een verhoging van de predatiedruk door vis

kan in het voordeel van de hybride uitwerken, omdat deze een wat kleinere lichaamslengte heeft. Toch blijkt het niet eenvoudig om natuurlijke fluctuaties met behulp van deze factoren te verklaren (Boersma en Vijverberg 1994b), en dat geldt ook voor de *Daphnia*-populatie in het Volkerak-Zoommeer van 1992 tot 1994.

De zomergemiddelde lengte blijft in deze periode schommelen rond de 1,1 mm (tabel 1). De sterfte binnen de *Daphnia*-populatie veroorzaakt door vispredatie lijkt daarom in 1994 niet merkbaar toegenomen te zijn ten opzichte van 1993. Dit is in overeenstemming met een gelijkblijvend bestand aan planktivore vis (Hoofdstuk 10).

Situatie 1994

Het ontbreken van een sturende rol van vispredatie op de ontwikkeling van de omvang van de *Daphnia*-populatie na 1992 komt ook naar voren uit het lengte-verloop van *Daphnia* over het jaar 1994. Na de dichtheidspiek van 6 juni neemt de gemiddelde lengte binnen de *Daphnia*-populatie in het Volkerak nog meer dan een maand toe (figuur 3). Op 11 juli is alleen een groep grotere dieren over (figuur 4). Dit maakt aannemelijk dat het instorten van de *Daphnia*-pick samenhangt met het voedselaanbod en dat predatie door vis in deze periode geen belangrijke rol speelt. Als gevolg van predatie door vis

wou juist een afname van de gemiddelde lengte mogen worden verwacht. Opvallend is wel dat de conditie, gemeten als het standaardkoolstofgehalte van eidragende vrouwtjes, evenals de lengte pas na 11 juli minder wordt (Aquasense 1995). Wanneer voedselgebrek de oorzaak is van de afnemende aantallen, zou naar verwachting de conditie vanaf 6 juni al moeten gaan dalen. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat het instorten van de *Daphnia*-pick in de tweede helft van juni wel veroorzaakt wordt door voedseltekort, maar een voedseltekort dat vooral resulteert in een hogere sterfte onder juvenielen. Kleine en jongere *Daphnia*'s zijn namelijk veel gevoeliger voor voedseltekort dan grotere

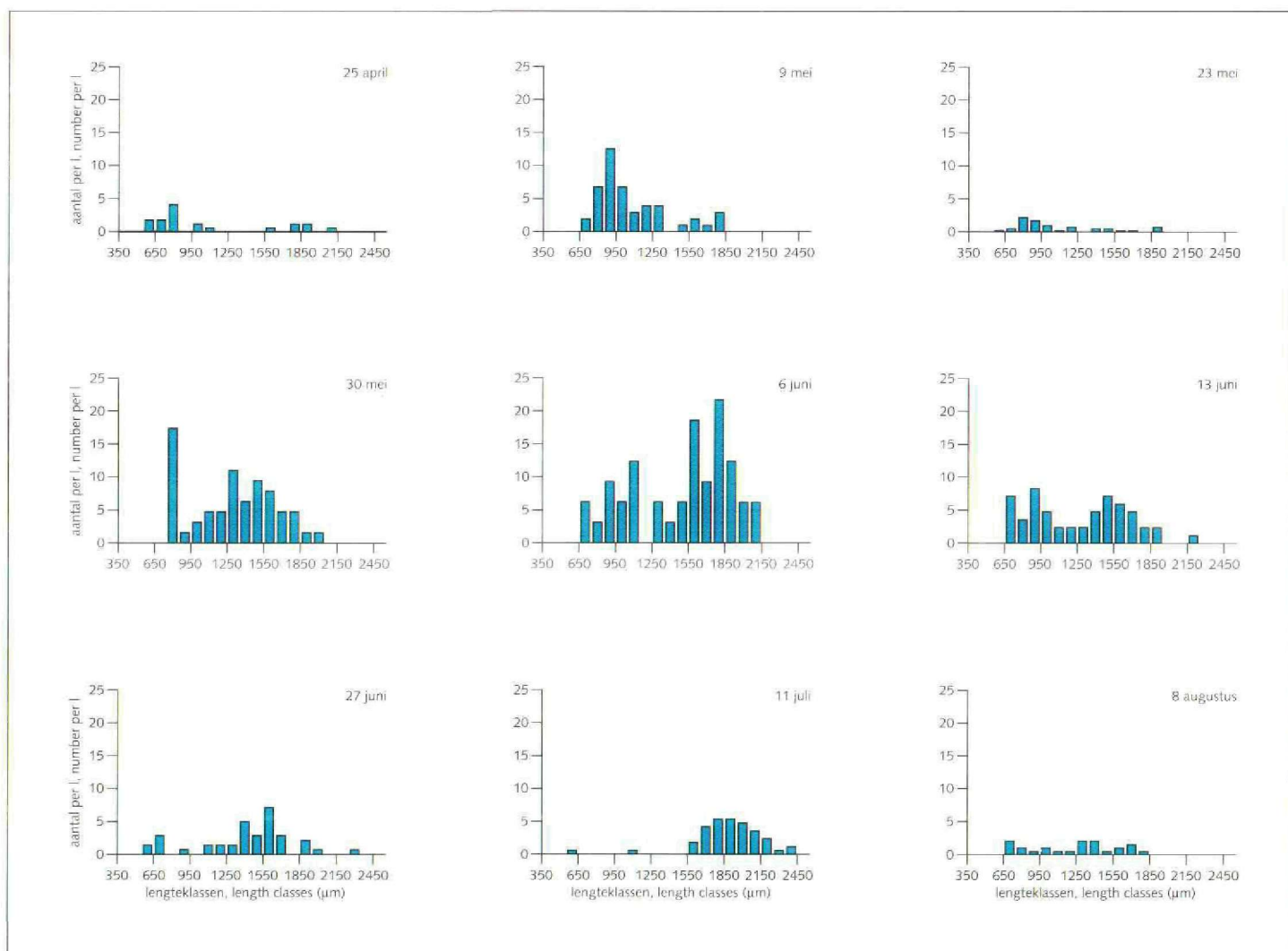


Fig. 4 Dichtheid per lengteklasse van waterlooien (*Daphnia* sp.) in het Volkerak (VZ3) in de zomer van 1994. Op 6 juni is de dichtheid het hoogst. Op 11 juli is alleen een groep grote dieren over. Waarschijnlijk is er in deze periode sprake van een verhoogde sterfte door voedselgebrek. Hiervoor zijn kleine of jonge dieren bijzonder gevoelig.
Density per length class of Water-fleas (*Daphnia* sp.) in Lake Volkerak (VZ3) in the summer of 1994. The maximum density was on 6 June. On 11 July only a group of large water-fleas survived. The mortality-rate had probably increased as a result of food shortage. Small or young animals are especially sensitive to starvation.

dieren en kunnen daarom door hun eigen moeders worden weggeconcurrerd (Hovenkamp 1990, De Mott 1989, Threlkeld 1976). Hiermee in overeenstemming zijn ook de geringe aantallen van ander 'klein' zoöplankton, dat naar verwachting eveneens te lijden zal hebben van de effectieve graas van de grote *Daphnia*'s. Een andere verklaring voor de toename van de gemiddelde lengte van de *Daphnia*-populatie en de daarmee gepaard gaande stijging van de conditie van de ei-dragende vrouwtjes zou zijn dat er een andere factor dan voedselgebrek in het spel is die met name aangrijpt op kleinere *Daphnia*'s. Bijvoorbeeld predatie door ongewervelde predatoren met

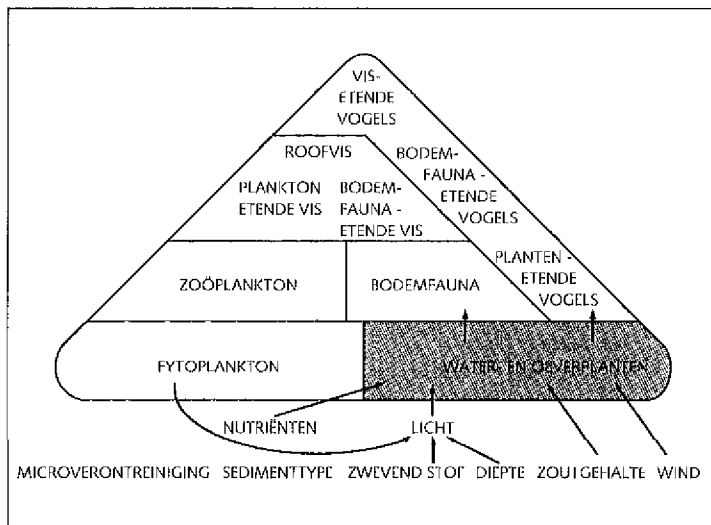
een voorkeur voor kleine *Daphnia*'s, of een abrupte daling van de vruchtbaarheid van de *Daphnia*-populatie. Voor geen van deze factoren lijkt een belangrijke rol weggelegd. De dichtheid van grote, adulte cyclopoïde copepoden, die als predator van juveniele *Daphnia*'s op kunnen treden (Gliwicz & Lampert 1993) is in april/ juni te laag om een rol van betekenis te spelen. Dit geldt ook voor ongewervelde predatoren zoals *Leptodora* en *Bythotrephes*.

De vruchtbaarheid, uitgedrukt in aantal eieren per eidragend vrouwtje, neemt toe tot eind juni, evenals het percentage eidragende individuen (AquaSense 1995).

Vanaf juli nemen gemiddelde lengte en koolstofgehalte van *Daphnia* geleidelijk af, zonder extreem laag te worden. De oorzaak van deze afname is waarschijnlijk een verslechtering van het voedselaanbod door een toename van kolonies van het blauwwier *Microcystis* in het fytoplankton (hoofdstuk 5 figuur 11). Predatie door juveniele vis kan eveneens bijdragen aan de afname van de gemiddelde lengte. Er is geen sprake van een nazomerpiek van kleinere watervlooien zoals *Bosmina* en *Ceriodaphnia*. Dit wijst erop dat predatie door vis ook in de zomer geen sturende invloed heeft op de samenstelling van de zoöplanktongemeenschap.

7. Waterplanten

Edith van Dam (Koeman en Bijkerk bv.)



Waterplanten vervullen vele functies in het aquatisch ecosysteem. Ze dienen als voedsel voor watervogels, vissen en ongewervelde dieren. Voor ongewervelde dieren en vissen hebben waterplanten tevens de functie van leefgebied, schuilplaats en/of voortplantingsgebied.

Om te kunnen groeien hebben waterplanten voedingsstoffen en licht nodig. Het is van belang dat in het voorjaar, aan het begin van het groeiseizoen, voldoende licht de bodem bereikt zodat waterplanten naar het wateroppervlak kunnen groeien. Het doorzicht bepaalt zo tot hoe diep waterplanten kunnen voorkomen.

Waterplanten zijn niet alleen afhankelijk van helder water, ze dragen ook bij aan het helder blijven van het water:

- ze onttrekken van voedingsstoffen aan de waterkolom en zijn zo een voedselconcurrent voor algen
- ze verminderen van de opwerveling van de waterbodem door golven
- ze maken de bodem minder toegankelijk voor bodem omwoelende vissen zoals Brasem
- ze vormen een schuilplaats voor zoöplankton
- ze verminderen de algengroei door groeiremmende stoffen

Verder wordt het voorkomen van waterplanten beïnvloed door peilfluctuatie, wind en stroming. Het zoutgehalte in de bodem speelt in het Volkerak-Zoommeer ook nog steeds een rol en beïnvloedt de soortensamenstelling.

Samenvatting

De eerste jaren na de afsluiting werd het Volkerak-Zoommeer gekenmerkt door een groot doorzicht. Waterplanten profiteerden hiervan. In de periode 1989 tot en met 1992 ontwikkelde de watervegetatie zich bijzonder snel. In 1992 werd met een totale bedekking van 980 hectare het maximum bereikt. Tot 4,5 meter diep werden waterplanten aangetroffen. Na 1992 namen waterplanten, waarschijnlijk onder invloed van het verminderende doorzicht, weer af. In 1994 was de begroeide oppervlakte 650 hectare. Ook de diepte tot waarop waterplanten werden gevonden, was afgenomen. Naast fonteinkruiden, Sterrekroos en ruppia komen er kranswieren voor. Kranswieren nemen de laatste jaren toe.

Methoden

De ontwikkeling van de watervegetatie in het Volkerak-Zoommeer wordt sinds 1989 gevolgd door middel van gedetailleerde karteringen langs raaien. Op de raaien, die vanaf de oever naar het diepe water lopen, liggen verschillende opnamevakken van 10 x 10 m. In elk opnamevak wordt door een snorkelduiker de soortensamenstelling bepaald en worden bedekkingspercentages geschat.

De bedekte oppervlakte kan worden geschat

door (per diepteklasse) het gemiddelde bedekkingspercentage te vermenigvuldigen met de bedekte oppervlakte van de geïnventariseerde diepteklasse. De op deze manier berekende oppervlakte geeft een schatting van de oppervlakte die voor 100% bedekt is. Dit is dus niet de oppervlakte waar waterplanten voorkomen; dit gebied is groter. Een voorbeeld hiervan is: één hectare met 100% bedekking komt overeen met twee hectare met 50% bedekking of vier hectare met 25% bedekking.

Ook in de ondiepe delen is interpretatie van de foto's niet gemakkelijk. Met een licht zandige bodem als achtergrond zijn waterplanten vaak goed te onderscheiden op de luchtfoto's. Met een donkere, slibbige bodem als achtergrond wordt de interpretatie van de foto's een stuk moeilijker. Doordat er in de ondiepe delen van het meer veel vergraven is, zoals bij de aanleg van eilanden en het uitdiepen van geulen ertussen, zijn overgangen tussen verschillende bodemtypen vaak abrupt. Dit maakt de interpretatie nog ingewik-

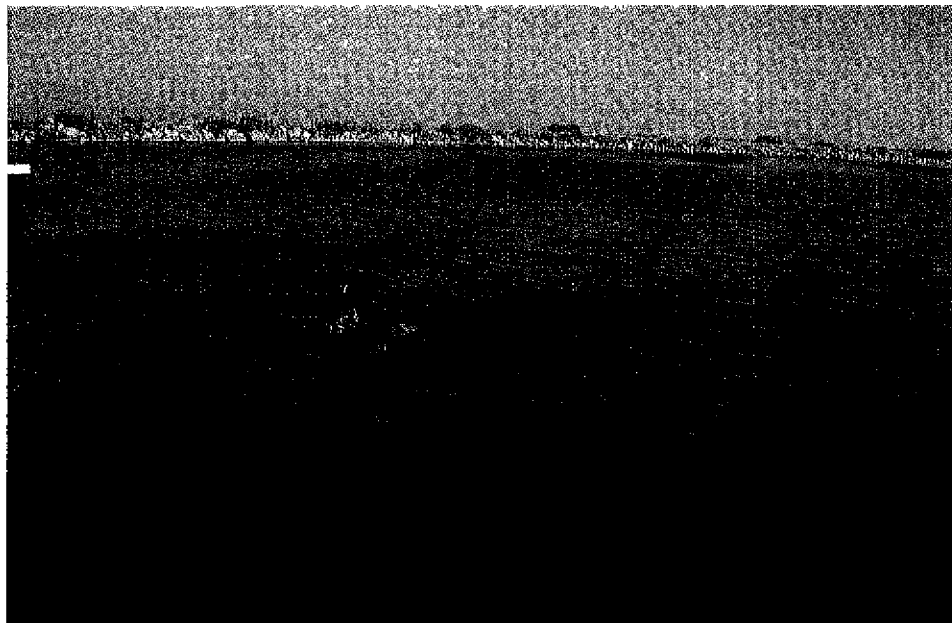


Foto 14

Een snorkelduiker kartiert de waterplanten in het Volkerak-Zoommeer



Foto 15
Vooroever in het Volkerak-Zoommeer. Duidelijk zijn de plukjes waterplanten te onderscheiden.

kelder.

De verspreidingskaarten van waterplanten die in 1994 op basis van luchtfoto's zijn gemaakt komen op veel locaties niet overeen met de gegevens van de veldkartering, terwijl beide opnamen in dezelfde periode hebben plaatsgevonden. Hoewel snorkelend met vrij grote zekerheid kan worden vastgesteld of waterplanten ergens wel of niet voorkomen, geeft deze methode over een relatief klein deel van het gebied informatie. In hoeverre de gegevens van de raaien geëxtrapolerd kunnen worden naar het hele meer is niet bekend. Op dit punt geven luchtfoto's aanvullende informatie.

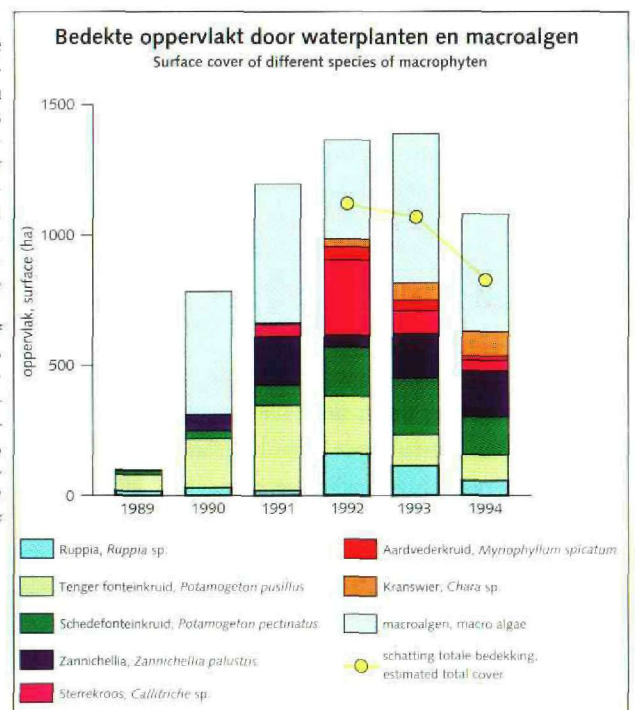
Ontwikkelingen

Bedekking

In het Krammer/Volkerak van voor de afsluiting kwamen maar weinig waterplanten voor: alleen Klein zeegras (*Zostera noltii*) en ruppia (*Ruppia* sp.) werden aangetroffen (De Kogel en De Jong 1983, Smit e.a. 1989). Kort na de afsluiting, in de zomer van 1987, was het Volkerak-Zoommeer nog brak en bleven Klein zeegras en ruppia de enige waterplanten in het meer. In 1988 was het meer volledig verzoet en werden de eerste zoet-

watersoorten aangetroffen: Tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) en Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*). De zoutwatersoort Klein zeegras is verdwenen. De ontwikkeling van de watervegetatie kwam pas goed op gang in 1989 (figuur 1). De bedekking nam sterk toe tussen 1988 en 1989 en vijf nieuwe soorten werden in

Fig. 1
Bedekte oppervlakte door verschillende soorten waterplanten en macroalgen - alleen soorten met een bedekking >10 ha zijn weergegeven. In 1992 t/m 1994 is niet alleen per soort een bedekkingspercentage geschat en omgerekend naar oppervlakte, maar is tevens een schatting van de totale bedekking gemaakt. Door de gelaagde structuur van de watervegetatie is de schatting van de totale bedekking lager dan de som van de bedekkingen per soort.
Surface cover of different species of macrophytes. Only species with more than 10 ha cover are shown. From 1992 until 1994 the total percentage cover has been estimated as well as the cover of each species given individually. The vegetation in Lake Volkerak-Zoommeer has a layered structure, and so the total cover is less than the sum of the cover of each species.



het meer aangetroffen: zannichellia (*Zannichellia palustris*), Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), Gekroesd fonteinkruid (*P. crispus*), Doorgroeid fonteinkruid (*P. perfoliatus*) en Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*; tabel 1). Tenger fonteinkruid kwam het meest voor. Na 1989 bleven waterplanten zich sterk uitbreiden. Dit ging door tot in 1992. In 1992 bedroeg de begroeide oppervlakte van de verschillende soorten waterplanten en kranswieren samen 980 hectare. De oppervlakte begroeid met Tenger fonteinkruid was in 1992 afgenomen, terwijl andere soorten sterk waren toegenomen. De meest voorkomende soort in 1992 was Sterrekroos (*Callitriche* sp.). Verder waren ook Schedefonteinkruid en ruppia flink toegenomen. De toename van ruppia is opmerkelijk: ruppia is een plant die voorkomt in brak water (Weeda e.a. 1991). In het Zoommeer werden twee soorten ruppia gevonden: Snavelruppia (*Ruppia maritima*) en Spiraalruppia (*R. cirrhosa*). Met name Spiraalruppia tolereert hoge zoutgehalten (Weeda e.a. 1991). Mogelijk is het zoutgehalte van de waterbodem van het Zoommeer op sommige plaatsen nog vrij hoog.

Na 1992 nam het areaal begroeid met waterplanten af. In 1993 was het vooral Sterrekroos dat sterk terugliep. In 1994 valt de afname bij bijna

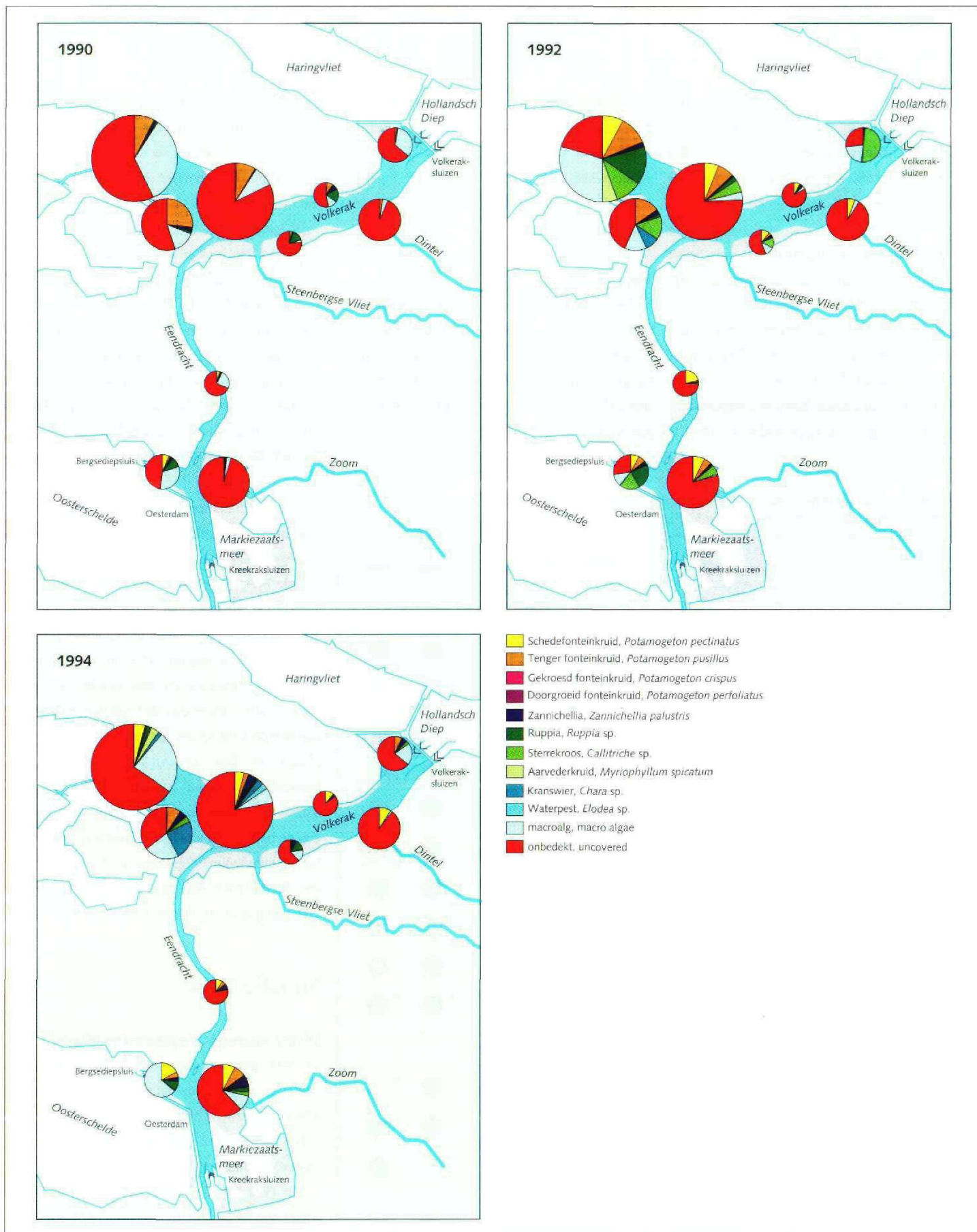


Fig. 2
 Verspreiding van waterplanten in het Volkerak-Zoommeer in 1990, 1992 en 1994. Elk taartdiagram geeft de gemiddelde situatie van een aantal monsterpunten weer, de oppervlakte van elke taart is evenredig met het aantal monsterpunten dat door het diagram wordt vertegenwoordigd en geeft een indicatie van de oppervlakte waar waterplanten kunnen voorkomen.
 Coverage of aquatic plants in Lake Volkerak-Zoommeer in 1992-1994. Each pie-chart shows the average situation; the size of each diagram is proportional to the number of samples taken.

alle soorten waar te nemen. Kranswieren vormen een uitzondering; vanaf 1991 vertoont deze groep een geleidelijke opmars. In 1994 worden vier soorten kranswieren gevonden (*Chara contraria*, *C. globularis*, *C. vulgaris* en *C. connivens*). In 1993 en 1994 worden nog wel nieuwe soorten waterplanten aangetroffen, zoals Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*) en Fijne waterranonkel (*Ranunculus aquatilis*).

In 1994 was de oppervlakte begroeid met waterplanten en kranswieren 650 hectare. Hierbij moet worden opgemerkt dat de opname in 1994 te vroeg in het groeiseizoen heeft plaatsgevonden, waardoor de begroeide oppervlakte in 1994 is

onderschat. Hoewel niet valt in te schatten hoe groot deze onderschatting precies is, is het duidelijk dat de waargenomen afname hiermee niet geheel wordt verklaard. Er zijn aanwijzingen dat waterplanten in 1994 daadwerkelijk afnamen (Van Dam 1995).

Verspreiding

In 1990 was Tenger fonteinkruid de meest voorkomende soort in het Volkerak-Zoommeer. Tenger fonteinkruid werd in het gehele meer aangetroffen, in het Zoommeer echter minder dan in het Volkerak (figuur 2). In het westen van het Volkerak, met name bij de Plaat van Vliet,

bereikte deze soort de hoogste bedekking. Ook *Ruppia*, *Zannichellia* en *Schedefonteinkruid* werden overal aangetroffen. De andere soorten die in 1990 al in het meer werden gevonden kwamen toen slechts op één of twee locaties voor. In 1992 hadden ook deze soorten zich in het meer verspreid. Het westen van het Volkerak had verreweg de meeste waterplanten. Evenals in 1990 was de bedekking bij de Plaat van Vliet hoog, echter in het uitgestrekte ondiep water gebied ten zuid-westen van Oude Tonge was de bedekking nog hoger. Verschillende soorten droegen bij aan deze hoge bedekking (*Ruppia*, Tenger fonteinkruid, Sterrekroos, *Schedefonteinkruid*, *Aarvederkruid* en *Zannichellia*). In het Zoommeer, met name bij de Speelmansplaten, werden eveneens verschillende soorten met een hoge bedekking aangetroffen, het gaat hier echter om een veel kleiner gebied. Bij de Hellegatsplaten zorgde Sterrekroos voor een hoge bedekkingsgraad. De afname van waterplanten in 1994 vond voornamelijk plaats in het ondiep-watergebied ten zuid-westen van Oude Tonge. Bij de Plaat van Vliet kwamen nog steeds veel waterplanten voor. Meer dan de helft van de begroeiing bestond uit kranswieren. Bij de Speelmansplaten in het Zoommeer groeiden grote hoeveelheden draad- en darmwier. Onder het draadwier waren nog veel waterplanten aanwezig, de bedekking was hier echter wel afgenomen ten opzichte van 1992. Door de sterke teruggang van Sterrekroos was ook de bedekking bij de Hellegatsplaten afgenomen.

Tabel 1
Aangetroffen waterplanten in het Volkerak-Zoommeer in 1987-1994
Waterplant species in Lake Volkerak-Zoommeer in 1987-1994.

	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Klein zee gras <i>Zostera noltii</i>	○							
<i>Ruppia</i> ¹ <i>Ruppia</i> sp.	○	○	○	○	○	○	○	○
Tenger fonteinkruid <i>Potamogeton pusillus</i>		○	○	○	○	○	○	○
Smalle waterpest <i>Elodea nuttallii</i>		○	○	○	○	○	○	○
<i>Zannichellia</i> ² <i>Zannichellia palustris</i>			○	○	○	○	○	○
Schedefonteinkruid <i>Potamogeton pectinatus</i>			○	○	○	○	○	○
Gekroesd fonteinkruid <i>Potamogeton crispus</i>			○	○	○		○	○
Doorgroeid fonteinkruid <i>Potamogeton perfoliatus</i>			○	○	○	○	○	○
Aarvederkruid <i>Myriophyllum spicatum</i>			○	○		○	○	○
Sterrekroos <i>Callitriche</i> sp.				○	○	○	○	○
Kranswieren ³ <i>Chara</i> sp.				○	○	○	○	○
Zilte waterranonkel <i>Ranunculus baudottii</i>				○				
Grof hoornblad <i>Ceratophyllum</i> sp.							○	
Stijve waterranonkel <i>Ranunculus circinatus</i>							○	○
Fijne waterranonkel <i>Ranunculus aquatilis</i>								○

¹ Snavelruppia (*Ruppia maritima*), Spiraalruppia (*Ruppia cirrhosa*)
² Zittende zannichellia (*Zannichellia palustris pedicellata*), Gesteelde zannichellia (*Zannichellia palustris palustris*)
³ In 1994: *Chara contraria*, *Chara globularis*, *Chara vulgaris*, *Chara connivens*.

Situatie 1994

Diepte waarop waterplanten voorkomen

In 1994 zijn meer dan 12 soorten waargenomen (tabel 1). In 1994 was de gemiddelde bedekking van waterplanten het hoogst op locaties van een halve tot één meter diepte. Waterplanten kwamen voor tot op maximaal 3,5 meter diepte (figuur 3). In 1992 kwamen waterplanten nog tot 4,5 m diep voor; de bedekking was toen het hoogst tussen 1,5 en 2 meter. Op locaties met een diepte van minder dan een meter namen waterplanten in deze twee jaar niet af, terwijl dit op grotere diepte duidelijk wel het geval was. Met name in de zone

tussen 1,5 en 2,5 meter namen waterplanten in de periode 1992-1994 sterk af. Het lijkt er daarom op dat het verminderde doorzicht bij deze afname een rol heeft gespeeld. Opmerkelijk is dat de grootste afname van het doorzicht in 1991 en 1992 plaatsvond, terwijl waterplanten pas in 1993 begonnen af te nemen. Mogelijk komt dit doordat het doorzicht tijdens de helder-waterperiode in het voorjaar van 1991 en 1992 nog vrij groot was.

Vooroevers

In 1994 was de gemiddelde bedekking met waterplanten op locaties achter een vooroeververdediging hoger (50 procent) dan op locaties met vergelijkbare diepte in het open water (18 procent). Ook in 1992 was de bedekking achter de vooroevers hoger, in 1993 was dit verschil minder duidelijk. Vooral *Tenger fonteinkruid*, *Sterrekroos*, *Waterpest* en *kranswieren* profiteerden van de luwte achter de vooroeververdedigingen. *Schedefonteinkruid* en *Aarvederkruid* deden het beter in het open water.

Plaatselijk bereikten ook draadwieren een erg hoge bedekking achter de vooroeververdedigingen. In 1994 is onderzocht of dit een algemeen beeld is en of dit voor waterplanten mogelijk nadelige gevolgen heeft. Aan het begin van de zomer (tweede helft juni) was de bedekking met draadwier achter de vooroeververdedigingen bijna overal veel hoger dan aan de open-waterzijde van de dammetjes. Waterplanten stonden er nog maar weinig. Aan het einde van de zomer, eind augustus, waren draadwieren sterk afgenomen, waterplanten waren toegenomen. Een negatief verband tussen de bedekking van waterplanten en van draadwieren kon echter niet worden aangetoond.

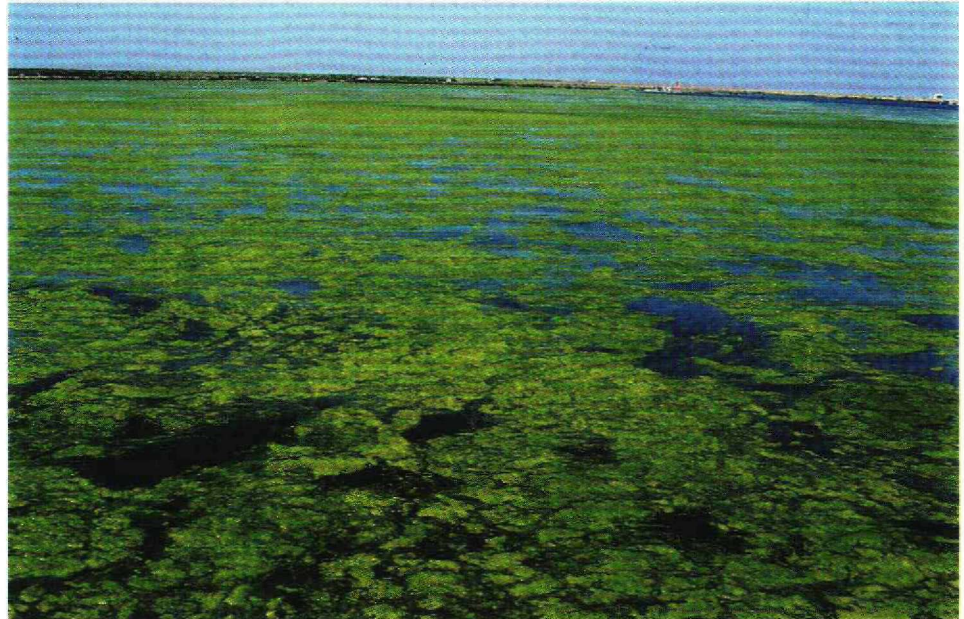


Foto 16

Draadwier kan op luwe, ondiepe locaties soms explosief toenemen. Luwe, ondiepe locaties worden niet alleen gevonden achter vooroeververdedigingen. In 1994 vormde de overmatige hoeveelheid draadwier bij de Speelmansplaten in het Zoommeer een probleem voor de watersporters in dit recreatiegebied.

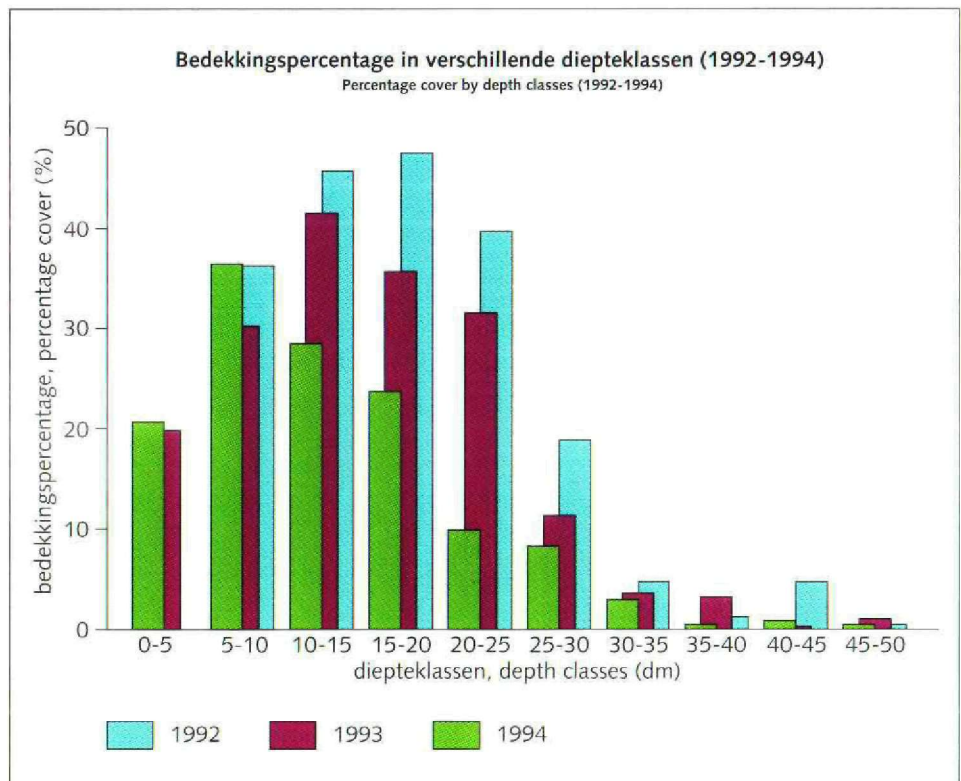


Fig. 3

Bedekkingspercentage (als som van de verschillende soorten waterplanten en kranswieren) in verschillende diepteklassen in 1992-1994. In 1992 zijn geen locaties gekarteerd met een diepte kleiner dan 5 dm. Percentage cover (sum of different macrophyte species) by depth classes in 1992-1994. In 1992 no locations with a depth of less than 0.5 m were sampled.



Foto 17
Bloeiend Fonteinkruid in het Zoommeer.