GRIM / KLIM

Raadgevende ingenieurs
Witteveen + Bos

Gebouwen
Infrastructuur
Milieu

NV Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch

Project 4e Spaarbekken

Effect natuurvriendelijke oevers op dijkconstructie en waterkwaliteit Spaarbekken Jannezand

Witteveen+Bos
Raadgevende ingenieurs b.v.

Van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 05700 97 911
telefax 05700 97 344

Raadgevende ingenieurs
Witteveen + Bos

Gebouwen
Infrastructuur
Milieu

NV Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch

Project 4e Spaarbekken

Effect natuurvriendelijke oevers op dijkconstructie en waterkwaliteit Spaarbekken Jannezand

Wkd12.11
29 mei 1995

Witteveen+Bos
Raadgevende ingenieurs b.v.
Van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 05700 97 911
telefax 05700 97 344

© Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v.
Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

1946208

Raadgevende ingenieurs
Witteveen Bos

Gebouwen
Infrastructuur
Milieu

NV Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch

Project 4e spaarbekken

Effect natuurvriendelijke oevers op dijkconstructie en waterkwaliteit Spaarbekken Jannezand

Wkd12.11
29 mei 1995
Document nr.: Wkd12.11/AI/R95-05

opgesteld				gecontroleerd			opdrachtleider		
code	naam	datum	par.	naam	datum	par.	naam	datum	par.
C	drs. M. Klinge	08-03-1995		drs. M.P. Grimm	08-03-1995		ing. C.Th. van Doorn	08-03-1995	
C	drs. M.P. Grimm	29-05-1995		ir. R. de Boer	29-05-1995		ir. R. de Boer	29-05-1995	

INHOUDSOPGAVE

	Blz.
1. INLEIDING	1
2. RANDVOORWAARDEN VOOR EEN NATUURVRIENDELIJKE OEVER	3
3. PRINCIPE-ONTWERP NATUURVRIENDELIJKE OEVERS	5
4. ECOLOGISCHE ASPECTEN VAN DE NATUURVRIENDELIJKE OEVERS	7
4.1. Ecologisch functioneren van een heldere en plantenrijke natuurvriendelijke oeverzone	7
4.1.1. De situatie in het bekken en de natuurvriendelijke oever	7
4.1.2. De stabiliteit van voedselrijke, door waterplanten gedomineerde systemen	8
4.2. Mogelijke effecten van een natuurvriendelijke oever op de waterkwaliteit in het bekken	9
4.2.1. Mogelijk positieve effecten	9
4.2.2. Mogelijk negatieve effecten	10
4.2.3. Discussie; een keuze van de mate van isolatie van de vooroeverzone op basis van uitsluiting van risico's	12
4.3. Overige aspecten van een natuurvriendelijke oever	13
4.3.1. Sturingsmogelijkheden voor recreatief medegebruik	13
4.3.2. Beheer en onderhoud	13
4.3.3. Landschappelijke waarde	13
4.3.4. Natuurwaarden	14
5. EERSTE UITWERKING NATUURVRIENDELIJKE OEVER MET GESLOTEN VOOROEVER	17
5.1. Optimale inrichting vanuit ecologisch oogpunt	17
5.2. Civieltechnische en hydrologische aspecten	17
5.3. Beheer	18
6. CIVIELTECHNISCHE ASPECTEN VAN DE NATUURVRIENDELIJKE OEVER EN DE DIJKCONSTRUCTIE	19
6.1. Afmetingen van de natuurvriendelijke oever	19
6.2. Kreken	19
6.3. Opbouw dijklichaam	19
6.4. Constructieve voor- en nadelen natuurvriendelijke oever	20
7. CONCLUSIES	23

BIJLAGEN

I Dwarsprofielen ringdijk met natuurvriendelijke oever

II Artikel 'Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'Actief Biologisch Beheer. Een visbiologisch perspectief'.

III Berekening golfoverslag bij een hoge vooroever

IV Indicatieve berekening verdamping in oeversloot Spaarbekken Jannezand

1. INLEIDING

Een mogelijke situering van het 4e spaarbekken op de locatie Het Jannezand leidt ertoe dat het ontwerpconcept waarschijnlijk in belangrijke mate zal afwijken van die voor de huidige bekkens en de Zuiderklip. Waar voor de Zuiderklip al ontwerpkeuzen waren gemaakt, zijn nu op hoofdonderdelen belangrijke variatiemogelijkheden aanwezig.

Teneinde de ontwerpvrijheden nader te verkennen, wordt tijdens voorontwerp fase 1 een aantal aspectenstudies uitgevoerd. De resultaten van deze studies worden gebruikt om tussentijdse ontwerpkeuzes te kunnen maken. De volgende aspectenstudies zijn gedefinieerd:

- Aanpassing hoogspanningsleiding
- Wijze van uitvoering
- Inventarisatie mengingsaspecten
- Natuurvriendelijke oevers bekkendijk
- Inventarisatie pompregime
- Situering bedrijfsonderdelen
- Bereikbaarheid
- Recreatief medegebruik
- Vorm van het spaarbekken

Het voorliggende rapport handelt over de aspectenstudie Natuurvriendelijke oevers. In het rapport worden zowel civieltechnische als ecologische aspecten behandeld van een natuurvriendelijke oever aan de binnentaludzijde van de ringdijk. Het doel van de rapportage is de mogelijkheden te onderzoeken om het bekken een meer natuurvriendelijk uiterlijk te geven, zonder dat dit de bedrijfsvoering in negatieve zin kan beïnvloeden.

Leeswijzer

- Allereerst worden in hoofdstuk 2 de randvoorwaarden weergegeven welke de WBB aan een natuurvriendelijke oever in het bekken stelt.
- In hoofdstuk 3 wordt een principe-ontwerp van de natuurvriendelijke oever gepresenteerd. Dit ontwerp dient als uitgangspunt voor de verdere studie.
- In hoofdstuk 4 wordt vervolgens ingegaan op de ecologische aspecten van de natuurvriendelijke oevers. Hierbij wordt met name gekeken naar het ecologisch functioneren van een heldere en plantenrijke natuurvriendelijk oeversysteem en naar de mogelijke effecten van de natuurvriendelijke oever op de waterkwaliteit in de rest van het bekken.
- In hoofdstuk 5 wordt vervolgens ingegaan op de civieltechnische aspecten van de natuurvriendelijke oever.
- In hoofdstuk 6 tenslotte vindt een eerste uitwerking van een geselecteerde natuurvriendelijke oever plaats.

2. RANDVOORWAARDEN VOOR EEN NATUURVRIENDELIJKE OEVER

Onderstaand worden de randvoorwaarden opgesomd welke het WBB hanteert ten aanzien van een natuurvriendelijke oever aan de binnentaludzijde van het bekken. Deze randvoorwaarden, welke zijn gesplitst in ecologische en civieltechnische randvoorwaarden, dienen als uitgangspunt voor de studie.

Ecologische randvoorwaarden

- *Duurzaam en van landschapsvisuele waarde*
  De oeverzone moet een belangrijke esthetische meerwaarde bieden ten opzichte van een traditionele oever. Ook moeten de oeverzone en de daarin voorkomende levensgemeenschap een duurzaam karakter hebben.

- *Effectneutraal of positief ten aanzien van de waterkwaliteit in het bekken*
  Onder bepaalde omstandigheden kan er van een goed functionerende begroeide oeverzone een positieve werking op de waterkwaliteit in het bekken uitgaan. Deze mogelijkheden dienen nagegaan te worden. De natuurvriendelijke oever mag in elk geval geen negatieve effecten uitoefenen op de waterkwaliteit in het bekken. Dit betekent dus geen:
  . organische belasting van het bekken met (rottende) waterplanten;
  . overmatige belasting van het bekken vanuit de oever met humuszuren;
  . overmatige recrutering van vis in de oever, hetgeen via predatie op zoöplankton tot hogere chlorofyl-a gehaltes in het bekken kan leiden;
  . negatieve invloeden van ongewenste organismen op de waterkwaliteit in het bekken. Hieronder vallen zowel organismen welke ongewenste stoffen kunnen uitscheiden, zoals (cyano)bacteriën, als organismen die net als visbroed zoöplankton eten, zoals roofmijten, *Neomysis sp, Leptodora sp., Bythotrephes sp.* e.d.

  Beoordeeld dient te worden of bovenstaande effecten kunnen optreden.

Civieltechnische randvoorwaarden

- *Geen consequenties voor het nuttig volume van het bekken (45 miljoen m^3)*
  De aanleg van een natuurvriendelijke oever heeft consequenties voor de inhoud van het bekken. De nuttige inhoud van het bekken dient echter tenminste 45 miljoen m^3 te bedragen.

  In de aspectenstudie 'Vormgeving van het bekken' wordt nader op dit aspect ingegaan.

- *Geen overwegende constructieve nadelen van de oever.*
  De natuurvriendelijke oever moet onder alle omstandigheden sterk genoeg zijn en mag geen effecten hebben op de stabiliteit van het dijklichaam.

3. PRINCIPE-ONTWERP NATUURVRIENDELIJKE OEVERS

Eén van de kenmerken van het bekken is het optreden van incidentele en onregelmatige peilschommelingen als gevolg van innamestops. Hierdoor kunnen peildalingen tot 16 meter beneden het normale peil optreden. Bij toepassing van een 'open' oever heeft dit het droogvallen van de vegetatie tot gevolg. Met name ondergedoken waterplanten sterven dan snel af. Opgaande (emergente) vegetatie kan door het wegvallen van de steun van het water gemakkelijk knakken en eveneens doodgaan. Een ongewenste belasting van het bekken met rottende planten is het gevolg.

Teneinde deze ongewenste verschijnselen te voorkomen is in overleg met WBB een principe-ontwerp van een natuurvriendelijke oevers geselecteerd welke als uitgangspunt voor de verdere studie dient. Een schets van dit ontwerp is gegeven in figuur 1 van bijlage I. Het betreft een natuurvriendelijke oever met lange vooroever. De vooroever kan zowel boven als onder water aangebracht worden.
Bij toepassing van een slecht doorlatende bodem (klei en/of waterdicht geotextiel) zal de oeverzone bij peildalingen in het bekken waterhoudend blijven. Een ander voordeel van deze oever is dat de vegetatie beschermd is tegen de invloed van windgolven, welke in het ruim 300 ha grote en 30 meter diepe bekken > 1 meter hoog kunnen zijn.

Op de precieze vormgeving van de oever zal in de volgende hoofdstukken worden teruggekomen.

4. ECOLOGISCHE ASPECTEN VAN DE NATUURVRIENDELIJKE OEVERS

4.1. Ecologisch functioneren van een heldere en plantenrijke natuurvriendelijke oeverzone

In de natuurvriendelijke oever wordt een helder en plantenrijk watersysteem nagestreefd. Twee ecologische sporen zijn van groot belang voor het creëren en handhaven van een dergelijk systeem:

- het visbiologische spoor;
- het waterplantenspoor.

Onderstaand wordt hier nader op ingegaan.

Het visbiologische spoor

Het visbiologische spoor is gebaseerd op de waarneming dat er in heldere plantenrijke wateren sprake is van een balans tussen de prooivisstand en de roofvisstand. Witteveen+Bos heeft deze empirische waarneming vervat in een conceptueel model, dat een aantal relaties beschrijft tussen nutriënten, prooivissen, roofvissen en de inrichting van wateren (Grimm et. al., 1992; Klinge et. al., 1995; zie bijlage II). Conform het concept is de balans tussen prooivissen en roofvissen alleen mogelijk binnen strikte grenzen van voedselrijkdom en inrichting van wateren. In kleine systemen zoals de natuurvriendelijke oeverzone geldt:

- de produktiviteit van het water mag niet groter zijn dan een P-gelimiteerd water met een totaal-P gehalte van 0,15 mg/l;
- de bodem dient voor 60-80% met ondergedoken waterplanten en voor 20% uit opgaande (riet-)vegetatie te bestaan. Hiermee wordt een maximale draagkracht voor met name de roofvissen snoek en aal bewerkstelligd. Baars zal het gebied vooral als kraamkamer benutten.

Boven een produktiviteitsniveau van een P-gelimiteerd water met een totaal-P gehalte van 0,15 mg/l kunnen roofvissen niet langer domineren. Er ontstaat een overmaat aan prooivissen welke via overmatige vraat van zoöplankton negatieve effecten op de zichtdiepte en de ondergedoken waterplanten hebben. In de ondiepe vooroevers kan ook bodemwoeling door brasem een negatieve rol spelen. Uiteindelijk resteert een troebel en plantenloos water.

Het waterplantenspoor

Het waterplantenspoor is gebaseerd op de waarneming dat waterplanten, mits over een voldoende groot areaal verspreid, de algenontwikkeling sterk kunnen remmen. Enerzijds kan dit veroorzaakt worden doordat de waterplanten stoffen uitscheiden welke de groei van algen remmen (allelopathie, zie o.a. Wium-Andersen et. al., 1982)), anderzijds kunnen waterplanten een krachtige nutriënten (stikstof)-limitatie aan de algen opleggen (o.a. Ozimek et. al., 1990).
Door te zorgen dat de bodem overgroeid is met waterplanten, wordt in de regel een limitatie voor de groei van algen bereikt. Het plasje Zwemlust is een goed voorbeeld van een (zeer voedselrijk) water dat al 8 jaar via het waterplantenspoor helder water kent.

4.1.1. De situatie in het bekken en de natuurvriendelijke oever

Het water waarmee het bekken (en dus ook de natuurvriendelijke oever) gevuld wordt is zeer voedselrijk. Zo bedraagt het totaal-fosfaat gehalte ± 0,3 mg/l en het totaal-N gehalte > 4 mg/l. Om te voorkomen dat deze nutriënten vertaald worden in algenbiomassa (bij dergelijke nutriëntengehaltes zijn theoretisch chlorofyl-a concentraties van 300-400 µg/l mogelijk, zie STOWA, 1993) wordt bellenbeluchting toegepast. Hiermee wordt geen nutriënten- maar een lichtlimitatie van de algengroei bereikt. De theoretisch maximale chlorofyl-a gehaltes dalen hiermee aanzienlijk, in De Gijster bijvoorbeeld tot 40-70 µg/l (Oskam & van Breemen, 1992). De werkelijke chlorofyl-a gehaltes liggen nog een stuk lager (10-20 µg/l) als gevolg van de filterwerking van grote watervlooien (m.n. Daphnia sp.).

In de oeverzone is het effect van de bellenbeluchting niet of nauwelijks merkbaar. Hierdoor kunnen de in het water aanwezige nutriënten in principe volledig tot expressie komen in de voedselketen. Dit betekent dat in de oeverzone zeer eutrofe omstandigheden zullen heersen, met een hoge produktiviteit van de voedselketen op alle trofische niveaus.
Bezien vanuit het visbiologische spoor ligt de produktiviteit in de oeverzone in principe ver boven de grens waaronder roofvissen de prooivisstand onder controle kunnen houden (totaal-P gehalte bedraagt ± 0,3 mg/l terwijl 0,15 het maximum is). Dit betekent dat er na verloop van tijd een grote overmaat aan prooivissen zal resteren. Het is moeilijk in te schatten wanneer aan deze situatie door sanering van de vermesting van de Maas een einde komt. De uiteindelijke evenwichtssituatie in dergelijke te voedselrijke wateren is dan ook doorgaans een door cyanobacteriën gedomineerd, troebel systeem zonder ondergedoken waterplanten waarin groot zoöplankton ontbreekt en de visstand van het zogenaamde snoekbaars-brasem type is.

Onder specifieke beheersvoorwaarden kan in dergelijke wateren niettemin sprake zijn van helder en plantenrijk water. De ervaringen met proefwateren op het gebied van Actief Biologisch Beheer wijzen uit dat in kleinschalige, voedselrijke wateren (totaal-P > 0,3 mg/l) sprake kan zijn van plantenrijk water met lage chlorofyl-a gehaltes. In dergelijke wateren speelt de sturende rol van waterplanten bij het onderdrukken van algen een hoofdrol (het waterplantenspoor).

4.1.2. De stabiliteit van voedselrijke, door waterplanten gedomineerde systemen

Bovenstaande constateringen betekenen dat het waterplantenspoor onmisbaar is om een heldere, plantenrijke natuurvriendelijke oeverzone in het voedselrijke water van het bekken te creëren. Echter, de ervaring leert dat dergelijke systemen niet erg stabiel is. Er kunnen seizoenmatige en meerjarige instabiliteiten onderscheiden worden. Onderstaand wordt hier nader op ingegaan.

Seizoenmatige instabiliteiten

- In het geval van snelle opwarming in het voorjaar en een nog trage ontwikkeling van waterplanten kunnen de nutriënten zich in massale ontwikkeling van zogenaamde voorjaarsflab vertalen: waternet, draadwieren en darmwieren overdekken grote delen van het areaal. Dit flab kan door fotosysnthetische activiteit (zuurstofbelletjes) en/of door de eronder opkomende waterplanten gaan drijven en gaan rotten. Grote plakken rottend 'geel/bruin schuim' zijn het gevolg. In samenhang hiermee is er vaak sprake van een voorjaarsbloei van diatomeeën, met chlorofyl-a gehaltes tot > 300µg/l.
  Doorgaans verdwijnt dit flab in de loop van het voorjaar en wordt het vervangen door waterplanten. In het ergste geval krijgen de waterplanten echter geen kans en blijven algen de rest van het jaar domineren. In het volgend jaar, wanneer de uitgangssituatie voor waterplanten gunstiger is, kan het water weer het hele seizoen helder en plantenrijk zijn.

- Ondergedoken waterplanten gaan afhankelijk van de soort vanaf medio augustus (fonteinkruiden) tot medio oktober (waterpest) in vitaliteit achteruit. In het geval van koude zomers, zoals in 1993 het geval was, kunnen waterplanten al eerder afsterven. Met het afsterven gaat hun overheersende rol op de waterkwaliteit verloren. De vrijkomende nutriënten kunnen dan een najaarsbloei van cyanobacteriën veroorzaken.

Meerjarige instabiliteiten

- In zeer eutrofe, door waterplanten gedomineerde wateren treden doorgaans meerjarige veranderingen in de samenstelling van de vegetatie op. Hoe die worden geïnduceerd is nog niet eenduidig vastgesteld. Factoren welke hierbij een rol kunnen spelen zijn:
  . Ontwikkelingen in de visstand ten faveure van (deels) herbivore vissen als ruisvoorn en blankvoorn (bv. in het plasje Zwemlust).
  . Graas door herbivore vogels
  . Periodieke uitbraken van virale of bacteriële ziekten (o.a. Shearer, 1994).

- De visbiomassa die in de eutrofe oeverzone kan voorkomen bedraagt, bij afwezigheid van ondergedoken waterplanten, een bodembedekking met zand en een produktiviteit op een niveau van een P-gelimiteerd water met een totaal-P gehalte van 0,3 mg/l maximaal ± 330 kg/ha (Hanson & Leggett, 1982; Grimm & Backx, 1990). In door ondergedoken waterplanten gedomineerde wateren vindt een reductie van deze maximale visbiomassa plaats. In het plasje Zwemlust werd bij een areaalbedekking met ondergedoken waterplanten van 80% van het bodemoppervlak een reductie van het dragend vermogen van het water voor vissen met ± 50% gerealiseerd. Op basis van deze getallen en op basis van Grimm & Backx (1990) bedraagt de bruto produktie van planktivore vissen in de natuurvriendelijke oever minimaal 130 kg/ha.jr. Bij een maximale roofvisstand van ± 75 kg/ha wordt hiervan ± 100 kg/ha.jr geconsumeerd. Dit betekent dat er een netto aanwas van de planktivore visstand met tenminste 30 kg/ha.jr gerealiseerd zal worden. Onder voor planktivore vissen gunstige omstandigheden kan deze netto aanwas zelfs oplopen tot 80-100 kg/ha. Dit resulteert derhalve in een groeiend bestand aan vissen die niet door roofvissen worden geconsumeerd. Deze dieren zijn bovendien na enige jaren zo groot dat ze niet meer gevoelig voor predatie door roofvissen zijn. Door hun fourageergedrag (bodemwoeling, vraat van waterplanten) kunnen deze vissen de algemene condities voor waterplanten sterk negatief beïnvloeden.

Bovenstaande ontwikkelingen kunnen uiteindelijk resulteren in een achteruitgang van de areaalbedekking van de waterplanten, waardoor de overheersende rol op de waterkwaliteit afneemt. De kansen op algenbloei nemen dan toe. De termijn waarop waterplanten in zeer eutrofe wateren kunnen domineren wordt op basis van de Nederlandse ervaringen met Actief Biologisch Beheer gesteld op 7-9 jaar. Met een periodiek beheer van de visstand kan de gewenste situatie behouden worden. Hierop wordt in hoofdstuk 6 teruggekomen.

4.2. Mogelijke effecten van een natuurvriendelijke oever op de waterkwaliteit in het bekken

Via vrije uitwisseling van water tussen de oeverzone en het bekken kunnen de in de oeverzone voorkomende stoffen en organismen effecten op de waterkwaliteit in het bekken hebben. Hierop wordt onderstaand ingegaan.

4.2.1. Mogelijk positieve effecten

Een begroeide oeverzone kan bijdragen aan een goede waterkwaliteit in het bekken. Het belangrijkste mechanisme hierachter is via sturing van de samenstelling van de levensgemeenschap door roofvissen. Zoals aangegeven in § 4.1 draagt een visstand waarin sprake is van een balans tussen de produktie van planktivore vissen en de consumptie door roofvissen bij aan het voorkomen van grote watervlooien en derhalve aan lage chlorofyl-a gehaltes. In begroeide wateren kunnen hoge dichtheden voorkomen van de roofvis snoek. Door uitzetten en selectieve bevissing kan ook de aalstand aanmerkelijk hoog zijn. Van de andere roofvissoorten is in zwaar begroeid water de populatie gering. De biomassa van deze roofvis is sterk gerelateerd aan de hoeveelheid water- en oeverplanten (o.a. Grimm, 1990; 1994). Grotere snoeken (> 50-60 cm) zijn niet meer gebonden aan de vegetatie en zullen vanuit de oeverzone naar het bekken migreren. Op deze wijze draagt een begroeide oeverzone, via een vergroting van de draagkracht voor snoek, bij aan de regulatie van de planktivore visstand. Visetende aal blijft meer geassocieerd met de oeverzone.

Gegeven de relatief geringe dimensies welke de natuurvriendelijke oever in verhouding tot het oppervlak van het bekken zal krijgen (waarschijnlijk maximaal ± 20 ha) zal, bij een optimale begroeiing met emergente en ondergedoken waterplanten, een snoekstand van maximaal ± 4 kg per hectare bekkenoppervlak kunnen ontstaan (voor berekeningswijze, zie o.a. Grimm, 1994). Voor een regulatie van de planktivore visstand in het bekken is, bij toepassing van bellenbeluchting en een produktievermogen van het water dat vergelijkbaar is met De Gijster, een totale roofvisstand van naar schatting 30-40 kg per ha bekkenoppervlak nodig. Dit betekent dat snoek slechts een bescheiden bijdrage zal leveren aan de totale roofvisstand, welke net als in De Gijster waarschijnlijk voornamelijk uit snoekbaars, baars en aal zal bestaan. Verwacht wordt derhalve dat de grotere snoekstand geen aantoonbaar positieve effecten op de waterkwaliteit in het bekken zal hebben.

4.2.2. Mogelijk negatieve effecten

Humuszuren
Een negatief effect van aanwezige vegetatie kan ontstaan door de produktie van humuszuren. Deze verbindingen komen in gesuspendeerde, colloïdale en/of opgeloste vorm in het water terecht. Ze vormen een probleem voor de drinkwaterbereiding omdat ze de kleur en de smaak van het drinkwater kunnen beïnvloeden. Misschien nog belangrijker is het gevaar dat bij het toepassen van een chloorbehandeling in de drinkwaterbereiding ongewenste gechloreerde koolwaterstoffen ontstaan, zoals trihalomethanen. Ook kunnen filters verstopt raken door de lange organische moleculen.

Humuszuren kunnen door vegetaties geproduceerd worden als gevolg van een onvolledige afbraak van plantedelen. Deze onvolkomen mineralisatie treedt vooral op bij lage pH's en is karakteristiek voor zure milieus (vennen e.d.) In neutrale tot zwak gebufferde milieus kan het ook optreden. In sterk gebufferde milieus verloopt de decompositie doorgaans snel en worden alle gemakkelijk verteerbare delen volledig afgebroken.

Het 4^{e} spaarbekken zal, als gevolg van het karakter van het inlaatwater, een sterk gebufferd milieu krijgen. De afbraak van plantedelen verloopt dus snel. Een sterke humuszuurproduktie wordt derhalve niet verwacht, zeker niet gezien het geringe oppervlak van de oever ten opzichte van de rest van het bekken.

Overmatige recrutering van vis
Jonge vis heeft een sterke voorkeur voor zoöplankton als voedsel. De predatie op het zoöplankton is sterk lengte-selectief, dat wil zeggen de grootste watervlooien worden het eerst gegeten. Een overmatige predatie op watervlooien is sterk ongewenst, omdat deze via graas zorgen voor het onderdrukken van de algenbiomassa in het bekken (zie o.a. Oskam & van Breemen, 1992). De mate waarin een sterke vraat zal kunnen optreden, hangt ondermeer af van het voortplantingssucces van de vissen.

De begroeide oeverzone vormt een geprefereerd paai-milieu voor de meeste vissoorten, ook voor soorten welke genoegen kunnen nemen met onbegroeide omstandigheden, zoals brasem en blankvoorn. Derhalve mag worden verwacht dat de natuurvriendelijke oever een druk bezochte paaiplaats van vissen uit het bekken zal worden. De produktiviteit van het water in de oeverzone is, als gevolg van de afwezigheid van het effect van de bellenbeluchting, erg groot. Hierdoor kan een grote produktie van vislarven gerealiseerd worden, veel groter dan bij een traditionele oever, welke onder invloed van de bellenbeluchter staat. Ter illustratie, in het bekken wordt op basis van:

- de theoretisch verwachte algenbiomassa als gevolg van de bellenbeluchting (maximaal 40-70 µg/l, zie Oskam & van Breemen, 1992)
- het totaal-P minus het ortho-P gehalte (0,04 -0,08 mg/l)

een visbiomassa van 80-120 kg/ha aannemelijk verondersteld. In de oeverzone wordt, indien de in het water aanwezige nutriënten volledig in de voedselketen worden opgenomen, een visbiomassa van ± 330 kg/ha mogelijk geacht (zie § 4.1).
Bij een goede groei en overleving van vislarven in de oeverzone kan het bekken belast worden met grote hoeveelheden vissen. Hoe groot deze hoeveelheden zullen, zijn is niet met zekerheid te zeggen, daarvoor is te weinig bekend van het huidige functioneren van de visstand en met name de recrutering van vis in de bestaande bekkens. Theoretisch kan een toename van het bestand aan autochtone eenzomerige in het bekken (naar verwachting 20-30 kg/ha) met 6-10 kg/ha aan vissen afkomstig uit de oeverzone niet uitgesloten worden (zie § 4.1). Een grotere toename kan door snelle groei en goede overleving van vissen in de oeverzone echter niet geheel uitgesloten worden. Van dergelijke toenames kunnen via predatie van groot zoöplankton negatieve effecten op het chlorofyl-a gehalte worden verwacht.

Carnivore evertebraten
Verschillende carnivore evertebraten eten zoöplankton, net als jonge vissen. Een toename van carnivore evertebraten als gevolg van de aanwezigheid van een natuurvriendelijke oever is ongewenst, om dezelfde reden dat een toename van jonge vissen ongewenst is.

Belangrijke carnivore evertebraten zijn:
- Aasgarnalen (Neomysis sp.)
- Glaskreeftjes (Leptodora sp.)
- Roofmijten (m.n. de pelagische Hydracarina sp.)
- de in De Gijster voorkomende exotische cladoceer Bythotrephes longimanus.

Onderstaand wordt hier nader op ingegaan.

Aasgarnalen
De meest voorkomende aasgarnaal is Neomysis integer. Deze soort is euryhalien en komt zowel in zoute, brakke als zoete wateren voor. Het vormt een geprefereerde voedselbron voor jonge vissen (o.a. Bremer & Vijverberg, 1982). In afwezigheid van vispredatie, zoals dit optreedt in wateren waar Actief Biologisch Beheer gevoerd is, kan de soort zeer hoge biomassa's bereiken (o.a. van Nes et. al., 1992). Dergelijke uitbarstingen zijn bij een 'normale' visstand echter niet bekend.

Hollebeek & van Schie (1992) vonden in het Wolderwijd, na toepassing van Actief Biologisch Beheer, een significant positieve correlatie tussen de hoeveelheid waterplanten en het voorkomen van N. integer. De causale factoren achter deze correlatie zijn echter niet bekend. Mogelijk betreft het een mechanisme om aan vispredatie te ontkomen.

Verwacht wordt dat bij een 'normale' visstand, die qua biomassa in overeenstemming is met de produktiviteit van het water, geen uitwassen zullen optreden.

Glaskreeftjes
Glaskreeftjes (Leptodora kindti) komen reeds voor in de bekkens van WBB (Ketelaars & van Breemen, 1993) en zullen zeer waarschijnlijk ook gaan voorkomen in het 4^{e} bekken. Ten aanzien van dit organisme geldt echter hetzelfde als bij Neomysis integer: uitwassen worden bij een 'normale visstand' niet verwacht.

Watermijten
Watermijten zijn algemeen in de littorale zone van meren. Ze zijn doorgaans sterk gebonden aan de bodem. Het voorkomen van watermijten is algemeen gecorreleerd met de aanwezigheid van waterplanten (Pieczinski, 1976). Verschillende soorten roofmijten eten watervlooien. Hierbij worden vooral cladoceren gegeten (o.a. Davids et. al., 1981).

Door de aanleg van een natuurvriendelijke oever zal de hoeveelheid watermijten sterk toenemen ten opzichte van een onbegroeide oever. Door de gebondenheid aan de littorale worden echter geen negatieve effecten op de stand aan (voornamelijk pelagische) watervlooien in het bekken verwacht. In het pelagiaal komen wel watermijten voor, maar doorgaans slechts sporadisch. Er is literatuur gevonden van één watermijtensoort die in zeer grote hoeveelheden in het pelagiaal voorkomt en daar een grote invloed op het zoöplankton kan hebben. Het betreft de tropische soort Piona limnetica (Gliwicz & Biesiadka, 1975).

Bythotrephes longimanus
In 1987 werd in het bekken De Gijster de carnivore cladoceer Bythotrephes longimanus aangetroffen (Visser, 1988). Deze cladoceer komt sindsdien voor in de bekkens bij een gemiddelde dichtheid van 1-2 individuen/l (Oskam & van Breemen, 1992). De cladoceer, welke coëxisteert met het glaskreeftje Leptodora kindti, wordt geacht een grote, zij het kortstondige, invloed op Daphnia-populaties te kunnen hebben (Ketelaars & van Breemen, 1993). Hiervan mogen, via een vermindering van de graasdruk, effecten op de algenbiomassa worden verwacht.

De soort is in Nederland tot op heden slechts aangetroffen in de Maas en aanliggende wateren, zoals het Volkerak-Zoommeer. Het is om deze reden zeker niet uit te sluiten dat ook het 4e spaarbekken gekoloniseerd zal worden.
In hoeverre de aanwezigheid van een natuurvriendelijke oever de populatie van B. longimanus zal vergroten, is niet met zekerheid te zeggen. B. Longimanus wordt echter vooral aangetroffen in diepe meren, zodat een positief effect van de natuurvriendelijke oever op het voorkomen van B. longimanus niet waarschijnlijk is.

Bacteriën en cyanobacteriën
Bepaalde soorten bacteriën en cyanobacteriën kunnen geur- en smaakbedervende stoffen produceren (zie o.a. Ketelaars, 1994). De belangrijkste stoffen zijn geosmine en 2-methylisoborneol (2-MIB), geproduceerd door respectievelijk actinomyceten en cyanobacteriën. Een concentratie van 5 nanogram gesosmine per liter is al genoeg om negatieve effecten te bewerkstelligen (Oskam & van Breemen, 1992). Een toename van deze stof als gevolg van deze organismen is derhalve sterk ongewenst.
In de bekkens van WBB komen incidenteel geosmine-producerende benthische Oscillatoria-soorten voor (van Breemen et. al., 1992). Deze worden bestreden door de bodem met kettingen om te woelen. Ook pelagische soorten kunnen echter geosmine produceren. Met name bij het geslacht Oscillatoria komt dit regelmatig voor, zoals de in Nederland veel voorkomende Oscillatoria agardhii (Persson, 1983).

Zoals aangegeven in § 4.1 zal de natuurvriendelijke oever worden gekenmerkt door zeer eutrofe omstandigheden. Bij een algenbloei kunnen in de oeverzone theoretisch chlorofyl-a gehalten van 300-400 µg/l voorkomen (STOWA, 1993). Bloeien van (zwevende) cyanobacteriën vormen een onderdeel van de seizoenmatige algensuccessie in eutrofe wateren (o.a. Wetzel, 1983), ook in door ondergedoken waterplanten gedomineerde systemen. Zoals aangegeven in § 4.1 bestaat in eutrofe omstandigheden altijd het risico van incidentele ineenstortingen van de ondergedoken watervegetatie, aldus vrij spel gevend aan algen, inclusief eventuele cyanobacteriën welke geosmine en/of 2-MIB produceren. Ook benthische algen zijn niet uit te sluiten. De vorming van kolonies benthische algen is daarbij slecht te beheersen; omwoelen van de bodem met kettingen, zoals dit in de bestaande bekkens gebeurt, is niet mogelijk zonder grote schade aan de vegetatie toe te brengen.

Hoe groot het risico op geosmine en/of 2-MIB producerende bacteriën in de begroeide oeverzone zal zijn is niet aan te geven. Navraag bij de Landbouw Universiteit Wageningen (dr. E. van Donk, algendeskundige bij de vakgroep Natuurbeheer) leerde dat daarvoor de kennis ontbreekt. Aangegeven werd echter dat het risico zeker niet uitgesloten kan worden.

4.2.3. Discussie; een keuze van de mate van isolatie van de vooroeverzone op basis van uitsluiting van risico's

Zoals aangegeven in § 4.2.1 zal er bij toepassing van een natuurvriendelijke oever welke in open verbinding staat met de rest van het bekken naar verwachting geen aantoonbaar positieve invloed van de begroeide oeverzone op de waterkwaliteit in het bekken uitgaan.

Negatieve effecten van een natuurvriendelijke oever op de waterkwaliteit in het bekken zijn evenwel niet uit te sluiten. In onderstaande tabel zijn de verschillende risico's nog eens opgesomd en wordt, op basis van 'expert opinion', een weging gegeven van het risico op negatieve effecten.

Tabel 4.1: Inschatting van risico's op negatieve effecten van de oeverzone op de waterkwaliteit: '0' = geen risico; '-' = risico op negatieve effecten

Factor	Risico
Humuszuren	0
Carnivore evertebraten	0/-
Overmatige recrutering van vis	-
(Cyano)bacteriën	-

De voornaamste risico's worden hierbij geacht te liggen bij geosmine en/of 2-MIB producerende (cyano)bacteriën en een overmatige recrutering van vislarven in de oeverzone. Hoe groot deze risico's zijn is met de huidige kennis niet in kwantitatieve zin aan te geven.

Hoewel enige negatieve effecten van carnivore evertebraten op het zoöplankton theoretisch niet geheel zijn uit te sluiten, wordt het risico hierop bij een 'normale' visstand erg klein geacht.

De risico's, welke voortkomen uit de uitwisseling van water tussen de oever en de rest van het bekken, kunnen alleen geheel uitgesloten worden door een natuurvriendelijke oever met gesloten vooroever aan te leggen. Mede gezien het feit dat een open oever geen aantoonbare meerwaarde voor de waterkwaliteit in het bekken zal hebben, wordt het gesloten type oever aangeraden.

4.3. Overige aspecten van een natuurvriendelijke oever

4.3.1. Sturingsmogelijkheden voor recreatief medegebruik

De natuurvriendelijke oevers zullen weinig waarde hebben voor actieve recreatie (zwemmers en surfers). Dergelijke recreanten laten zich in plantenrijke en ondiepe wateren niet zien. Wel kan in de oeverzone eventueel sportvisserij plaatsvinden. De oeverzone met helder water en waterplanten en daarmee geassocieerde organismen (libellen, kikkers e.d.) is echter wel visueel zeer attractief.
Ten opzichte van een traditionele oever heeft een natuurvriendelijke oever het voordeel dat het recreatief gebruik van het water in enige mate gestuurd kan worden. Hiermee wordt met name gedoeld op waterrecreatie (windsurfen, zwemmen e.d.). Een natuurvriendelijke oever is slecht toegankelijk en ontmoedigt het ter plekke te water gaan. Door een specifieke zonering van de natuurvriendelijke oever kunnen deze vormen van recreatief gebruik gestuurd worden naar plaatsen waar het gewenst/controleerbaar is.

4.3.2. Beheer en onderhoud

Het beheer van de natuurvriendelijke oever dient erop gericht te zijn om vergaande verlanding tegen te gaan. Wat betreft het riet volstaat het in principe om te maaien over ijs (gemiddeld eens in de 2 à 3 jaar) en het maaisel af te voeren. Mocht de vegetatie zich onverhoopt in een ongewenste richting ontwikkelen (bijvoorbeeld snelle verruiging/verbossing) dan is jaarlijks maaien te overwegen.
Wat de ondergedoken watervegetatie betreft: deze hoeft in principe niet beheerd te worden. Het gebufferde karakter van het water zorgt naar verwachting voor een volledige afbraak van in het najaar/winter afgestorven vegetatie. In hoofdstuk 6 worden andere aspecten van het beheer behandeld.

4.3.3. Landschappelijke waarde

Ten aanzien van de landschappelijke waarde van een natuurvriendelijke oever in het bekken kan het volgende worden gesteld (tekst naar R. Cleveringa, bureau WvM Thijsen):

Bij het toepassen van een natuurvriendelijke oever aan de binnenzijde van het bekken wordt een geleidelijke overgang tussen de wateroppervlakte van het bekken en de omliggende natuurzones gecreëerd, waarbij de natuurontwikkeling tot in het bekken reikt. Dit leidt tot een gedeeltelijke integratie van de functies waterwinning en natuur in de overgangszone, waardoor een samenhang tussen beide functies wordt gesuggereerd. Het landschapsbeeld zal worden gekenmerkt door meer geleidelijke overgangen, waardoor het bekken een meer natuurlijk karakter krijgt. De 'groene randen' langs de oevers kunnen een meer gevarieerd beeld opleveren voor de recreatief medegebruiker. In het totaal zullen de natuurvriendelijke oevers echter een gering effect hebben op het totale landschapsbeeld door de schaal en omvang in relatie tot die van het bekken.

De landschappelijk 'meerwaarde' van een natuurvriendelijke oever ten opzichte van een traditionele oever is moeilijk aan te geven. De inpasbaarheid van het spaarbekken in het landschap wordt er niet door vergroot.

4.3.4. Natuurwaarden

Traditionele oevers
Traditionele oevers van spaarbekkens (veelal geasfalteerde dijken) hebben vrijwel geen ecologische betekenis. Het asfalt fungeert hoogstens als substraat (aanhechtingsplaats) voor weinig kieskeurige algen, wieren en macrofauna.

Natuurvriendelijke oevers
Natuurvriendelijke oevers kenmerken zich door aanzienlijk complexere ecosystemen.
De oevers zelf zijn begroeid met moerasplanten of helofyten. Deze wortelen in de onderwaterbodem en steken met hun bladeren en bloeiwijzen boven water uit. Het kan gaan om soorten als riet, lisdodde, padderus, matten- en driekantige bies, scherpe zegge, draadzegge, snavelzegge, moeraswederik, moerasvaren, pijlkruid, grote waterweegbree, gele lis, moerasandoorn en kattestaart. De boven water uitstekende vegetatie is voor veel insekten zoals vlinders erg belangrijk als voedselbron, ei-afzetplaats, voor paring of om op te leven.
De oevervegetatie heeft daarnaast een belangrijke functie als nestel-, schuil- en foerageergelegenheid voor watervogels (eenden, ganzen, zwanen, meerkoet, waterhoen, fuut), reigerachtigen, zangvogels (blauwborst, bosrietzanger, grote en kleine karekiet) en roofvogels zoals de bruine kiekendief. Verder maken amfibieën, reptielen en zoogdieren van deze oeverzone veelvuldig gebruik. De zich onder water bevindende delen hiervan vormen samen met de zone van waterplanten een erg belangrijk onderdeel van het leefgebied van macrofauna (kokerjuffers, wantsen, slakken e.d.), amfibieën en vissen.
In het water wordt de 'klassieke' oeverzone eerst gekenmerkt door een zone van waterplanten met drijvende bladeren, zoals waterlelie, kikkerbeet, krabbescheer, gele plomp, watergentiaan en waterranonkel. Iets dieper is een zone van ondergedoken waterplanten te vinden, met fonteinkruiden, waterpest, hoornblad en kranswieren.
Voor vissen en amfibieën vormen de waterplanten naast voedsel ook paai-, schuil- en eiafzetgelegenheid, en beschutting bij het jagen door roofvissen zoals snoek. Voor macrofauna vormen de waterplanten een hechtplaats, voedselbron en ei-afzetplaats. Daarnaast zijn zowel waterplanten als hiervan afhankelijke waterdiertjes en -dieren voedsel voor watervogels en steltlopers.

Relatie met natuurwaarden in het gebied
Met name voor de in het gebied aanwezige oeverplanten en vogels kan een natuurvriendelijke oeverzone zoals boven beschreven een uitbreiding van het geschikte areaal betekenen.
Naast de genoemde planten biedt een oeverzone vestigingsmogelijkheden voor de volgende in het gebied voorkomende minder of meer zeldzame planten: moesdistel, moeraskruiskruid, grote engelwortel, beekpunge, rode watereprijs, poelruit, moerasbeemdgras en haarfonteinkruid.
Van de in de provinciale broedvogelinventarisatie waargenomen vogelsoorten zal een oever(riet)vegetatie vestigingsmogelijkheden bieden voor de in het gebied waargenomen bosrietzanger, snor, rietgors, blauwborst, kleine karekiet, sprinkhaanrietzanger, gekraagde

roodstaart, waterpieper en wellicht bruine kiekendief.
Daarnaast zullen de volgende watervogels profijt hebben bij een natuurvriendelijke inrichting van het vierde spaarbekken: nijlgans, grote zaagbek, krakeend, zomertaling, bergeend, slobeend, waterral, fuut, brilduiker en kuifeend.
Ook kunnen in een natuurvriendelijke oeverzone de in het gebied aangetroffen kleine watersalamander, bruine en groene kikker en bruine en gewone pad terecht.
Tenslotte is de Noordse woelmuis een voor het gebied kenmerkende zeldzame soort die zich ophoudt in rietoevers en in een aan te leggen natuurlijke oeverzone verwacht mag worden.

Oppervlakteverlies van de randzone buiten het bekken
Het aanbrengen van een natuurvriendelijke oever in het bekken betekent waarschijnlijk dat de bekkendijk, vanwege het volumeverlies, verder naar buiten geplaatst zal moeten worden. Dit zal ten koste gaan van de randzone rondom het bekken.
Deze randzone vormt in potentie een waardevol natuurontwikkelingsareaal. In de randzone zijn een aantal kreken gesitueerd welke dienst zullen gaan doen als kwelsloten (zie hoofdstuk 5). In de kreken kunnen in theorie waardevolle moerasvegetaties tot ontwikkeling komen.
In hoeverre de potentiële natuurwaarden in de randzone daadwerkelijk tot uitdrukking zullen komen hangt ondermeer af van factoren als de lokale waterkwaliteit, de inrichting en de mate van verstoring in dit gebied. Uit het oogpunt van natuurontwikkeling en inpassing in c.q. versterking van de ecologische infrastructuur, kan de handhaving van dit krekenstelsel worden bepleit. Echter, zowel in het geval van kreken gevuld met helder, voedselarm kwelwater, als in het geval van een heldere waterplantenrijke oeverzone, kan het geïsoleerde ecosysteem in een ecologisch minder waardevolle omgeving betreffen. In een beoordeling van winst/verlies van natuurwaarden zouden deze aspecten meegenomen moeten worden.

5. EERSTE UITWERKING NATUURVRIENDELIJKE OEVER MET GESLOTEN VOOROEVER

Indien wordt besloten tot een daadwerkelijke realisatie van een natuurvriendelijke oever, wordt op basis van de ecologische aspecten van de natuurvriendelijke oever, een gesloten vooroever aanbevolen. In dit hoofdstuk wordt een eerste uitwerking gegeven van de inrichting en het beheer van een dergelijke oever.

5.1. Optimale inrichting vanuit ecologisch oogpunt

Gekozen wordt voor een systeem waarin een zo hoog mogelijke predatiedruk op planktivore vissen door roofvissen en met name door snoek wordt gerealiseerd.
De biomassa van snoek is positief gerelateerd aan de areaalbedekking met waterplanten. Met name emergente vegetaties zijn hierbij van belang; voor elke procent areaalbedekking met voor vissen toegankelijke emergenten bedraagt de snoekstand 4-5 kg/ha. Een optimale inrichting bestaat uit slootvormige structuren met aan weerszijden gordels emergenten van 2-3 meter breed en een strook open water begroeid met ondergedoken waterplanten van 4-6 meter breed (totale breedte 8-12 meter) en een waterdiepte van ± 1,5 m. Bij toepassing van bredere oevers, hetgeen vanuit landschappelijke, recreatieve of andere overwegingen op een aantal plaatsen gewenst kan zijn, worden bij voorkeur 'leggakkerstructuren' aangebracht, waarbij zoveel mogelijk eenheden van 8-12 meter breed worden gehandhaafd. De strijklengte van de wind bedraagt bij voorkeur niet meer dan 100 meter. Door situering van de legakkers dient hiermee rekening te worden gehouden.

De bodem van het vooroevercompartiment bestaat bij voorkeur uit zand. Klei heeft als eigenschap dat het zeer hoge benthos-produkties mogelijk maakt. Hierdoor kunnen boven kleibodems visbiomassa's van 600-800 kg/ha voorkomen (Grimm & Backx, 1990). Door de kleibodem af te dekken met een laag zand van gemiddeld tenminste 50 cm dik kan dit verschijnsel worden voorkomen. Aldus ingericht onderhoudt de oeverzone een biomassa van max. ca. 75 kg snoek per ha. Tesamen met aal kan de roofvisbiomassa op 100-125 kg/ha worden gebracht. Daartoe dient de visstand strikt te worden beheerd.

5.2. Civieltechnische en hydrologische aspecten

- In de oeverzone wordt een verblijftijd van het water in het groeiseizoen van tenminste 30 à 40 dagen nagestreefd. Hiertoe dient de voorberm tenminste 20 à 40 cm boven water uit te komen. Bij deze hoogte slaan alleen bij hoge windsnelheden (windkracht 7 à 8) golven over de kruin (zie bijlage III). De voorberm kan voor een groot deel begroeien met emergente vegetatie. Op het talud aan de bekkenzijde kan dit worden voorkomen door toepassing van stortsteen en/of geotextiel.

- Peildalingen in het groeiseizoen van > 20 cm zijn ongewenst, vanwege het risico van zelfoverschaduwing en afsterven van de ondergedoken waterplanten. De verdamping in de vooroever zal in een droge zomer ruim 20 cm kunnen bedragen (zie bijlage IV). Daarbij komt nog de factor wegzijging; deze kan bij een maatgevende innamestop, afhankelijk van de samenstelling (weerstand) van de deklaag, tenminste 30 cm bedragen (bijlage IV). Dit betekent dat er in zeer droge perioden en/of een innamestop mogelijk water moet worden bijgevuld. Hiertoe dient een voorziening in de vorm van een pomp aangebracht te worden. Deze pomp kan ook worden gebruikt om de oeverzone in het geval van calamiteiten te draineren.

- De bodem van de oeverzone dient te worden bekleed met een slecht doorlatend materiaal teneinde droogvallen van de oeverzone tijdens innamestops te voorkomen. Een bekleding met klei komt het best in aanmerking (zie ook bijlage IV).

- Voorkomen dient te worden dat door opstuwing en golfoverslag het waterpeil in de oever zo hoog kan oplopen dat er massa's water vanuit de oeverzone terugspoelen in het bekken. Hiertoe kan een verbinding tussen de oeverzone en het om het bekken liggende krekenstelsel worden gemaakt. Bijvoorbeeld door een aantal overlopen aan de buitenzijde van het bekken aan te brengen.

5.3. Beheer

Startbeheer
Zoals in hoofdstuk 4 is aangegeven, hangt het goed functioneren van de oeverzone primair af van de (ondergedoken) waterplanten. Het beheer dient er derhalve op gericht te zijn om zo snel mogelijk optimale omstandigheden voor ondergedoken waterplanten te creëren. Dit kan worden bereikt door in de aanlegfase het waterpeil in de oeverzone laag te houden (20-40 cm) en vegetatie te enten (ondergedoken waterplanten) en eventueel te planten (zoden met emergenten). Hierdoor is er een maximale instraling van licht waardoor goede ontwikkelingsmogelijkheden ontstaan. Een eventuele snelle aangroei van vissen dient te worden tegengegaan. Nadat het bekken is voltooid, worden in de oeverzone vissen uitgezet. Aanbevolen wordt als enige soorten baars, snoek en aal uit te zetten. Andere vissoorten zullen waarschijnlijk op natuurlijke wijze koloniseren.

Beheer op langere termijn
Zoals gesteld in hoofdstuk 4, is de natuurvriendelijke oeverzone waarschijnlijk te produktief om een duurzaam zelfhandhavend helder watersysteem te creëren. Op de lange termijn zijn negatieve effecten te verwachten van de overproduktie van planktivore vissen die niet door roofvissen wordt gereguleerd. Teneinde het systeem in de gewenste toestand te handhaven wordt aanbevolen:
- De roofvisstand zo produktief mogelijk te maken door:
  . verwijderen van grotere snoeken uit de oeverzone;
  . uitzetten van aal en door wegvangen van grote schieraal.
- Een periodieke visserij op witvis uit te (laten) voeren. Dit gebeurt bij voorkeur in de winter.

Deze visserijen kunnen in eigen beheer worden uitgevoerd of worden uitbesteed aan een lokale beroepsvisser.
WBB vindt echter noodzakelijk intensief beheer van de natuurvriendelijke oever ongewenst.

6. CIVIELTECHNISCHE ASPECTEN VAN DE NATUURVRIENDELIJKE OEVER EN DE DIJKCONSTRUCTIE

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de civieltechnische aspecten van de natuurvriendelijke oever en de dijkconstructie.

6.1. Afmetingen van de natuurvriendelijke oever

Bij het beoordelen van de civieltechnische aspecten is uitgegaan van twee mogelijke profielen, te weten een profiel met een relatief lange vooroever en een profiel met een relatief korte vooroever (zie figuur 2, bijlage I). De gehanteerde voorlopige afmetingen zijn:

Lange vooroever
- taludhellingen 1:6;
- breedte kom: ± 30 m;
- diepte kom: 1 à 1,5 m;

Korte vooroever
- taludhellingen 1:6 en 1:4 ter plaatse van de vooroever;
- breedte kom: ± 15 m;
- diepte kom: 1 à 1,5 m;

6.2. Kreken

Het spaarbekken Jannezand wordt omringd door kreken, waarvan de diepte thans niet precies bekend is. De kreken kunnen in principe fungeren als kwelsloten en hebben dan een drainerende functie. Daartoe dient eventueel granulair filtermateriaal aangebracht te worden. Ten behoeve van het daadwerkelijke voorontwerp worden berekeningen gemaakt om de afmetingen (lengte, hoogte) van de berm aan de buitentaludzijde te bepalen en worden berekeningen gemaakt voor het mechanisme opbarsten van de bodem van de omliggende kreken. Tevens zal dan worden bepaald in hoeverre de omliggende kreken als kwelsloot kunnen fungeren of dat een aparte kwelsloot dient te worden aangelegd. Bepalend is de afstand van de kreken tot de ringdijk van het spaarbekken. Voorlopig dient rekening te worden gehouden met een benodigde breedte van de berm aan de buitentaludzijde (piping-berm) van 10 à 15 m.

In figuur 2 zijn verschillende grondlagen ingetekend. Voor deze figuur is uitgegaan van een gemiddelde grondopbouw zoals in de polder het Jannezand aanwezig is.

6.3. Opbouw dijklichaam

Het grondonderzoek heeft uitgewezen dat de in-situ klei niet geschikt is als dijkbekledingsmateriaal met een afdichtende functie en wel om de volgende redenen:
- de sterkte-eigenschappen zijn matig;
- de klei heeft slechte vervormingseigenschappen;
- de klei wordt in relatief dunne lagen aangetroffen;
- de klei heeft een te hoog organisch stofgehalte.

Het komt er dus op neer dat het dijklichaam voornamelijk uit zand zal bestaan en dat de klei, benodigd voor een eventuele dijkbekleding, van elders dient te worden aangevoerd.

De dijk met een type natuurvriendelijke oever zoals in § 6.1 en figuur 2 is aangegeven, bestaat in principe uit twee delen:
- een constructieve kern met een profiel dat in principe voldoet als ringdijk (minimaal profiel);
- een natuurvriendelijke oever.

Dit betekent dat voor het ontwerp van de ringdijk in eerste instantie een constructief ontwerp wordt gemaakt dat voldoet aan alle mogelijke bezwijkmechanismen, een zogenaamd minimaal profiel. De natuurvriendelijke oever, vormgegeven door een relatief lange vooroever, wordt als het ware op dit profiel aangebracht. In figuur 2 staat dit minimale profiel met onderbroken lijnen ingetekend.

De eisen die gesteld worden aan de grond (klei) die toegepast wordt bij natuurvriendelijke oevers zijn minder streng dan voor toepassing in de dijkenbouw. Voor het realiseren van de natuurvriendelijke oevers kan daarom gebruik worden gemaakt van de in-situ klei. Op de wenselijkheid om klei te gebruiken als substraat voor de watervegetatie wordt in hoofdstuk 5 ingegaan.

6.4. Constructieve voor- en nadelen natuurvriendelijke oever

Mechanismen
Het constructief ontwerp van het dijklichaam wordt getoetst aan verschillende mogelijke bezwijkmechanismen, veroorzaakt door verschillende vormen van belastingen. De aanleghoogte van de dijk wordt bepaald als de som van de ontwerpwaterstand en de minimaal benodigde waakhoogte, vermeerderd met een overhoogte voor te verwachten zettingen van de kruin.
De minimale waakhoogte wordt afgestemd op de toelaatbare hoeveelheid golfoverslag, die afhangt van de constructie van de dijk. De mechanismen zijn:
- afschuiven binnentalud (macrostabiliteit);
- afschuiven buitentalud (macrostabiliteit);
- piping;
- opbarsten afsluitende lagen;
- wateroverdruk bekleding (microstabiliteit);
- verzadiging talud (microstabiliteit).

De belastingen die de verschillende mechanismen kunnen veroorzaken zijn:
- hoogwater;
- wind: golfaanval, opwaaiing, golfoverslag, windbelasting via constructies;
- verkeersbelasting;
- eigen gewicht.

Kwalitatieve beschouwing mechanismen
In deze paragraaf zal de invloed van de natuurvriendelijke oever op de verschillende mechanismen op kwalitatieve wijze worden beschreven. Hierbij wordt een vergelijking gemaakt met het zo te noemen minimale profiel, met traditionele bekledingen en taludhellingen.

Golfoploop
Door de aanwezigheid van de vooroever met geringe waterdiepte zullen de golven, veroorzaakt door windbelasting, breken en lager zijn dan bij het minimale profiel. Een en ander hangt wel af van de breedte van de vooroever, en van de hoogte van de vooroever. Bovendien heeft riet een dempende werking op de golfoploop. Door de aanleg van de vooroever is het binnentalud voor een groot gedeelte flauwer dan bij toepassing van het minimale profiel. Hierdoor zal de golfoploop minder zijn dan bij het minimale profiel. Dit betekent dat de kruin van de ringdijk in beginsel lager kan worden gedimensioneerd dan bij toepassing van het minimale profiel met harde bekleding en een steiler talud. Het verschil in kruinhoogte zal in de orde van enkele decimeters zijn.

Afschuiven binnentalud (macrostabiliteit)
Het minimale profiel is dusdanig ontworpen dat voldaan wordt aan het mechanisme afschuiven binnentalud. Aanbrengen van de vooroever levert een extra weerstandbiedend moment op, zodat minimaal dezelfde veiligheid tegen afschuiven als bij het minimale profiel wordt bereikt, of hoger.

Afschuiven vooroever (macrostabiliteit)
Het binnentalud van de vooroever dient op afschuiven te worden gecontroleerd. Vooralsnog wordt een taludhelling van 1:6 of flauwer aangehouden.

Afschuiven buitentalud (macrostabiliteit), opbarsten afsluitende lagen
Indien de vooroever wordt toegepast zal de kwelweg langer zijn dan bij het minimale profiel en zal de stijghoogte in het eerste watervoerend pakket ter hoogte van het buitentalud lager zijn. Hierdoor zal de veiligheid tegen afschuiven van het buitentalud mogelijk hoger zijn dan bij het minimale profiel. Ook zal het gevaar van opbarsten van het holocene pakket ter plaatse van de kreken minder zijn door de geringere stijghoogte in het eerste watervoerend pakket.

Piping
Door het toepassen van de vooroever wordt de kwelweg van het water onder de dijk langer en zal het gevaar op piping reduceren.

Bekleding
Op het binnentalud van de vooroever zal een verdediging van het kleitalud moeten worden aangebracht. Deze verdediging dient te worden doorgetrokken tot circa NAP -2 m, omdat naar verwachting tussen NAP -2 m en het ontwerppeil de meeste peilfluctuaties zullen optreden. De verdediging kan bestaan uit een geotextiel met steenbestorting. Dit type verdediging zal hoogstwaarschijnlijk ook bij het minimale profiel worden toegepast zodat hier geen sprake is van voor- of nadelen.

Vormgeving spaarbekken
Doordat het dijkprofiel met natuurvriendelijke oever breder is dan het minimale profiel, zal de inhoud van het bekken, bij gelijkblijvende contouren van het bekken, kleiner zijn. Voor een nadere beschouwing wordt verwezen naar de desbetreffende aspectenstudie.

Kosten
De kosten van een dijk met een natuurvriendelijke oever zijn hoger dan bij een dijk met een harde bekleding, bijvoorbeeld een asfaltbekleding, en wel om de volgende redenen:
- De kosten van een kleibekleding zijn significant hoger dan de kosten van een asfaltbekleding. Het aanbrengen van een asfaltbekleding is namelijk veel minder arbeidsintensief dan het aanbrengen van een kleibekleding. Bovendien zijn de kosten van het asfalt per m^2 lager.
- Het aanleggen van een dijk met een natuurvriendelijke oever vergt meer grondverzet. Per strekkende meter dijklichaam zal de inhoud circa 1,5 à 2 keer zo groot zijn.
- Het beheer en onderhoud van een natuurvriendelijke oever is hoger dan bij een harde bekleding in de vorm van een asfalt.

7. CONCLUSIES

- Omdat het dijklichaam met een natuurvriendelijke oever breder is en flauwere taludhellingen heeft, heeft dit een gunstig effect op de volgende mechanismen:
  - macrostabiliteit van het binnen- en buitentalud;
  - piping;
  - golfoploop.

  Wel is de vooroever, en met name de berm, een kwetsbaar onderdeel van de natuurvriendelijke oever.

- Door het aanbrengen van de natuurvriendelijke oever aan de binnentaludzijde en mogelijk ook aan de buitentaludzijde, wordt het inzicht in de freatische lijn in het dijklichaam minder. De waterstand dient derhalve permanent te worden gecontroleerd. Dit kan worden bereikt door het aanbrengen van peilbuizen.

- De kosten van een dijk met een natuurvriendelijke oever met vooroever en relatief flauwe taluds zijn hoger dan die van een dijk met een harde bekleding en relatief steile taluds.

- De realisatie van de natuurlijke oever brengt een verlegging van de dijken verder naar buiten met zich mee.

Eindconclusie:
De aanleg van een natuurlijke oever zou met zich meebrengen dat het oppervlaktebeslag van het bekken toeneemt en is derhalve ongewenst.
Daar de ecologische meerwaarden van een dergelijke oever niet zondermeer duidelijk is, wordt de aanleg, gezien de consequenties ervan, niet wenselijk geacht.

Literatuur

Bloemendaal, F.H.J.L., en Roelofs, J.G.M. (red.), 1988.
Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische bibliotheek KNNV, Utrecht/Nijmegen.

Breemen, L.W.C.A. van, Dits, J.S. & Hetelaars, H.A.M., 1992.
Production and reduction of geosmin and 2-methylisoborneol during storage of river water in deep reservoirs. Wat. Sci. Tech. 25(2): 233-240.

Bremer, P. & Vijverberg, J., 1982.
Production, population biology and diet of Neomysis integer (Leach) in a shallow Frisian lake (The Netherlands). Hydrobiologia 93: 41-51.

CUR, 1994.
Rapport 168: Natuurvriendelijke oevers. Gouda.

Davids, C., Heijnis, C.F. & Weekenstro, J.E., 1981.
Habitat differentiation and feeding strategies in water mites in Lake Maarsseveen I. Hydrob. Bull. 15:87-91.

Gliwicz, Z.M. & Biesiadka, E., 1975.
Pelagic water mites (Hydracarina) and their effect on the plankton community in a neotropical man-made lake. Arch. Hydrobiol. 76(1): 65-88.

Grimm, M.P., & Backx, J.J.G.M., 1990.
The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern Pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. Hydrobiologia 200/201: 557-566. R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer & E. van Donk (eds), Biomanipulation - Tool for Water Management. Kluwer Academic Publishers.

Grimm, M.P., 1994.
The characteristics of the optimum habitat of Northern Pike (Esox lucius L.). Part II: The characteristics of an optimal habitat for Northern Pike. Pages 235-243 in: I. Cowx (editor). Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford.

Grimm, M.P., E. Jagtman & M. Klinge, 1992.
Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van Actief Biologisch Beheer. Een visbiologisch perspectief. H_2O 25:424-431.

Hillebrand, H., 1987.
De eutrofiëring van de Botshol. Wet. Med. K.N.N.V. nr. 182, Hoogwoud.

Hollebeek, P. & van Schie, J., 1992.
Waterplanten als habitat voor macrofauna in het Wolderwijd 1991. RIZA Werkdocument 92.016X.

Ketelaars, H.A.M, 1994.
Ursachen von Geruchs- und Geschmacksproblemen in der Trinkwasserversorgung und ihre Lösung: Eine Übersicht. In: Ketelaars, Nienhüser & Hoehn (Red): Die biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren. ATT Information, Academic Book Centre, De Lier 1994.

Ketelaars, H.A.M. & Breemen, L.W.C.A., van, 1993.
The invasion of the predatory cladoceran Bythotrephes longimanus Leydig and its influence on the plankton communities in the Biesbosch reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1168-1175.

Klinge, M. & Leerdam, A. van, 1994.
Gefaseerde aanpak herstel Zuidlaardermeer. Fase 1: Compartimentsproeven. Rapport Witteveen+Bos no. Gn.24.3.

Klinge, M., Grimm, M.P. & Hosper, S.H., 1994
Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes: explanation and prediction by a new conceptual framework. Bijdrage aan congres Living With Water, in druk.

Meijden, R. van der, 1990.
Heukels' Flora van Nederland. Groningen.

Nes, E.H. van, Meijer, M.-L., Breukelaar, A.W., Hollebeek, P., Doef, R.B., Lammens, E.H.R.R., Coops, H., Noordhuis, R. & Marteijn, E.C.L., 1992.
Wolderwijd-Nuldernauw 1991. Gevolgen van uitdunning van de visstand. RIZA Nota 92.063.

Oskam, G., & Breemen, L.W.C.A. van, 1992.
Management of Biesbosch reservoirs for quality control with special reference to eutrophication. In: Sutcliffe, D.W. & J.G. Jones (Eds). Eutrophication: research and application to water supply. Freshwater Biological Association, Cumbria.

Ozimek, T., R.D. Gulati, & E. van Donk, 1990.
Can macrophytes be usefull in biomanipulation of lakes? The Zwemlust example. Hydrobiologia 200/201: 399-409. R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer & E. van Donk (eds), Biomanipulation - Tool for Water Management. Kluwer Academic Publishers.

Persson, 1983
Off-flavours in aquatic ecosystems - an introduction. Wat. Sci. Technol. 15(6/7): 1-11.

Pieczinski, E., 1976.
Ecology of water mites (Hydracarina) in lakes. Polish ecological studies 2(3): 5-54.

Shearer, J.F., 1994.
Potential role of plan pathogens in declines of submerged macrophytes. Lake and Reservoir Management 10(1): 13-17.

STOWA, 1993.
Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. Rapport nr. 93-17.

Visser, P., 1988.
Bythotrephes longimanus Leydig in Nederland. Hydrobiol. Bull. 22: 211 (in Dutch).

Wetzel, R.G., 1983.
Limnology. Michigan State University, 767 pp.

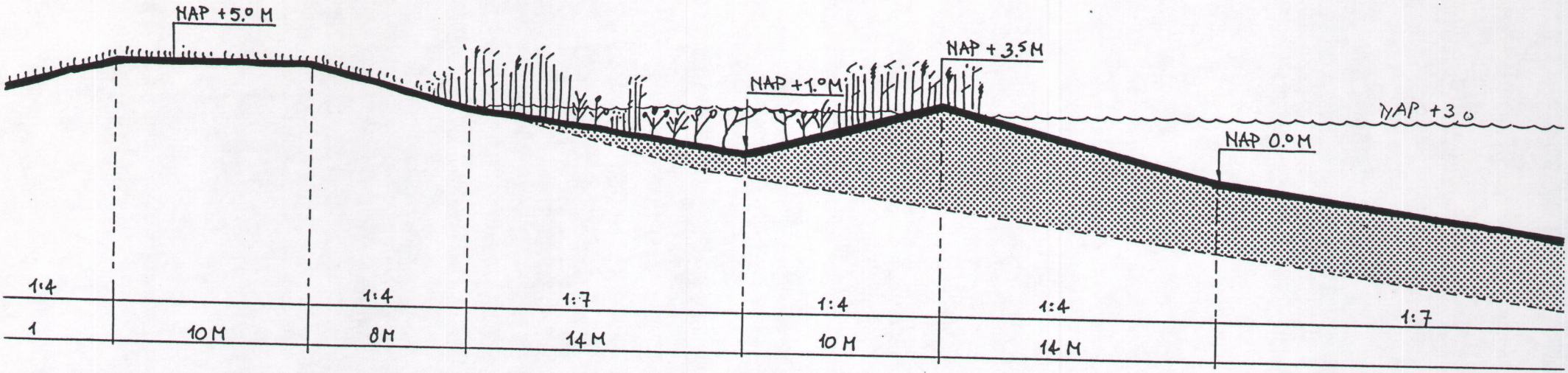
Witteveen+Bos, 1994.
MER Uitwerkingsplan Vierde Spaarbekken; Hoofdrapport. 1994. Witteveen+Bos documentnr. Wkd12.5/Vp/R94-16.

Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Christophersen, C., Houen, G., 1982.
Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). Oikos 39: 187-190.

BIJLAGE I Dwarsprofielen ringdijk met natuurvriendelijke oever

Figuur 1. Principe-ontwerp van een natuurvriendelijke oever met lange vooroever.

Figuur 2. Dimensies van een tweetal profielen als basis voor het beoordelen van de constructie.



Figuur 1. Principe-ontwerp van een natuurvriendelijke oever met lange vooroever.

BIJLAGE II Artikel 'Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'Actief Biologisch Beheer. Een visbiologisch perspectief'

Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'Actief Biologisch Beheer'. Een visbiologisch perspectief.

Samenvatting
Tussen de vruchtbaarheid van een water, het levend gewicht dat de visstand vertegenwoordigt en de produktie die deze stand realiseert bestaat een verband. De vruchtbaarheid wordt in dit artikel door het zomergemiddelde van het totaal fosfaatgehalte gekarakteriseerd.
Roofvispopulaties kunnen een maximum biomassa niet overschrijden. Bij een toename van de vruchtbaarheid, bij een kritische totaal-P gehalte, vindt er daarom overvloedige recrutering van planktivore vissen plaats, die niet door wegvraat van roofvissen wordt gecompenseerd. Deze totaal-P gehaltes zijn berekend aan de hand van een simpel model. De berekende waarden komen overeen met empirisch vastgestelde waarden, waarbij een omslag in wateren is waargenomen. Op grond van het hier gepresenteerde is er ruimte voor de veronderstelling dat, als er geen begeleidende maatregelen worden genomen, het herstel van de waterkwaliteit in de meeste meren niet eerder dan bij een totaal-P gehalte van minder dan 0,04-0,05 mg/l zal plaatsvinden. De toepassing van 'Actief Biologisch Beheer', waaronder het aanbrengen van inrichtingswerken, het aanleggen van visvriendelijke oevers en visstandbeheer wordt verstaan, biedt afhankelijk van de morfologie van een water, perspectieven op een blijvend herstel van de waterkwaliteit bij een totaal-P gehalte van 0,08-0,20 mg P/l. Vanuit het oogpunt van natuurbeheer (visetende vogels) en van visstandbeheer is het gewenst om permanent helder water door een combinatie van nutriëntverarming en Actief Biologisch Beheer te bewerkstelligen.

1. Inleiding

In de jaren vijftig en zestig ondergingen de aquatische ecosystemen in Nederland grote veranderingen. Ondergedoken waterplanten verdwenen en in de samenstelling van de visstand traden drastische wijzigingen op. Dit was het gevolg van tal van menselijke ingrepen waaronder die van een overmatige belasting van de wateren met fosfaat één van de belangrijkste was.

M. P. GRIMM
Witteveen + Bos
Raadgevende Ingenieurs

E. JAGTMAN
Rijkswaterstaat

M. KLINGE
Witteveen + Bos
Raadgevende Ingenieurs

In de laatste jaren is deze belasting door vergroting van de capaciteit om afvalwater te zuiveren en het vermogen om meer fosfaat in het zuiveringslib terug te houden, sterk verminderd. Het terugdringen van de aanvoer van nutriënten blijkt evenwel lang niet altijd te leiden tot een verwachte omslag van algenrijke, troebele systemen naar heldere wateren. Tot voor enkele jaren werd vrij algemeen bij een totaal-P concentratie van 0,1 mg P/l (zomergemiddelde) een omslag verwacht naar helder water. Eenmaal bereikt bleek dit niveau op een aantal plaatsen toch onvoldoende laag.
Het perspectief om via de beïnvloeding van het voedselweb de waterkwaliteit te verbeteren, 'Actief Biologisch Beheer' (ABB), is de laatste jaren nadrukkelijk onder de aandacht gebracht. Daarbij is vooral aandacht besteed aan de gevolgen van de grootschalige uitdunning of zelfs verwijdering van de visstand (zie onder andere [Hosper *et al.*, 1987]; [Meijer *et al.*, 1989, 1990 a]; [Van Donk *et al.*, 1989]). In een aantal proefwateren is er door middel van ABB een heldere en plantenrijke situatie gecreëerd, die nu al 5-7 jaar duurt. Of deze situatie blijvend zal zijn is een tot nu toe onbeantwoorde vraag.

De eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater, en de daartegen ingezette strategie van beheer heeft ons geleerd dat de blijvende helderheid van een water af hangt van de toevoer van nutriënten [Hosper *et al.*, 1987; Scheffer, 1988]. Dit betekent dat er een kritisch niveau van nutriëntgehaltes bestaat, waarboven de positieve effecten van ABB een tijdelijk karakter hebben. Een eerste inschatting is als totaal-P gehaltes eerder gepresenteerd als 0,10-0,20 mg P/l voor wateren boven de 10 ha [Hosper & Jagtman, 1990] en als 0,10-0,30 mg P/l voor kleinere wateren [Grimm & Backx, 1990].

In dit artikel proberen we het P-traject waarbinnen ABB een haalbare techniek is beter te definiëren. Daarbij staat de haalbaarheid om de verkregen toestand duurzaam te bewerkstelligen centraal.
Onze invalshoek is de visbiologie.
We concentreren onze aandacht op situaties waarin de natuurlijke aanwas van planktivore vissen, na toepassing van ABB, zo laag is dat er sprake is van een evenwicht tussen de roofvissen en de prooivissen. Doel van deze analyse is een hulpmiddel te ontwikkelen waarmee de haalbaarheid van P-reducerende ingrepen en van visstandbeheer beter kan worden ingeschat.

De opbouw van dit artikel is als volgt: Eerst berekenen we via een 'black box'-benadering een aantal belangrijke karakteristieken van duurzame evenwichtsituaties (§ 2-5). Daarbij worden talloze factoren die op micro-niveau binnen vispopulaties spelen niet meegewogen. Enkele voorbeelden zijn: de selectiviteit in de voedselkeuze; het verband tussen de dichtheid van de vispopulatie en het prooisucces; de bepalende invloed die de temperatuur op de voortplanting en de groei van vissen kan hebben.
Omdat een te sterke vereenvoudiging kan leiden tot onjuiste conclusies, toetsen we de praktische bruikbaarheid van de gevolgde berekeningsmethode door de karakteristieken van de berekende evenwichtsituaties (predator:prooi ratio's; kritische totaal-P concentraties) te vergelijken met een aantal in de praktijk geconstateerde fenomenen. Daarbij wordt de ontwikkeling van de visstand in reactie op eutrofiëring beschreven (§ 6).
Vervolgens bespreken we aan de hand van ons model dat, in de Nederlandse situatie, de weg van nutriëntverarming alleen weinig praktisch uitzicht biedt op de creatie van helder water (§ 7).
De meerwaarde van de toepassing van Actief Biologisch Beheer wordt in § 8 en 9 besproken.

2. De 'black-box' benadering

In onze benadering wordt de complexe werkelijkheid van het ecosysteem teruggebracht tot zes componenten (afb. 1). Centraal in deze benadering staat het evenwicht tussen de produktie van planktivore vissen en de consumptie door roofvissen. Als roofvissoorten hebben we gekozen voor de belangrijkste predatoren die van nature in onze wateren voorkomen: baars en snoek. Er wordt uitgegaan van situaties waarin de roofvispopulaties niet worden bevist.

We berekenen nu een aantal theoretische

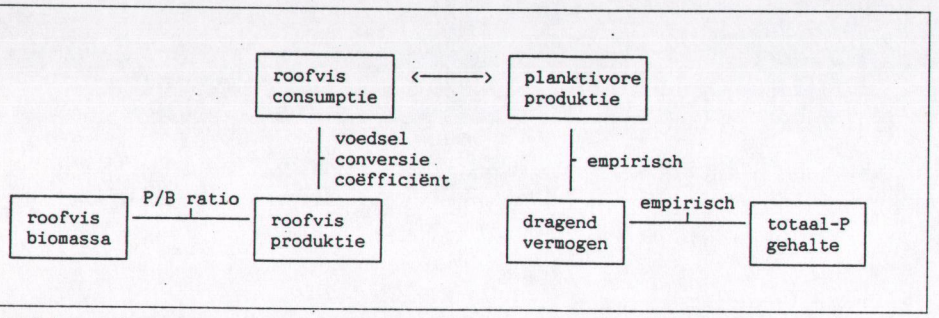


Fig. 1 - Schematische weergave van de relaties tussen de biomassa, produktie en consumptie door roofvis enerzijds en produktie van planktivore vissen, het dragend vermogen van een water in termen van biomassa en het totaal-P halte anderzijds. P/B = produktie:biomassa.

/enwichtsituaties waarin de produktie ın planktivore vissen (alle produktie oor middel van de aanwas van aantallen ı individuele groei voor sterfte) wordt :ompenseerd door de predatie van ofvissen. Vervolgens wordt de produktie ın de planktivore vissen en de grootte ın de visstand in deze evenwichtsituaties et empirische relaties in verband :bracht met de vruchtbaarheid van een- ater, gekarakteriseerd door het totaal-P halte [Grimm & Backx, 1990]. Met het taal-P gehalte wordt in alle gevallen het mergemiddelde bedoeld.

Roofvispopulaties en de consumptie n prooivis

biomassa en produktie van snoek

een water wordt de maximaal te reiken snoekbiomassa vooral bepaald or het aanbod aan ruimtelijke ucturen, i.c. de water- en oeverplanten. oekpopulaties zijn dan ook niet zonder er te verdichten door het uitzetten van lividuen. Een verhoging van de omassa kan doorgaans worden ge- aliseerd door het specifieke leefmilieu n snoek uit te breiden. In een optimaal oekwater, zoals een dichtbegroeid tgat in een Hollandse polder kan de oekbiomassa tot 65-75 kg/ha reiken rimm, 1989]. Voor meer open, weidse teren, zoals de randmeren, wordt ngenomen dat als de ondergedoken terplanten zich over 40% van het pervlak van het meer hebben gevestigd er goed ontwikkelde opstanden van ierse planten in de oeverzone aanwezig ı, de biomassa 30-40 kg/ha kan dragen.

produktie van snoekpopulaties wordt schat aan de hand van de P/B oduktie/Biomassa) ratio. Johnson 66] stelde een P/B ratio van 0,26 vast or de (onbeviste) snoekpopulatie van ke Windermere. Eigen berekeningen en dat in wateren met een goed wikkeld submers plantendek waarin lurende het groeiseizoen veel jonge snoek aanwezig is, de P/B ratio minimaal 0,4-0,5 bedraagt.

De biomassa van baars

Baars is een vissoort van zowel diepe als ondiepe wateren met een spaarzame tot matige onderwatervegetatie.
De begroeiing in de oeverzone is daarbij, in tegenstelling tot hetgeen voor snoek het geval is, van minder belang.
De prooiselectie van baars is leeftijds- (lengte-) gebonden. In onze eutrofe wateren zijn eenjarige baarzen vaak planktivoor.
Grotere vissen kunnen visjes eten, maar foerageren veelal op muggelarven, aasgarnalen en groot zoöplankton. Pas vanaf 25-30 cm wordt vrijwel uitsluitend vis gegeten.

Van baarspopulaties zijn maximum bestanden van 50-70 kg/ha bekend [Carlander, 1977]. Daarbij worden dan alle levensstadia, die op basis van het voedselzoekgedrag kunnen worden onderscheiden, meegeteld. Er zijn geen gegevens beschikbaar over het gewichtsaandeel van visetende baars in deze populaties. Eigen waarnemingen in het recentelijke verzoete Volkerak-Zoommeer geven ruimte voor de veronderstelling dat het visetende deel van een baarspopulatie een biomassa van maximaal 30 kg/ha kan bereiken.

De produktie van baars

Vanwege de onzekerheid over de maximale biomassa van visetende baars wordt de maximum produktie geraamd op basis van jaarlijkse vangstgegevens van een aantal Europese meren (Tabel I).
Bij de baarsvisserij worden met name de grote individuen, dat zijn dus de viseters, geoogst. De maximaal duurzame oogst van deze vissen in een intensieve visserij kan als maat voor de maximale produktie van het visetende deel van de populatie worden gebruikt. Het is dus niet nodig om een nauwkeurige schatting van de maximale biomassa aan piscivore baars en van de P/B ratio van het piscivore bestand te maken.
Wat in tabel I opvalt is de grote spreiding in de vangst van baars in deze wateren. Eén van de oorzaken hiervoor is dat de vangsten worden beïnvloed door de mate van eutrofiëring van de meren (zie onder § 7). Consistent in tabel I is de maximale waarde die voor de meren 8 kg/ha niet overstijgt. Op grond daarvan wordt de produktie van piscivore baars in een typisch baarswater op 8 kg · ha^{-1} · jr^{-1} geraamd.

Prooiconsumptie door roofvissen

De hoeveelheid prooivis die nodig is voor de produktie van een roofvispopulatie wordt bepaald door het netto rendement dat bemachtigde prooivissen opleveren. De energie gespendeerd aan de jacht, de energie-inhoud van de prooi en de (leeftijdsafhankelijke) efficiëntie van de metabolische omzetting zijn hierop van invloed. In de praktijk blijken op vis jagende baarzen en snoeken bij voorkeur prooien tot een lengte van 15 cm te eten [Backiel, 1991]. Bij deze prooilengte bepalen met name de wijze van bejaging en de metabolische omzetting het netto

TABEL I – *Oogst aan baars in diverse wateren in Europa.*

Referentie	Naam water	Oogst baars kg/ha.jr
van Densen *et al.*, 1990	IJsselmeer	2-4
	Meer van:	
Hartmann & Numann, 1977	Constance	8,0 *
Löffler, 1990		
Müller, 1990		
Gerdeaux, 1990	Geneve	7 ± 5
Müller, 1990	Geneve	5,6
	Neuchâtel	6,2
	Zürich	6,9
	Biel	3,3
	Lugano	1,9
	Walenstadt	1,8
	Murten	8,2
	Baldegg	5,3

* Gemiddelde waarde voor geheel Lake Constance over de periode 1977-1986.

TABEL II – *Gebruikte P/B ratio's en trofische efficiënties.*

Soort	P/B ratio	Trofische efficiëntie
baars	–	16-18 %
snoek	0,4-0,5	20%

rendement. Deze zogenaamde voedselconversie is voor snoek, die vanuit hinderlaag jaagt, wat gunstiger dan voor de in scholen jagende en achtervolgende baars. In tabel II is de voedselconversie voor snoekpopulaties [Willemsen, 1965; Weithman & Anderson, 1977; Raat, 1990] en voor baarspopulaties [Popova & Sytina, 1977] gegeven.
In tabel III is het berekende totale gewicht aan prooivis (planktivore vissen van 0-15 cm) vermeld, zoals dat door roofvispopulaties onder verschillende omstandigheden wordt gegeten.

4. Vissen tot een lengte van 15 cm domineren het voedselweb

Maximaal toelaatbare produktie van deze lengteklasse

Vissen tot een lengte van 15 cm vormen een aparte ecologische groep. Zij eten in het algemeen uitsluitend en zeer efficiënt zoöplankton en reguleren zo indirect de basis van de voedselpyramide: het fytoplankton. Wanneer grote aantallen van deze doorgaans 1-3 zomers oude exemplaren voorkomen, kan de groei en de produktie van oudere vissen worden benadeeld.

De produktie van de vissen van 0-15 cm blijkt in de Nederlandse binnenwateren door de jaren heen in hoge mate constant. Zij bedraagt uitgedrukt in kg. ca. 80% van de biomassa van de totale visstand, die in een onbevist water aanwezig kan zijn [Grimm & Backx, 1990].
Vanwege de dominante invloed die vis tot 15 cm op het ecosysteem heeft en vanwege de prooivoorkeur van roofvissen voor deze lengte is alleen de produktie van deze groep in de berekening van de evenwichtsituatie (roofvisconsumptie = prooivisproduktie) betrokken.

Een volledige wegvraat door roofvis van alles wat er aan planktivore vis van 0-15 cm wordt geproduceerd, neemt de predatiedruk op het zoöplankton weg. Daarmee wordt de eerste schakel in de keten van processen naar helder water verkregen. Evenwel, een volledige wegvraat van prooivis is biologisch gezien onwenselijk. Immers, de sterfte onder grotere vissen zou dan niet langer door natuurlijke recrutering vanuit de groep van 0-15 cm worden gecompenseerd.

De produktie van planktivore vissen moet dus hoger zijn dan de consumptie door roofvissen. Op basis van berekeningen met een aantal visbiomassa's en groei- en mortaliteitsgegevens wordt geschat dat 15-30% overproduktie van planktivore vissen < 15 cm nodig is om de populatie van grotere vissen in stand te houden. Voor de berekening van de situatie, waarin de produktie van de kleine vissen door roofvissen afdoende wordt gereguleerd, is voor deze overproduktie een waarde van 20% aangehouden.

In Tabel III zijn de produkties van planktivore visbestanden berekend, die toelaatbaar zijn in een theoretische evenwichtsituatie. Deze tabel illustreert dat als de levensvoorwaarden optimaal zijn, een snoekpopulatie een hogere wegvraat van prooivis realiseert dan een baarspopulatie.

5. Visbiomassa en de produktie van planktivore vissen hangen samen met het totaal-P gehalte

Een toevoeging van voedingszouten aan een water vertaalt zich in eerste instantie in een verhoging van de algenbiomassa. Deze algen worden vervolgens begraasd door watervlooien. Waar geen vissen aanwezig zijn, vertaalt zich een bemestingsgift in een toename van de zoöplanktonbiomassa en in een geringe aanwezigheid van algen [Meijer *et al.*, 1990b; Moss, 1987].
In het geval er wel vissen aanwezig zijn die watervlooien als voedsel gebruiken vindt er een selectieve wegvraat van de grotere algenfilterende watervlooien plaats (afb. 2). Als de produktie van algen niet langer wordt beteugeld, neemt hun biomassa toe. Algen die niet worden weggegraasd sterven en worden voor een belangrijk deel als detritus benut door macrofauna of door bacteriën weer omgezet in biologisch beschikbare voedingszouten. De macrofauna wordt weer als visvoedsel benut.

Een verhoging van het nutriëntgehalte in een systeem resulteert derhalve in een verhoging van de produktie op alle trofische niveaus vanaf de algen tot en met de planktivore en benthivore vissen. Wat de visstand betreft is deze relatie proefondervindelijk in de commerciële viskweek vastgesteld. De bemesting van produktievijvers vertaalt zich binnen enkele weken in een verhoogde visproduktie, die tot 1000 kg · ha^{-1} . jr^{-1} kan oplopen.

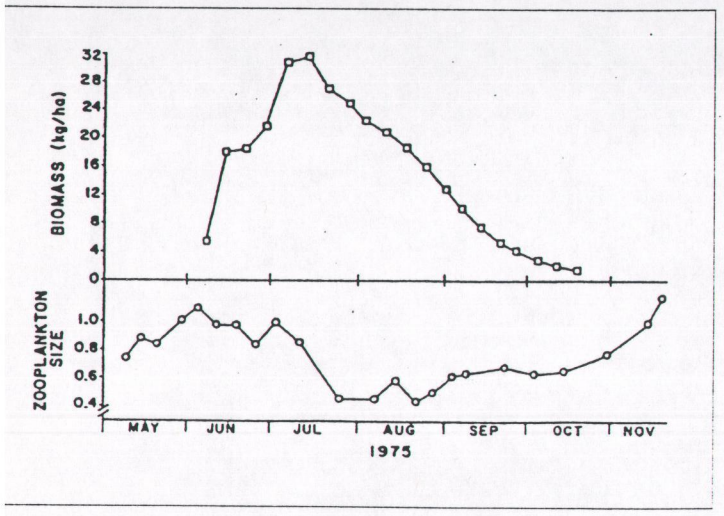
Eerder werd in dit artikel aangegeven dat de produktie van het planktivore visbestand (< 15 cm) reikt tot ca. 80% van de biomassa van de gehele vispopulatie. Voor natuurlijke wateren is door Hanson & Legget [1982] de relatie beschreven tussen de totale visbiomassa en de concentratie van totaal fosfaat. De door hen voor Noord-Amerikaanse meren gerapporteerde verbanden, blijken ook voor Duitse (stuw)meren en voor Nederlandse plassen en meren toepasbaar (afb. 3). Gelet op bovengenoemde verbanden kunnen we stellen dat zowel visbiomassa als visproduktie gekoppeld zijn aan en gemaximeerd worden door het gehalte aan voedingszouten, waarvan het gehalte aan totaal-fosfaat een goede graadmeter is. Wijzigingen in het fosfaatgehalte vertalen zich in de meeste wateren op termijn in veranderingen van de visbiomassa. Zo verdubbelde de visbiomassa in het Zwitserse Sarnenmeer in reactie op een toename van het totaal-P gehalte van 0,005 mg/l naar 0,022 mg/l en

TABEL IV – *De berekening van totaal-P concentraties (zomergemiddelden in µg/l) in wateren, waarin de roofvis- en prooivisstand elkaar theoretisch in evenwicht houden. De predator:prooi ratio en het gewichtspercentage van de visstand dat door planktivore vissen (PV) wordt ingenomen als parameters voor evenwichtsituaties. 1 = polderwater; 2 = Meren en Plassen met een areaalbedekking met submerse vegetatie van 40% en een baarspopulatie in de onbegroeide arealen die 50% van de maximale produktie realiseert.*

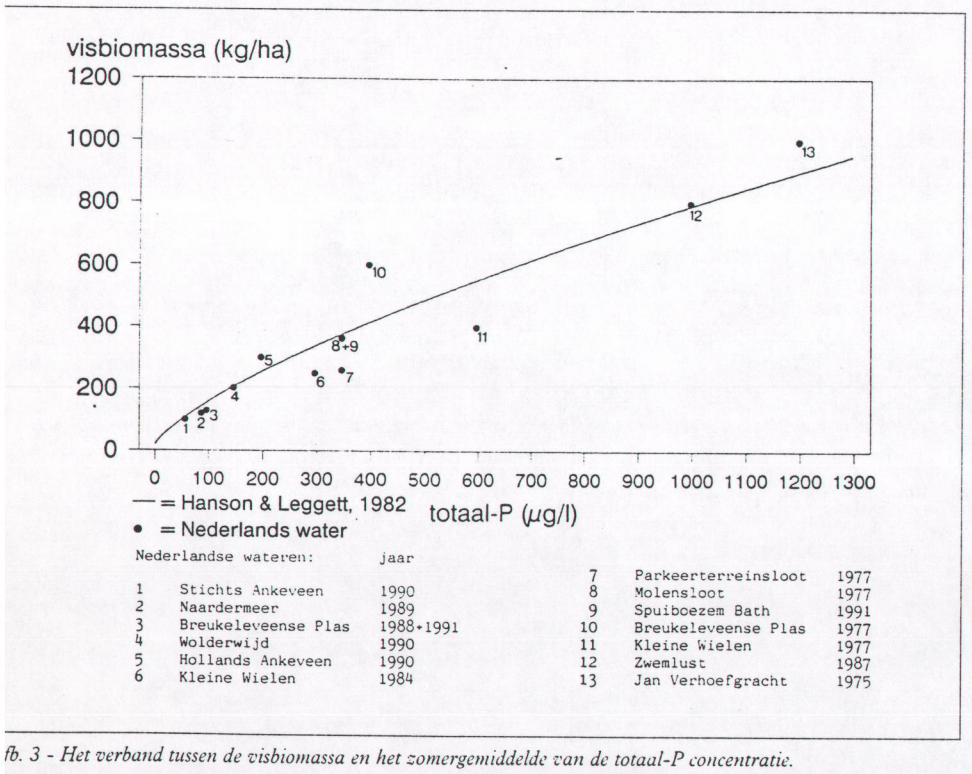
Predator	Toelaatbare produktie planktivoren	Totale biomassa prooivis + roofvis	Predator: prooi	PV %	tot-P (µg/l)
baars	53-60	66-75	?	?	30-36
1) snoek	168-210	202-252	0,4-0,5	65-72	149-199
2) snoek + baars	111-135	133-162	?	?	81-107

TABEL III – Maximale produktie van roofvissen, de daaraan gekoppelde hoeveelheid prooivis die theoretisch wordt gegeten en de berekende toelaatbare produktie van planktivore vissen (biomassa in kg/ha; alle andere waarden afgerond op hele $kg.ha^{-1}.jaar^{-1}$). 1 = snoek in een polderwater: 2 = snoek in meren en plassen.

Soort	Maximum biomassa	Maximum produktie	Door roofvis gegeten	Toelaatbare planktivore produktie
baars	?	8	44-50	53-60
snoek	1) 70	28-35	140-175	168-210
	2) 35	14-17,5	70-87,5	84-105



Afb. 2 - Het verband tussen de biomassa van planktivore vissen en de afmeting van het zoöplankton in meren waarin Daphnia hyalina dominant is (naar Mills et al, 1987).



fb. 3 - Het verband tussen de visbiomassa en het zomergemiddelde van de totaal-P concentratie.

alveerde deze biomassa weer nadat het -gehalte over hetzelfde traject afnam. ie responstijd was in beide gevallen -6 jaar [Müller, 1990]. Ook in Neder-ndse wateren, zoals de Noord-Hollandse n Utrechtse Vechtplassen, vertaalde de rugdringing van het fosfaatgehalte zich een merkbare afname van de visstand Grimm & Backx, 1990].

De totaal-P gehaltes waarboven de roduktie van planktivore vissen de nsumptie van roofvissen ontstijgt. e theoretische samenstelling van spopulaties in evenwichtsituaties

esumerend: De totale produktie van vis ingt samen met het totaal-P gehalte. os daarvan bestaat er een maximum voor de dichtheid van de roofvispopulatie. Aan de hand van de onder 5 beschreven empirische relaties laat zich berekenen wat de totale visbiomassa is, die bij de maximaal toelaatbare produktie aan planktivore prooivis hoort. Vervolgens kan dan, met behulp van de in afb. 3 gegeven relatie, het totaal-fosfaat gehalte worden berekend dat kenmerkend is voor deze evenwichtsituatie. In tabel IV zijn de karakteristieken van een aantal evenwicht-situaties gegeven.
Volgens deze theoretische berekeningen is er sprake van een evenwichtsituatie (i.e. de roofvis controleert de aanwas van de prooivis) als de verhouding tussen de biomassa van de predator en die van de prooi hoog ($> 0,4$) is. In wateren waar baars de enige predator is, is een omslag naar een door planktivore vis gedomineerd systeem te verwachten rond een P-gehalte van 0,03-0,04 mg/l. Alleen in het geval dat snoek als predator een rol speelt, is er onder meer voedselrijke omstandigheden sprake van een evenwicht tussen prooi- en roofvis. In meren en plassen met een areaalbedekking met submerse vegetatie van $\pm$ 40% ontgroeit de prooivis de controle van roofvis vanaf een totaal-P gehalte van 0,08-0,11 mg/l. In polder-wateren met een grotere snoekstand is dit het geval bij een totaal-P gehalte van 0,15-0,20 mg/l.

7. Realiteitswaarde evenwichts-berekeningen. Bruikbaarheid van het totaal-fosfaat gehalte en de predator:-prooi ratio als indicatoren voor eutrofiëring

Zoals wij al in de inleiding opmerkten zijn de in tabel IV vermelde berekeningen het resultaat van een modelmatige benadering (afb. 1), die berust op een versimpeling van de werkelijkheid. De bruikbaarheid van dit model behoeft dan ook nog nader onderzoek. Een eerste waardebepaling aan de hand van literatuurgegevens is hieronder gegeven:

De geschiedenis van Engelse veenplassen
Een eerste aanwijzing dat de kritische nutriëntniveaus die zijn berekend werkelijkheidswaarde hebben wordt verkregen aan de hand van het paleo-botanisch onderzoek in het veengebied van de 'Norfolk Broads' in Engeland. Dit wijst uit dat het aquatisch ecosysteem in zijn ontwikkeling van een oligotrofe vervening naar een eutroof en troebel water drie fasen heeft gekend [Moss, 1987]. Deze zijn afgebakend door fosfaat-gehaltes van $\pm$ 0,05 en $\pm$ 0,10 mg P/l. Deze grenswaarden weerspiegelen het stapsgewijze verloop van het eutro-fiëringsproces (zie ook [Scheffer, 1990]) in dit veenplassengebied en kunnen aan de hand van het voorgaande als volgt worden geduid:
De spaarzaam begroeide en voedselarme meren en plassen waren wateren waarin de baars als predator domineerde. Voedselverrijking daarvan leidt uit-eindelijk tot algenrijk en troebel water. De weg daarheen kan via twee wegen afgelegd worden. Wij stellen ons dat als volgt voor:

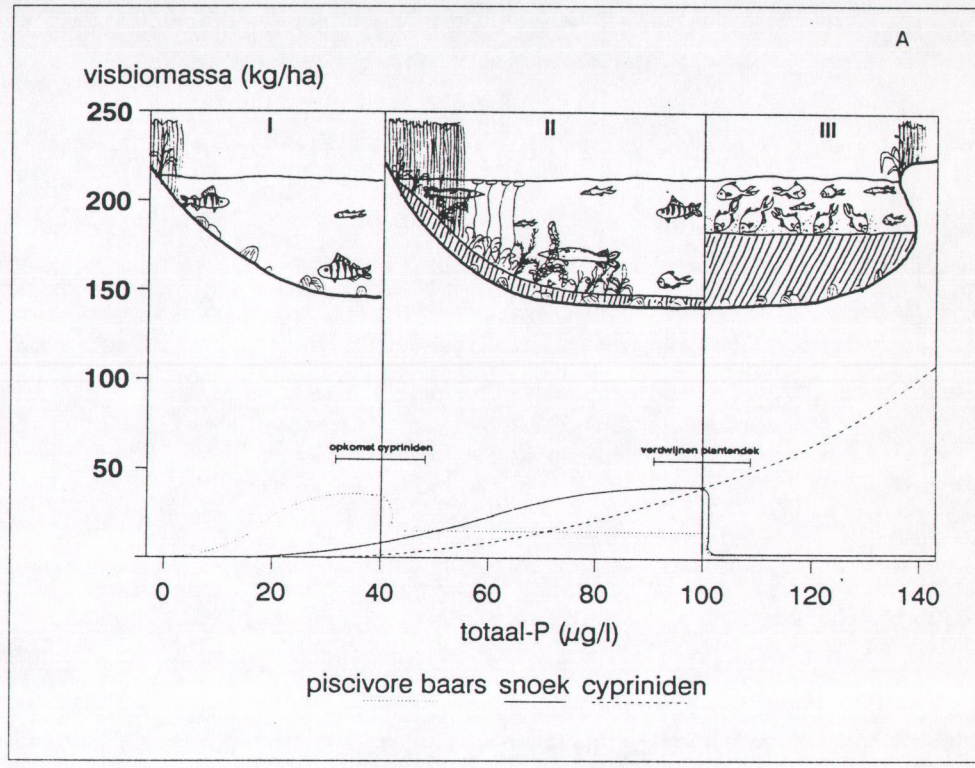
a) Gaat het proces van verrijking langzaam, dan heeft dat de vorming van goed ontwikkelde plantengordels in de oeverzone en van een submers plantendek tot resultaat. Onderwater-

planten beslaan, zoals in de meeste Nederlandse plassen van voor 1950, het merendeel van het bodemareaal.

Het viswatertype 'baarswater' gaat geleidelijk over in het type 'snoekwater'. Er stelt zich op een hoger produktiviteitsniveau een nieuwe evenwichtsituatie in, die gekenmerkt wordt door een hogere visbiomassa. De grotere baars, een slechte jager in dicht plantendek, neemt naarmate de begroeiing toeneemt als roofvis in betekenis af. In polderwateren die geheel overgroeien worden ze van ondergeschikt belang; in grotere meren, met naast overgroeide arealen ook onbegroeide gebieden, blijven zij als predator van invloed.
Bij voortschrijdende eutrofiëring en een daaraan gekoppelde overproduktie van planktivore vis vindt tenslotte een overgang naar een door planktivore vissen gedomineerd evenwicht plaats. In de 'Norfolk Broads' is dit het geval rondom de door Moss (op.cit.) gevonden waarde van 0,1 mg P/l (zie tabel IV; afb. 4). Door de ongecontroleerde aanwas van planktivore vissen nam de algen biomassa toe. Daardoor verslechterde het licht- en leefklimaat voor de ondergedoken vegetatie. Met het verlies van de vegetatie verdween de snoekstand, waardoor hun predatie een te verwaarlozen factor geworden is.

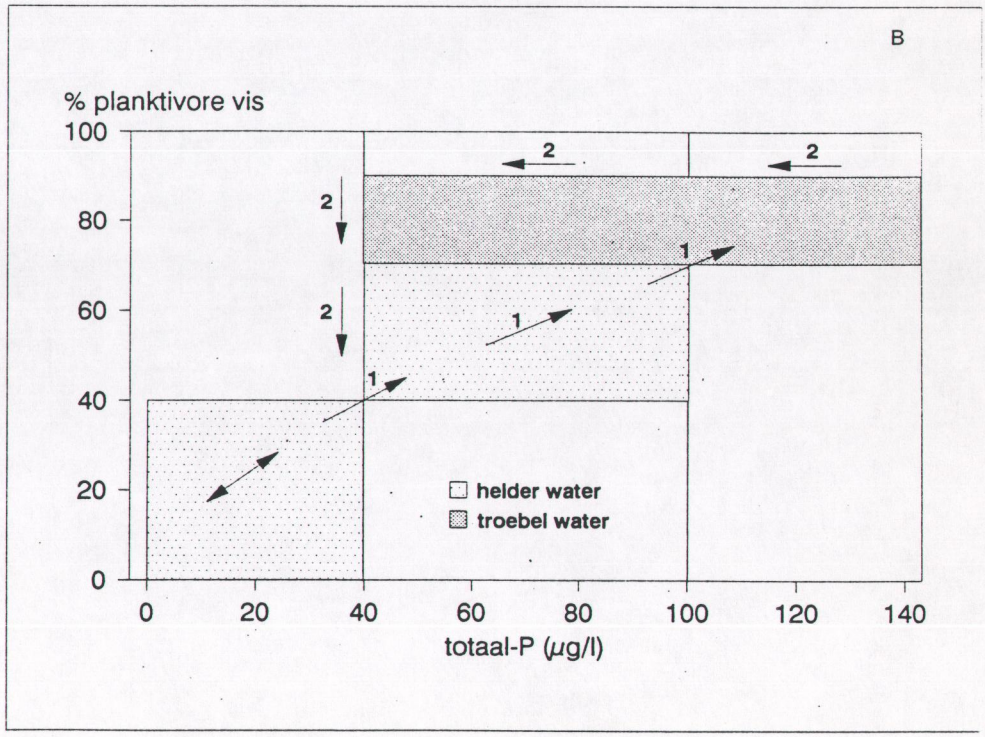
b) Verloopt het proces van voedselverrijking snel en is er geen sprake van een toename van de vegetatie en in samenhang daarmee van de snoekstand, dan ontstijgt de produktie van planktivore vissen de predatie door baars. Het gevolg daarvan is een sneeuwbaleffect dat zich voor de baarsstand als volgt laat beschrijven:
De larven van roofvissen zijn de eerste vislarven die in de lente de wateren bevolken. In een oligotroof water, waar de stand aan planktivore vis gering is, betekent dit dat zij als eerste toegang hebben tot de voedselbron. Dit is met name voor baars van belang. De vissen van deze soort voeden zich gedurende de eerste 3-5 maanden van hun leven met zoöplankton. Is er, zoals in voedselrijke wateren, al in de lente sprake van veel jonge cypriniden (karperachtigen) en derhalve van een maximaal planktivoor bestand, dan speelt de competitie om voedsel een rol van betekenis (zie ook 4). De baarslarven verliezen het daarbij van de 1-3 jarige witvissen met als gevolg dat nieuwe jaarklassen van baars zwak zijn [Persson, 1987; Persson *et al.*, 1988]. Baarspopulaties gaan dan ook snel achteruit in geëutrofieerde wateren

Afb. 4 - Weergave van de drie stadia van het eutrofiëringsproces in ondiepe meren en het bijbehorende verloop in de biomassa en het % planktivore vis.



Afb. A
I. Oligotroof systeem met weinig onderwatervegetatie. Roofvis: baars
II. milde eutrofiëring: vegetatie ontwikkeld, 40-80% van bodemareaal begroeid met ondergedoken waterplanten, bodem bedekt met plantaardig afval. Belangrijkste roofvis: snoek
III. zware eutrofiëring: waterplanten zijn verdwenen, verbraseming, visbiomassa passeert 150 kg/ha, afgekalfde oevers, dominantie van algen, bodem bedekt met dikke sliblaag.

Afb. B - Het aandeel planktivore vis neemt toe als het ecosysteem van de ene fase in de andere overgaat (naar Jeppesen et al., 1990). In reaktie op eutrofiëring verloopt de ontwikkeling van de visstand in ondiepe meren en plassen meestal via 1 (van baars, via snoek naar brasem). De ontwikkeling bij oligotrofiëring verloopt meestal via 2, omdat het snoekbiotoop in veel gevallen niet meer aanwezig is.



vergelijk bijvoorbeeld de jaaropbrengst van het voedselrijke IJsselmeer met die van het voedselarme Meer van Constance; abel I).

Een omslag naar een volledig door planktivore vis gedomineerd water vindt n zo'n situatie plaats als het totaal-P gehalte een waarde van 0,03-0,04 zie: tabel IV) overschrijdt.

Deense- en Zweedse meren

Een tweede aanwijzing van de werkelijkheidswaarde van de berekende kritische totaal-P gehaltes wordt verkregen uit de analyse van de gegevens van de visstand, de onderwatervegetatie en de totaal fosfaatgehaltes van Zweedse- en Deense meren [Jeppesen, 1990 a,b]. De samenstelling van de visstand in een aantal Zuid-Zweedse meren, waar baars de enige roofvis was, en die in een aantal Deense meren, waarin naast baars ook snoek voorkomt, wijst uit dat in deze wateren, overeenkomstig het hierboven beschrevene, twee alternatieve situaties bestaan:

In de eerste geval beslaat planktivore vis 50-60% van de populatie, in het andere geval vertegenwoordigt deze vis meer dan 95% van de visstand (afb. 4; Tabel IV). De kritische waarde van het totaal-P gehalte waarbij er sprake is van een omslag ten gunste van een dominantie van planktivore vissen ligt in het geval van de baars wateren bij ± 0,04 mg P/l. In het geval dat naast baars ook snoek als predator aanwezig is, is er sprake van een omslag als een totaal-P gehalte van 0,1 mg/l wordt overschreden (afb. 4). Onder de 0,05 mg P/l trof Jeppesen (op. cit.) alleen helder en plantenrijk water aan. In het traject van 0,05-0,10 mg P/l vinden troebele algenrijke meren, maar ook heldere plantenrijke wateren voor te komen. Boven de grens van 0,10 mg P/l zijn de meren, behalve die waar regelmatig vissterfte (wintersterfte) optreedt, troebel. Deze gegevens laten zien dat ook hier sprake is van een stapsgewijze verandering in de verschijningsvorm van het water. De veranderingen laten zich op vergelijkbare wijze als voor de 'Norfolk Broads' verklaren.

Uit het bovenstaande kan geconcludeerd worden dat zowel de eutrofiëringsgeschiedenis van de 'Norfolk Broads' als de analyse van Deense en Zweedse meren goed aansluit bij de gevonden kritische totaal-P gehaltes waarboven een omslag naar een nieuwe evenwichtssituatie te verwachten is. Zeker als hierbij beseft wordt dat in zowel typische baars- als snoekwateren er altijd nog een kleine aanvullende predatie door minder belangrijke predatoren (snoek en aal in typische baarswateren; baars en aal in typische snoekwateren) plaatsvindt.

8. Effecten van voedselverarming. Perspectieven met betrekking tot vergroting van de helderheid van het water

Het is van belang te beseffen dat het overgrote deel van de Nederlandse meren en plassen in de loop van de tijd hun begroeide oeverarealen verloren hebben en dat als gevolg daarvan geërodeerde holle oevers resteren. Qua inrichting hebben zij hun potentie als snoekwater verloren en zijn zij het best met baarswateren te vergelijken.

We kunnen nu een belangrijke constatering doen: De nutriëntverrijking gebeurde in een snoekbiotoop. Nutriëntreductie wordt in het algemeen doorgevoerd in wateren die qua inrichting niet meer voor snoek, maar het meest voor baars geschikt zijn. Dat betekent, zo leren ons de beschouwingen in paragrafen 5-6 dat zij pas effect kan sorteren op de samenstelling van de visstand wanneer de P-concentratie ca. 0,04 mg P/l of lager is! Een en ander is weergegeven in afb. 4.

Een herstel van de waterkwaliteit (doorzicht > 1 m; geen bloei van blauwalgen: groei van kranswieren, waterpest en breedbladige fonteinkruiden) bij totaal-P concentraties die hoger zijn dan 0,04 mg/l is alleen te verwachten als water- en oeverplanten zich spontaan vestigen en als daardoor een toename van de snoekbiomassa wordt bewerkstelligd.

Deze kolonisatie van planten is tot nu toe in de meeste meren uitgebleven. Dit geldt in het bijzonder voor veenplassen. Hier bemoeilijkt de tot weke modder gemineraliseerde veenbodem de 'worteling' van ondergedoken waterplanten, door de hoge mate van resuspensie is er een slecht lichtklimaat voor de kieming en langs de afgekalfde en/of beschoeide oevers bestaat er geen geschikt klimaat voor vestiging. Vanuit visbiologisch oogpunt is het dan ook verklaarbaar dat de omslag naar helder water in meren, zoals bijvoorbeeld het Veluwemeer, de Reeuwijkse plassen en de Nieuwkoopse plassen is uitgebleven.

In deze wateren zijn vèrgaande reducties tot een niveau van 0,07 mg totaal-P/l gerealiseerd.

Het is dan ook waarschijnlijk dat de perspectieven voor een aanmerkelijke vergroting van het doorzicht via het spoor van de voedselverarming doorgaans in de praktijk niet haalbaar zal zijn. Een reductie tot onder de niveaus die hier zijn genoemd, is door de vereiste stringente maatregelen praktisch gesproken alleen te bereiken in wateren waarvan het watervoorzieningsgebied van beperkte omvang is.

Daarbij: we kunnen ons de vraag stellen of een dergelijke vergaande verarming van een water ook wel wenselijk is. Immers, een verregaande reductie van de visstand zal onvermijdelijk gevolgen hebben voor de belangrijkste gebruikersgroepen daarvan, te weten: de visetende vogels en de (beroeps)vissers. In deze wordt onder de aandacht gebracht dat de gestage toename van de stand van de fuut en de blauwe reiger in de jaren 60 en 70 niet los is te zien van de eutrofiëring en de daaraan gekoppelde toename van de stand van vissen met een lengte tot ca. 15 cm.

De inzet van nutriëntverarming als enig middel tot het herstel van helder water heeft dus niet alleen het bezwaar van praktische onhaalbaarheid, maar kan ook met het oog op het behoud van natuur, van recreatie (sportvisserij) en van exploitatie (beroepsvisserij) ongewenst zijn.

Uit het bovenstaande blijkt dat de verdere verbetering van de waterkwaliteit bij fosfaatgehaltes, die in de Nederlandse praktijk nog wel gerealiseerd kunnen worden, haalbaar is als er additionele maatregelen worden genomen om een water weer de karakteristieken van een snoekbiotoop terug te geven. Dat wil zeggen: pas aanvullend Actief Biologisch Beheer toe.

9. Actief Biologisch Beheer als additionele maatregel

De potenties van een ecosysteem om zich tot een snoek-, danwel snoek/baars-water om te vormen bepalen welk pakket aan maatregelen in het kader van 'Actief Biologisch Beheer' in een water moet worden genomen. Wanneer er geen goede omstandigheden zijn voor de spontane ontwikkeling van bijvoorbeeld rietgordels in de oeverzones en van waterplanten in het meer zelf, dan zullen deze moeten worden geschapen, willen rigoureuze ingrepen in de visstand blijvende positieve veranderingen kunnen bewerkstelligen.

In onze veenplassen kan dit betekenen, dat er milieu- en vooral visvriendelijke oevers worden aangelegd en dat de bewegelijke modderlagen van de waterbodems worden geïmmobiliseerd, bijvoorbeeld door het aanbrengen van (tijdelijke) wind- en golfbrekende werken, zoals legakkers, onderwaterschermen, of door het afdekken van de bodem met geotextiel en zand. Waar er duidelijke aanwijzingen zijn, dat de waterplanten zich spontaan

zullen vestigen, zoals in het 'Wolderwijd-Nuldernauw' waar al submerse vegetaties voorkomen, kan het ABB zich beperken tot ingrepen in de visstand en maatregelen voor de optimalisering van de oever-arealen. Daarbij wordt de duur van het terughouden van de visstand mede bepaald door de tijd die voor de kolonisatie van het meer door waterplanten nodig is.

De haalbaarheid van een nieuw gecreëerd en duurzaam evenwicht wordt vooralsnog alleen reëel verondersteld in wateren, waar goede levensvoorwaarden voor snoek kunnen worden geschapen en waar het totaal-fosfaat gehalte maximaal 0,1-0,2 mg P/l bedraagt. Het nieuwe ecosysteem dat zich in heeft gesteld zal als ecotype 'ondiep en begroeid water' zelf handhavend zijn.

In andere wateren en onder meer eutrofe omstandigheden is een permanent beheer gewenst.

9.1. *ABB in wateren met een hoog producerend vermogen*

Voorzover nu is na te gaan hebben wateren die een bodem van rivier- of zeeklei hebben een hoge vruchtbaarheid. Deze wateren vormen een groep apart. Er kan een hoge visbiomassa voorkomen, terwijl het totaal fosfaatgehalte in de waterkolom relatief laag is. Vooralsnog veronderstellen we dat de voedingszouten via een kringloop in de bodem ter beschikking komen aan het voedselweb. Op welke manier dat precies gebeurt zal nader onderzoek moeten leren.
Voor deze wateren is het totaal-fosfaat-gehalte in de waterkolom geen goede graadmeter als het gaat om te beoordelen of ABB een haalbare vorm van beheer is waarmee lange-termijneffecten (meer dan tien jaar helder plantenrijk water) kunnen worden bewerkstelligd. Hier moet de visbiomassa als indicator voor de vruchtbaarheid worden gebruikt.
Waar een visstand in stand wordt gehouden die boven een kritisch niveau van 150-250 kg/ha ligt (Tabel IV), kan de toepassing van ABB theoretisch gezien geen lange-termijneffecten bewerkstelligen. Daarmee komt zij overeen met wateren met een totaal-fosfaat gehalte boven de 0,1-0,2 mg/l. Immers, er is in deze wateren sprake van een potentiële overproduktie van planktivore vissen, die niet door roofvissen kan worden beteugeld.
De eerste proefobjecten waar ABB is toegepast behoren tot de groep van zeer eutrofe (Zwemlust) en kleiwateren (Bleiswijkse Zoom ; Noorddiep).

Onderzoek in deze wateren, die nu al 5-7 jaar helder zijn, leert dat de dominantie van algen alleen tegengegaan wordt door de overheersende invloed van de hogere waterplanten, die meer dan 50% van de bodem hebben overgroeid. Zij bewerkstelligen een beperking in de algengroei door vastlegging van stikstof en leggen een deel van het reservoir aan fosfor vast [Van Donk *et al.*, 1990]. Ook sluiten de planten de toegang naar de bodem af en benadelen daarmee vissen die speciaal daar hun voedsel zoeken. De toename van de visstand verloopt daardoor traag. De komende jaren zullen uitwijzen op welke termijn de visbiomassa een kritisch niveau bereikt. Naar het zich laat aanzien kan de natuurlijke opeenvolging van soorten binnen de onderwatervegetatie daarbij een rol van betekenis spelen. Door dit proces worden velden van kranswieren en waterpest verdrongen door hoornblad en ijle fonteinkruiden, die de visproduktie niet of nauwelijks belemmeren.

Wat troebele, algenrijke wateren betreft die een hoog producerend vermogen hebben kan de waterkwaliteitsbeheerder de situatie met helder water alleen maar bereiken én behouden door (periodiek) ingrijpen in het ecosysteem. De handvatten voor beheer zijn de visstand en de waterplanten.

10. Conclusie

Naar het zich laat aanzien kan de waterkwaliteitsbeheerder niet uitsluitend opteren voor de alternatieven 'nutriënt-verarming' of 'Actief Biologisch Beheer', maar rest hem op basis van overwegingen van maatschappelijke, ecologische en financiële aard een combinatie van de twee beheersinstrumenten. Dit geldt evenzeer voor natuur- en visstand-beheerders. Immers, de principale gebruikersgroepen van de visstand in onze meren en plassen, de vissers en de visetende vogels zullen bij een vèrgaande voedselverarming hun draagvlak verminderd zien.
De spil waar het bij het ontwerpen van een pakket van beheersmaatregelen om draait, is dat de levensvoorwaarden voor roofvissen in onze wateren worden versterkt. Dat betekent dat Actief Biologisch Beheer niet alleen het verwijderen van de visstand maar ook de restauratie van oever- en bodemarealen kan behelzen.

Literatuur

Backiel, T., (1991). *Piscivory of freshwater fishes in Europe. Contribution to the international seminar on mass removal of (unwanted) fish in large inland waters.* June 10-12, 1991, Lahti, Finland.

Carlander, K. D., (1977). *Biomass, production, and yields of walleye (Stizostedion vitreum vitreum) and yellow perch (Perca flavescens) in North American Lakes.* J. Fish. Res. Board Can. 34: 1602-1612

Densen, W. L. T. van, Cazemier, W. G., Dekker, W., Oudelaar, H. G. J., (1990). *Management of fish stocks in Lake IJssel, The Netherlands. W. L. T. van Densen, B. Steinmetz, R. H. Hughes (eds) 1990. Management of freshwater fisheries.* Pudoc. Wageningen.

Donk, E. van, Gulati, R. D. & Grimm, M. P., (1989). *Food web manipulation in lake Zwemlust: Positive and negative effects during the first two years.*

Gerdaux, D., (1990). *Fisheries management in an international lake: Lake Geneva. W. L. T. van Densen, B. Steinmetz, R. H. Hughes (eds) 1990. Management of freshwater fisheries.* Pudoc. Wageningen.

Grimm, M. P., (1989). *Northern pike (Esox lucius L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters.* Hydrob. Bulletin, 23:61-67.

Grimm, M. P. & Backx, J. J. G. M. (1990). *The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutriënt concentration.* Hydrobiologia 200/201: 557-566. *R. D. Gulati, E. H. R. R. Lammens, M. L. Meijer & E. van Donk (eds), Biomanipulation – Tool for Water Management.* Kluwer Academic Publishers.

Hanson, J. M. & Leggett, W. C., (1982). *Emperical prediction of fish biomass and yield.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:257-263.

Hartmann, J. and Nümann, W., (1977). *Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication.* J. Fish. Res. Board Can. 34: 1670-1677.

Hosper, S. H., Meijer, M. L., en Jagtman, E., (1987). *Actief biologisch beheer, nieuwe mogelijkheden bij het herstel van meren en plassen.* H_2O 12, 1987, 274-279

Hosper, S. H. and Jagtman, E., (1990). *Biomanipulation additional to nutrient control for restauration af shallow lakes in The Netherlands.* Hydrobiologia 200/201: 523-534. *R. D. Gulati, E. H. H. R. Lammens, M. L. Meijer & E. van Donk (eds). Biomanipulation-Tool for Water Management.* Kluwer Academic Publishers.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Mortensen, E., Kristensen, P., Riemann, B., Jensen, H. J., Müller, J. P., Sortkjaer, O., Jensen, J. P., Christoffersen, K., Bosselman, S. & Dall, E., (1990). *Fish manipulation as a restoration tool in shallow, eutrophic temporate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies.* Hydrobiologia 200/201: 205-218.

Gulati, R. D., Lammens, E. H. R. R., Meijer, M. L. and Donk, E. van (eds). *Biomanipulation – Tool for Water Management.* Kluwer Academic Publishers.

Jeppesen, E., Jensen, J. P., Kristensen, P., Sondergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O. & Olrik, K., (1990). *Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temporate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions.* Hydrobiologia 200/201: 219-227. *R. D. Gulati, E. H. R. R. Lammens, M.-L. Meijer & E. van Donk (eds), Biomanipulation – Tool for Water Management.* Kluwer Academic Publishers.

Johnson, L., (1966). *Consumption of food by the resident population of pike, Esox lucius, in Lake Windermere.* J. Fish. Res. Board Can. 23 (10):1523-1535.

Löffler, H., (1990). *Fisheries management of Lake Constance: an example of international co-operation. W. L. T. van Densen, B. Steinmetz, R. H. Hughes (eds) 1990. Management of freshwater fisheries.* Pudoc. Wageningen.

Meijer, M. L., Raat, A. J. P. & Doef, R. W., (1989). *Restoration by biomanipulation of Bleiswijkse Zoom (the Netherlands): first results.* Hydrob. Bulletin, 23:49-57.

• *Slot op pagina 431*

Onderwijs en training wordt steeds belangrijker

Van 21-24 mei jl. heeft in Bari, Italië, een workshop plaatsgevonden, georganiseerd onder auspiciën van het Standing Committee on PR van de International Water Supply Association (IWSA). Het onderwerp was ditmaal onderwijs en training over de bescherming van de bronnen voor drinkwater, en ook de noodzaak om er goed mee om te gaan: waterbesparing.
De IWSA Committee on Public Relations hield zijn vergadering in dezelfde periode in Bari.
De deelnemers aan beide bijeenkomsten waren het weekend te gast bij Ente Autonomo Acquedotto Pugliese, het bedrijf dat het gebied van Pugliese rond Bari van drinkwater voorziet en ook verantwoordelijk is voor de afvalwaterzuivering.

Workshop
Ongeveer vijftig deelnemers uit diverse Europese landen waren naar Bari gekomen om van gedachten te wisselen over onderwijs en training met betrekking tot de bescherming van de bronnen voor drinkwater, en ook de noodzaak er goed mee om te gaan. Het thema waterbesparing kwam uitgebreid aan de orde. De Deense afgevaardigde, Anders Baekgaard, belichtte een trainingsprogramma voor medewerkers van de Deense DEWIN over de veranderingen die zich in en aanzien van het milieu voltrokken. Het programma is gebaseerd op grondwater, de basis van de Deense drinkwaterbedrijven. Als de watertarieven worden verhoogd, moeten de bedrijven kwaliteit en verbetering van het milieu teruggeven. Van Spaanse zijde was een goede inbreng op het gebied van educatie in het kader van milieubewustwording. Het ging hier om een programma voor het onderwijs. Dat zo'n programma veel geld kost is duidelijk, maar de jeugd is een dankbare doelgroep. Dergelijke programma's worden dan ook professioneel opgezet en uitgewerkt.
Van Nederlandse zijde presenteerde de heer P. Gons, hoofd PR van WMO, zijn verhaal over het in stand houden en de bescherming van de bronnen. Bij de nieuwe winlokaties (en uitbreiding van bestaande) worden voor de direct betrokken agrariërs voorlichtingsbijeenkomsten georganiseerd door het bedrijf, in samenwerking met het Landbouwschap. Het gaat dan om de bepaling van de (win)lokaties en het waarom, en waarom de agrariërs beperkende maatregelen krijgen opgelegd.
Met een relatief klein budget moet selectief gezocht worden naar de doelgroepen.
Van Italiaanse zijde was er een bijdrage van het elektriciteits- en waterbedrijf van Rome. Het economisch verlichten van de monumenten in de stad is een zaak van voortdurende aandacht. We maken ons druk om allerlei zaken, maar water is iets wat van niemand is. Dat was een goed uitgangspunt van een onderwijsprogramma. Ook hier werd aangetoond dat het belangrijk is om nauw samen te werken met onderwijzers en leraren om de boodschap goed te laten overkomen.
De vertegenwoordiger van Welsh Water verhaalde van Splash, de otter, een dier dat tot de verbeelding van de jeugd spreekt en gevoelig is voor de waterkwaliteit. Serieuze zaken naast vrolijke vormden het decor om de jeugd vertrouwd te maken met de natuur en het milieu.
De voorzitter van de PR-Commissie voor Public Relations van de IWSA, Bob Odell, sloot de workshop af met de woorden dat de inbreng van de sprekers deels technisch en praktisch gericht was en dat tussen de regels door ook wel naar de politiek verwezen werd.
Ook in IWSA-verband neemt Public Relations een steeds belangrijkere plaats in.

A. A. Schaafsma (PWN),
Secretaris Standing Committee on Public Relations IWSA

De deelnemers aan de Workshop in Bari.

• *Slot van pagina 430*

Fosfaatgehalten

Meijer, M. L., Grimm, M. P., Jagtman, E. & Hosper, S. H. (1990). a: *Toepassing van actief biologisch beheer op grote schaal. Voorbereiding voor de afvissing van het Wolderwijd/Nuldernauw (2.700 ha).* H_2O (23), 1990, 24: 653- 657.
Meijer, M. L., Lammens, E. H. R. R., Raat, A. J. P., Grimm, M. P. & Hosper, S. H., (1990). b: *Impact of cyprinids on zooplankton and algae in ten drainable ponds.* Hydrobiologia, 191:275-284.
Mills, E. L., Green, D. M. & Schiavone, A. jr, (1987). *Use of zooplankton size to asses the community structure of fish populations in freshwater lakes.* N. Am. J. of Fish. Man. 7:369-378.
Moss, B. (1987). *The Broads.* Biologist 34: 7-13
Müller, R. (1990). *Management practices for lake fisheries in Switzerland.* W. L. T. van Densen, B. Steinmetz & R. H. Hughes (Eds.). 1990. *Management of freshwater fisheries.* Pudoc. Wageningen.
Persson, L. (1987). *Competition-induced Switch in young of the year perch, Perca fluviatilis: an experimental test of resource limitation.* Env. Biol. Fish. 19: 235-239.
Persson, L., Andersson, G., Hamrin, S. F., Johansson, F. (1988). *Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. S. R. Carpenter (ed). Complex interactions in lake communities: 45-65.* Springer Verlag New York.Inc.
Popova, O. A. & Sytina, L. A., (1977). *Food and feeding relations of eurasian perch (Perca fluviatilis) and pikeperch (Stizostedion lucioperca) in various waters in the USSR.* J. Fish. Res. Bd. Can. 34:1559-1570.
Raat, J. P., (1990). *Production, consumption and prey availability of northern pike (Esox lucius), pikeperch (Stizostedion lucioperca) and European catfish (Siluris glanis): a bioenergetics approach.* Hydrobiologia 200/201:497-509.
Scheffer, M., (1988). *Actief biologisch beheer; dweilen met de kraan open? Een minimodel.* H_2O, 1990, 13:349-355.
Scheffer, M., (1990). *Multiplicity of stable states in freshwater systems.* Hydrobiologia 200/201: 475-486.
R. D. Gulati, E. H. R. R. Lammens, M. L. Meijer & E. van Donk (eds), Biomanipulation- Tool for Water Management. Kluwer Academic Publishers.
Weithman, A. S. & Anderson, R. O. (1977). *Survival, growth, and prey of Esocidae in experimental systems.* Trans. Am. Fish. Soc. 106 (5):424-430.
Willemsen, J., (1965). *Het voedsel van de snoek.* Visserij 18:298-305.

• • •

BIJLAGE III Berekening golfoverslag bij een hoge vooroever

BEREKENING GOLFOVERSLAG BIJ EEN HOGE VOOROEVER

1. Inleiding

In beginsel is een natuurvriendelijke oever met lage vooroever behandeld. Uit de voorlopige resultaten van de aspectenstudie naar de invloed op de waterkwaliteit blijkt dat ook de variant met hoge vooroever in ogenschouw dient te worden genomen. In deze paragraaf wordt de minimale hoogte van de vooroever aan de hand van globale berekeningen bepaald.

2. Uitgangspunten

De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- Met betrekking tot de waterkwaliteit is de toegestane waterverversing in de kom maximaal 2/3 van de totale inhoud. Dit geldt alleen voor de voorjaars- en zomermaanden;
- Voor het berekenen van de inhoud van de kom wordt uitgegaan van de variant met lange vooroever;
- De maximale windsnelheid in het voorjaar en in de zomer, met een overschreidingsfrequentie van circa 1 maal per maand, bedraagt 16,75 m/s (windkracht 8) met een duur van 8 uur;
- De dominante windrichting is Zuid-West;
- De taludhelling bedraagt 1:7;
- Peil NAP +3,5 m.

3. Berekening hoogte vooroever

Voor het bepalen van de hoogte van de vooroever zijn verschillende berekeningen gemaakt. De volgende parameters zijn variabel gesteld:

- windkracht
- ruwheid bekleding f (asfalt f = 1, klei f = 0,9, beplanting f = 0,8, steenbestoring f = 0,65 á 0,7)

De inhoud van de kom bedraagt circa 29 m^3/m'. Het toegestane golfoverslagdebiet bedraagt derhalve 0,67 l/s bij een storm met een duur van 8 uur. In de onderstaande tabel staan de resultaten van de berekeningen weergegeven.

Tabel 1: Resultaten berekeningen

Windkracht	Ts [s]	Hs [m]	f	Benodigde kruinhoogte [m NAP] bij q = 0,67 l/s
6	2	0,5	1	3,77
			0,65	3,68
8	2,3	0,75	1	3,92
			0,65	3,77

4. Conclusie

Uit de berekeningen blijkt dat de kruin van de vooroever op NAP +3,7 á 3,9 m dient te liggen, (20 à 40 cm boven zomerpeil), afhankelijk van de ruwheid van de bekleding.

Bijlage IV Indicatieve berekening verdamping in oeversloot Spaarbekken Jannezand

INDICATIEVE BEREKENING VERDAMPING IN OEVERSLOOT SPAARBEKKEN JANNEZAND

1. Inleiding

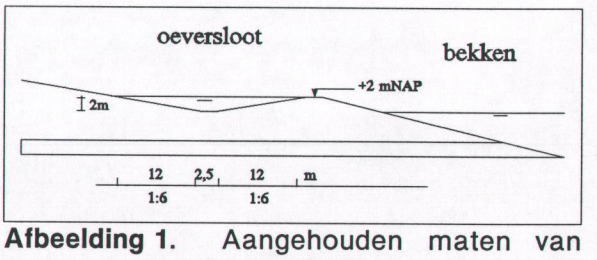
Voor het onderzoeken van de haalbaarheid en de dimensionering van een natuurvriendelijke oeversloot rond het spaarbekken Jannezand is berekend hoe groot de peildaling in de oeversloot als gevolg van een maatgevende situatie is.

2. Maatgevende situatie

De maatgevende situatie voor de peildailing in de oeversloot wordt verwacht indien de maatgevende peildaling zich voordoet in het spaarbekken in een 10% droge zomerperiode (zomer 1976). De maatgevende peildaling in het spaarbekken is gedefinieerd in het Programma van Eisen. Dit is de situatie die optreedt bij een innamestop gedurende 30 dagen en de erop volgende vulperiode. Voor het bekken Jannezand zal het bekkenpeil dalen met 0,5 m/dag van NAP +2 m tot het minimum bekkenpeil van NAP -13 m. Vervolgens zal volgens het Programma van Eisen het spaarbekken worden gevuld met een debiet van 35 m^3/s. Tegelijkertijd wordt er 20 m^3/s onttrokken voor drinkwaterbereiding, zodat het spaarbekken netto gevuld wordt met een debiet van 15 m^3/s. Dit komt overeen met een stijging van het bekkenpeil van $(15*24*3600)/(347*10^4)$ = 0,37 m/dag (wateroppervlak van Jannezand C is 347 ha). Voor het volledig vullen van het spaarbekken van NAP -13 m tot NAP +2 m is circa 15/0,37 = 40 dagen nodig.
In de oeversloot zal het peil meedalen tot de kruin van de vooroever tussen de oeversloot en het spaarbekken (NAP +2 m). (NB. Eventueel ligt de kruin van de vooroever hoger dan het bekkenpeil). Vervolgens zal het peilverloop in de oeversloot worden bepaald door twee processen:

- verdamping
- infiltratie

Voor de maximaal toelaatbare peildaling in de oeversloot is bij de berekeningen 0,2 m aangehouden.
In de onderstaande berekeningen is uitgegaan van een oeversloot zoals is weergegeven in figuur 1.



Afbeelding 1. Aangehouden maten van de oeversloot.

3. Verdamping

Voor de verdamping is uitgegaan van het maximale verdampingsoverschot in een 10% droog jaar (1976). Hierbij werd voor de drooste maanden mei, juni, juli en augustus een gemiddeld verdampingsoverschot van 3,2 mm/dag berekend. Er is gerekend met maandgemiddelden, omdat de maatgevende periode voor de innamestop en het vullen ongeveer 70 dagen is.

In de onderstaande tabel is het verdampingsoverschot in de Bilt (1976) bepaald [1]:

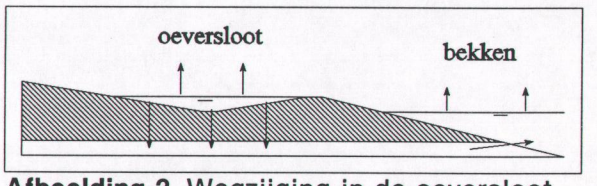
maand	neerslag	verdamping*	verdampingsoverschot	
	(mm/mnd)	(mm/mnd)	(mm/mnd)	(mm/dag)
mei	117	25	92	2,97
juni	154	53	101	3,37
juli	141	43	98	3,16
augustus	119	16	103	3,32
gemiddeld	133	34	99	3,2

* De verdamping is de Penman-verdamping (open-waterverdamping)

Over de beschouwde periode van 70 dagen is gerekend met een gemiddeld verdampingsoverschot van 3,2 mm/dag.
In de literatuur kon weinig worden gevonden over de verdamping van oever- en slootvegetatie. Voor een globale indruk is gerekend met de Penman-verdamping (open-waterverdamping).
Voor de berekening is aangenomen dat indien een deel van de oever droog komt te staan door waterstandsverlaging (als gevolg van verdamping en infiltratie), dat deel van de oever niet meer bijdraagt aan de verdamping van het open water in de sloot.

4. Infiltratie

Door Witteveen + Bos [2] is berekend dat de stijghoogte in het 1e watervoerende pakket ongeveer gelijk meedaalt met het bekkenpeil, omdat het bekken is afgegraven tot in het 1e watervoerende pakket, en de slibdeken een relatief geringe weerstand heeft. Hoewel de intreeweerstand (van het spaarbekken naar de bodem) vaak groter is dan de uittreeweerstand is aangehouden dat de stijghoogte in het 1e watervoerende pakket gelijk is aan het bekkenpeil.
Het talud van het bekken en de sloot worden ongeveer 1:6 en het 1e watervoerende pakket begint op ongeveer NAP -5 m [2]. Gemakshalve is uitgegaan van een verticale infiltratie (zie figuur 2).
Voor de infiltratie is gerekend met een constant slootpeil van NAP +2 m (waarbij de kruin van de strekdam tussen de oever en het spaarbekken op NAP +2 m ligt). Dit geeft een overschatting van de werkelijke infiltratie.



Afbeelding 2. Wegzijging in de oeversloot.

5. Maatgevende periode en bekkenpeil

De maatgevende periode treedt op bij een innamestop van 30 dagen en een erop volgende vulperiode van 40 dagen. Het bekkenpeil verloopt dan bij benadering lineair [2] van NAP +2 m naar NAP -13 m (na 30 dagen) en weer terug naar NAP +2 m (na 70 dagen).

6. Berekening

De verdamping (v) is 3,2 mm/dag.
Voor de infiltratie zijn de volgende formules gebruikt:

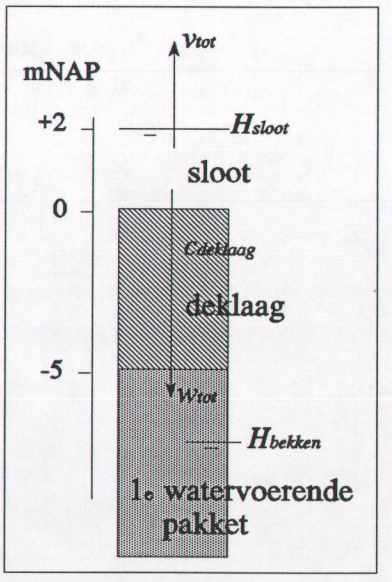
$$w = \frac{H_{sloot} - H_{bekken}}{c_{deklaag}} \qquad (1)$$

voor 0<t<30 dagen:

$$H_{bekken} = 2 - 0{,}5 \cdot t \qquad (2)$$

en voor 30<t<70 dagen:

$$H_{bekken} = 2 - 0{,}5 \cdot t + 0{,}87 \cdot (t - 30) = -24{,}1 + 0{,}37 \cdot t \qquad (3)$$



Waarin w de infiltratie (in m/dag) is;
H_{bekken} het bekkenpeil (in m) is;
H_{sloot} het slootpeil (in m) is; en
$c_{deklaag}$ de weerstand van de deklaag (in dagen) is.

De totale infiltratie w_{tot} (in m/70 dagen) is:
De totale verdamping v_{tot} (in m/70 dagen) is:
De totale peilverlaging ΔH_{sloot} (in m/70 dagen) gedurende een maatgevende periode is:
De enige onbekende is de weerstand van de deklaag ($c_{deklaag}$). Voor de weerstand van de

$$w_{tot} = \int_{0}^{30} \frac{2-(2-0{,}5\cdot t)}{c_{deklaag}}\,dt + \int_{30}^{70} \frac{2-(-24{,}1+0{,}37\cdot t)}{c_{deklaag}}\,dt \qquad (4)$$

$$w_{tot} = \frac{0{,}25\cdot t\Big|_{0}^{30} + (26{,}1\cdot t - 0{,}185\cdot t^2)\Big|_{30}^{70}}{c_{deklaag}} = \frac{529}{c_{deklaag}}\ \text{m} \qquad (5)$$

$$v_{tot} = 3{,}2\cdot 70 = 0{,}224\ \text{m} \qquad (6)$$

$$\frac{529}{c_{deklaag}} + 0{,}224\ \text{m} \qquad (7)$$

deklaag is door Witteveen + Bos [2] een waarde van 300 dagen met een betrouwbaarheidsinterval van 100 tot 500 dagen gevonden.

7. Resultaten

Voor een weerstandswaarde van 300 dagen is de totale peilverlaging 529/300 + 0,224 = 1,99 m. Bij een waterdiepte van 2 m in de sloot bij normaal peil zou de sloot dus droog komen te staan in de maatgevende situatie, wat ongewenste is.
Uit formule 6 blijkt dat de verdamping in de maatgevende situatie 0,224 m is. Dit is al groter dan de maximaal toelaatbare slootpeildaling (0,20 m).
De weerstand in de deklaag moet dus zeer hoog worden gemaakt, zodat er maar een paar millimeter water in de maatgevende situatie infiltreert. Uitgaande van 11 mm water dat infiltreert in de maatgevende situatie komt dit overeen met een weerstandswaarde in de orde grootte van 50000 dagen.

De weerstand c van een kleilaag is afhankelijk van de dikte D van de kleilaag en kan berekend worden met de formule:

$$c = \frac{D}{k} \qquad (8)$$

Indien de weerstandswaarde van de deklaag met een kleilaag van de in het gebied aanwezige klei wordt verhoogd (de doorlatendheid k van de in het gebied aanwezige klei ligt rond de $5*10^{-4}$ m/dag [3]) dan moet die deklaag 25 m dik worden. Dit is geen reële oplossing.
Er zijn drie oplossingen voor dit probleem:
- de weerstand van de deklaag met een kleilaag met een zeer kleine doorlatendheid aanleggen;
- het aanleggen van een waterdichte folie; of
- water inlaten ter compensatie.

Kleilaag met een zeer kleine doorlatendheid

Indien voor de dikte van de kleilaag 1 m wordt aangehouden moet de aan te leggen kleilaag een doorlatendheid hebben van maximaal $2*10^{-5}$ m/dag. Klei met zo een kleine doorlatendheid zal van elders moeten worden aangevoerd, omdat die niet in het gebied voorkomt.

Waterdicht folie

Het aanleggen van een waterdicht folie zal voorkomen dat er water infiltreert. Een folie is echter redelijk kwetsbaar. Het folie zal daarom op enige diepte moeten worden aangebracht.

De aan te leggen laag kan het beste dieper liggen dan de wortelzone omdat anders wortels van de vegetatie door de laag heen kunnen groeien waardoor de weerstand van de laag wordt verlaagd. Een kleilaag (zeker als die wat dikker is) zal minder gevoelig voor dit fenomeen zijn. Een folie zal erg kwetsbaar zijn voor wortels die door de laag heen groeien.

Water inlaten

Ter compensatie van het infiltrerende water kan eventueel extra water worden ingelaten (moet waarschijnlijk opgepompt worden). Randvoorwaarde hierbij is dat de verblijftijd van het water in de oeversloot groter is dan 60 dagen.
Indien een kleilaag van het aanwezige klei wordt aangelegd van 1 meter dikte dan zal de weerstand van de deklaag $1/5*10^{-4} = 2000$ dagen zijn. De totale peilverlaging in de oeversloot wordt dan $529/2000 + 0{,}224 = 0{,}5$ m. Nadat het peil in de oeversloot 0,2 m is gedaald zal er 0,3 m moeten worden gesupleerd in 70 dagen.
Het volume van de oeversloot is bij een peildaling van 0,2 m is $(1{,}8*6 + 2{,}5)*1{,}8 = 24$ m^3/m'. Het volume van de oeversloot bij een peildaling van 0,5 m is $(1{,}5*6 + 2{,}5)*1{,}5 = 17{,}25$ m^3/m'. In de periode van 70 dagen zal dus 6,75 m^3/m' aangevult moeten worden. Dit is 0,1 m^3/m' per dag. De verblijftijd wordt dan $24/0{,}1 = 240$ dagen.
De hoeveelheid in te laten water is bij een lengte van de oeversloot van 6400 m:
$6400*0{,}1*70 = 44800$ m^3.

Wateruitwisseling als gevolg van opwaaiing

Voor de wateruitwisseling tussen het bekken en de slootring, indien beide met elkaar in verbinding staan is in de orde van grootte van 10^{-3} m^3/s bij windkracht 5 (10 m/s) voor de bovengenoemde oeversloot langs Jannezand C. De verblijftijd (V) als gevolg van deze wateruitwisseling is dan in de orde van 2000 dagen. (V = Volume/Q = $185600/10^{-3}$ = $1{,}73*10^{8}$ s = 2000 dagen.)

Literatuur

[1] *'Van Zee tot Land, 52, Een model voor de simulatie van het fysische rijpingsproces van gronden in de ijsselmeerpolders'*, K. Rijniersce, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij 's-Gravenhage, 1983.

[2] *'MER Uitwerkingsplan 4e spaarbekken, Basisdocument geohydrologie'*, Witteveen + Bos, oktober 1994.

[3] *'F15B Geohydrologie, collegedictaat'*, prof. dr. ir. J.C. van Dam, TU Delft, januari 1988.