

Doelbenadering aquatische natuur in Waterlood

Doelbenadering aquatische natuur in Waterlood

I: Invloed van hydromorfologische factoren op aquatische levensgemeenschappen

H.E. Vlek

J.S. van der Molen

P.F.M. Verdonschot

Alterra-rapport 1088

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Vlek, H.E., J. S. van der Molen & P.F.M. Verdonchot, 2004. *Doelbenadering aquatische natuur in Waternood*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1088. 87 blz. 3 fig.; 12 tab.; 113 ref.

In het kader van Waternood zijn al diverse studies uitgevoerd. Tot dusverre is de doelrealisatie aquatische natuur onderbelicht gebleven. De waarde van het Waternood Instrumentarium zou sterk verbeteren door de implementatie van een doelbenadering, waarbij wordt uitgegaan van de randvoorwaarden die en aquatisch ecosysteem oplegt aan waterhuishoudkundige ingrepen. Dit rapport geeft de resultaten weer van een literatuurstudie naar de sturende hydromorfologische factoren voor waterplanten, macrofauna en vissen in sloten en beken. Daarbij is getracht inzicht te krijgen in de mate waarin hydromorfologische factoren van belang zijn voor aquatische ecosystemen. Ten slotte is een inventarisatie gemaakt van bestaande publicaties met autecologische informatie. De informatie uit deze publicaties zou in de toekomst gebruikt kunnen worden voor het opstellen van abiotische randvoorwaarden voor aquatische natuur van verschillende watertypen..

Trefwoorden: Waternood, waterhuishoudkundige maatregelen, hydrologie, morfologie, sloten, beken, vissen, waterplanten, macrofauna

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1088. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Waternood	11
1.2 Aanleiding	13
1.3 Waterkwaliteit in Waternood	13
1.4 Doel	13
1.5 Leeswijzer	14
2 Materiaal en Methoden	17
Deel I Sloten	
3 Inleiding	19
3.1 Algemeen	19
3.2 Ontstaanswijze	19
3.3 Natuurlijkheid	20
4 Beschrijving ecologische processen in sloten	21
4.1 5-S-Model (Van der Molen & Verdonshot 2002)	21
4.1.1 Systeemvoorwaarden	22
4.1.2 Stroming	22
4.1.3 Structuren	23
4.1.4 Stoffen	23
4.1.5 Soorten	23
4.2 Beschrijving van factoren als onderdelen van de factorcomplexen	
Stroming en Structuur voor sloten	24
4.2.1 Inleiding	24
4.2.2 Kwel	24
4.2.3 Waterpeil en peildynamiek	24
4.2.4 Permanentie	26
4.2.5 Waterbeweging	26
4.2.6 Dwarsprofiel en steilheid van het talud	26
4.2.7 Variatie in vegetatiestructuur	27
4.2.8 Bodemsamenstelling en organisch materiaal	27
5 Invloed van hydromorfologische factoren op aquatische levensgemeenschappen	29
5.1 Waterplanten	29
5.2 Vissen	35
5.3 Macrofauna	41

6	Discussie en conclusies	45
---	-------------------------	----

Deel II Beken

7	Inleiding	49
	7.1 Algemeen	49
	7.2 Geschiedenis	49
8	Beschrijving ecologische processen in beken	51
	8.1 5-S-Model	51
	8.2 Beschrijving van factoren als onderdelen van de factorcomplexen Strooming en Structuur voor beken	52
	8.2.1 Inleiding	52
	8.2.2 Afvoer	52
	8.2.3 Stroomsnelheid	53
	8.2.4 Permanentie	54
	8.2.5 Lengteprofiel	55
	8.2.6 Fysieke barrières	55
	8.2.7 Beekdimensie	56
	8.2.8 Dwarsprofiel	57
	8.2.9 Substraat	58
9	Invloed van hydromorfologische factoren op aquatische levensgemeenschappen	61
	9.1 Waterplanten	61
	9.2 Vissen	62
	9.3 Macrofauna	66
10	Conclusies	69

Deel III Autecologische data

11	Autecologische data	71
	Literatuur	75
	Verklarende woordenlijst	83

Bijlagen

1	Overzicht hydromorfologische factoren in typologische en modelmatige studies	87
---	------------------------------------------------------------------------------	----

Woord vooraf

Waternood is een methode voor het ontwerpen van de waterhuishoudkundige infrastructuur in het regionale waterbeheer. In 1998 hebben de waterschappen, verenigd in de Unie van Waterschappen en de Dienst Landelijk Gebied (DLG) besloten Waternood als de standaard voor het ontwerpen van waterlopen te gaan gebruiken. De Waternood-filosofie is onder meer vastgelegd in het rapport “Grondwater als leidraad voor Oppervlaktewater”. Dit rapport is een gezamenlijke productie van de Dienst Landelijke Gebied en de Unie van Waterschappen en is in 1998 aangeboden aan de minister van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij en de staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat.

De methode Waternood kan als volgt worden samengevat: In een gebied hebben de waterbeheerders te maken met verschillende functies en grondsoorten. Bij elke combinatie van functie en grondsoort kan een hydrologisch regime worden gekarakteriseerd waarmee deze combinatie optimaal tot haar recht komt. Dit regime wordt aangeduid met de term Optimaal Grond- en Oppervlaktewaterregime (OGOR). Door vooral ruimtelijke verschillen in de functies en de grondsoort zal dit OGOR er van plaats tot plaats anders uitzien. Het Actuele Grond- en Oppervlaktewaterregime (AGOR) kan afwijken van het OGOR. Via een toetsing van de doelrealisatie van de verschillende functies wordt vervolgens het Gewenste Grond- en Oppervlaktewaterregime (GGOR) bepaald.

Tot op heden is de aquatisch ecologische inbreng in het Waternood Instrumentarium slechts minimaal. In 2002 kwam was voor het eerst sprake van aquatisch ecologische inbreng met het rapport “Effecten op aquatische ecosystemen. In dit rapport wordt een methode beschreven om de effecten van ingrepen in het waterhuishoudkundige systeem op aquatische ecosystemen te beoordelen. Hierbij is de aquatische ecologie opgenomen vanuit een gevolgbenadering, waarbij is geredeneerd vanuit de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op een aquatisch ecosysteem. De waarde van het instrumentarium voor de eindgebruikers (waterbeheerders) zou sterk verbeteren door de implementatie van een doelbenadering, waarbij wordt uitgegaan van de randvoorwaarden die een aquatisch ecosysteem oplegt aan waterhuishoudkundige ingrepen. In een doelbenadering spelen de randvoorwaarden voor aquatische natuur bij de functieafweging een rol en kunnen er gericht maatregelen worden genomen om het gewenste (aquatisch) natuurdoeltype te realiseren.

In het kader van het DLO-programma 417 Veranderend Waterbeheer wordt met dit rapport een aanzet geven tot de ontwikkeling van een doelbenadering voor aquatische natuur in het Waternood Instrumentarium.

Samenvatting

Waternood is een methode voor het ontwerpen van de waterhuishoudkundige infrastructuur in het regionale waterbeheer. De methode Waternood kan als volgt worden samengevat: In een gebied hebben de waterbeheerders te maken met verschillende functies en grondsoorten. Bij elke combinatie van functie en grondsoort kan een hydrologisch regime worden gekarakteriseerd waarmee deze combinatie optimaal tot haar recht komt. Dit regime wordt aangeduid met de term Optimaal Grond- en Oppervlaktewaterregime (OGOR). Door vooral ruimtelijke verschillen in de functies en de grondsoort zal dit OGOR er van plaats tot plaats anders uitzien. Het Actuele Grond- en Oppervlaktewaterregime (AGOR) kan afwijken van het OGOR. Via een toetsing van de doelrealisatie van de verschillende functies wordt vervolgens het Gewenste Grond- en Oppervlaktewaterregime (GGOR) bepaald.

In het kader van Waternood zijn al diverse studies uitgevoerd. Tot dusverre is de doelrealisatie aquatische natuur onderbelicht gebleven. De waarde van het Waternood Instrumentarium zou sterk verbeteren door de implementatie van een doelbenadering, waarbij wordt uitgegaan van de randvoorwaarden die een aquatisch ecosysteem oplegt aan waterhuishoudkundige ingrepen. Dit rapport is een opzet tot het beschrijven van abiotische randvoorwaarden voor aquatische natuur van watertypen. Hiermee zal de aquatische ecologie een volwaardige plaats krijgen in de functieafweging binnen de methode Waternood.

Dit rapport geeft de resultaten weer van een literatuurstudie naar de sturende factoren voor waterplanten, macrofauna en vissen in sloten en beken. In dit project is alleen gekeken naar hydromorfologische factoren. De centrale rol die de chemie speelt bij het voorkomen van levensgemeenschappen wordt wel degelijk onderkend, maar is noodgedwongen buiten beschouwing gebleven. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op processen die van belang zijn voor de waterkwaliteit zijn nog niet voldoende bekend.

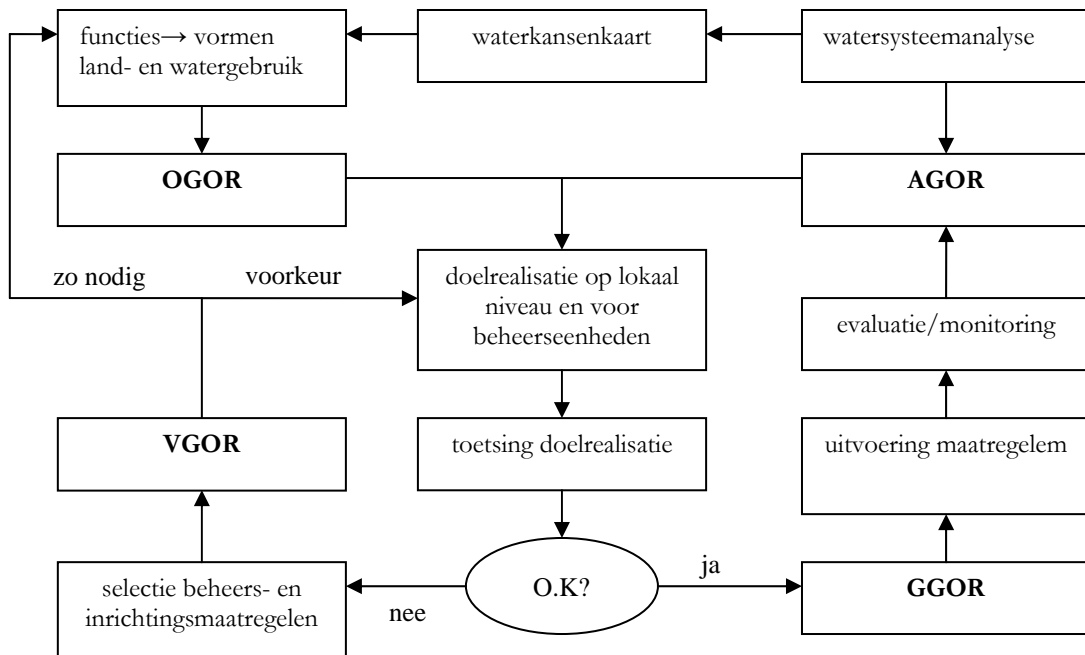
Naast het beschrijven van de sturende hydromorfologische factoren in sloten en beken, is getracht inzicht te krijgen in de mate waarin hydromorfologische factoren van belang zijn voor aquatische ecosystemen om op die manier sleutelfactoren aan te kunnen wijzen. Sleutelfactoren zijn die milieuvariabelen die belangrijk zijn voor het al dan niet voorkomen van aquatische levensgemeenschappen. De mate waarin verschillende hydromorfologische factoren van belang zijn voor aquatische ecosystemen bleek echter moeilijk te bepalen. Ten slotte is een inventarisatie gemaakt van bestaande publicaties met autecologische informatie over de organismegroepen waterplanten, macrofauna en vissen. De informatie uit deze publicaties zou in de toekomst gebruikt kunnen worden voor het opstellen van abiotische randvoorwaarden voor aquatische natuur van verschillende watertypen.

1 Inleiding

1.1 Waternood

Halverwege de jaren negentig van de vorige eeuw concludeerden de Dienst Landelijk Gebied en de Unie van Waterschappen dat de toen nog vaak gevolgde, traditionele werkwijze voor het beheren en inrichten van regionale watersystemen uit de tijd was geraakt. Om hier wat aan te doen hebben ze de projectgroep Waternood ingesteld. DLG en Unie van Waterschappen hebben in 1998 gezamenlijk het rapport 'Grondwater als leidraad voor het oppervlaktewater' van de projectgroep Waternood (Projectgroep Waternood, 1998) uitgebracht.

In het rapport van de projectgroep Waternood is een nieuwe werkwijze gepresenteerd met als doel om bij het beheren en inrichten van oppervlakte-watersystemen meer dan voorheen, het oppervlaktewatersysteem te beschouwen als middel om functieafhankelijke wensen die aan het grondwatersysteem worden gesteld, te realiseren. Ook bevordert de aanpak volgens Waternood dat watersystemen en ruimtelijke ordening beter op elkaar worden afgestemd. De werkwijze volgens Waternood is samengevat in onderstaand schema:



Uitgangspunt is een watersysteemanalyse, die uitdrukkelijk betrekking heeft op waterkwantiteit en –kwaliteit. Op basis van de watersysteemanalyse wordt het actuele grond- en oppervlaktewaterregime (AGOR) vastgelegd. Verder is de watersysteemanalyse relevant voor het opstellen van een waterkansenkaart. Op zijn beurt is een waterkansenkaart een belangrijk hulpmiddel om in het ruimtelijke ordeningsspoor te bevorderen dat functies, bij voorkeur onder te verdelen in verschillende vormen van land- en watergebruik, een juiste plek krijgen. De functies bepalen tevens wat overal de optimale, dat wil zeggen geheel op deze functies afgestemde, grond- en oppervlaktewaterregime is. Toepassing van de Waternoodmethodiek vereist dat de relatie bekend is tussen de mate waarin een functie tot zijn recht komt (=’doelrealisatie’) en de hydrologische omstandigheden. Toepassing van deze relatie bij het vergelijken van OGOR met AGOR maakt inzichtelijk hoe goed in de actuele situatie een functie ‘presteert’.

Bij de toetsing van de doelrealisatie spelen diverse criteria een rol; deze zijn voor een belangrijk deel bestuurlijk of beleidsmatig van aard. Het gaat hierbij om de mate waarin en de oppervlakte waarop een doelrealisatie een bepaalde waarde mag overschrijden en om de gewichten die aan de verschillende functies of vormen van land- en watergebruik worden toegekend. Deze criteria zijn zeer bepalend voor de inrichting en beheer van het watersysteem.

Als aan één of meerdere criteria niet wordt voldaan zal in eerste instantie met het ontwikkelen van beheers- en inrichtingsmaatregelen worden geprobeerd de doelrealisatie alsnog aan de criteria te laten voldoen. De pakketten onderzochte maatregelen leveren steeds een verwachte grond- en oppervlaktewaterregime (VGOR) die wordt vertaald in een doelrealisatie. Bij het selecteren van maatregelen vormen de kosten en de kosteneffectiviteit ervan belangrijke randvoorwaarden en ook deze kennen een belangrijke bestuurlijke component.

Is het niet mogelijk om te komen tot een oplossing die voor alle partijen aanvaardbaar is, dan is er sprake van te scherp geformuleerde criteria of een discrepantie tussen ruimtelijke ordening en de eigenschappen van het hydrologisch systeem. Dit kan betekenen dat criteria en/of ruimtelijke ordening moeten worden aangepast, waarna het proces opnieuw wordt doorlopen. Dat laatste maakt echter geen deel meer uit van de in het Waternoodrapport geschetste procedure.

Uiteindelijk wordt de bovenstaande cyclus net zolang doorlopen totdat een set beheers- en inrichtingsmaatregelen is gevonden die leidt tot een grond- en oppervlaktewaterregime waarmee aan alle criteria wordt voldaan. Dit regime is gedefinieerd als het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime (GGOR). Als de GGOR is vastgesteld kunnen de maatregelen om deze te realiseren worden uitgevoerd.

Na het uitvoeren van de beheers- en inrichtingsmaatregelen dient door middel van monitoring en evaluatie te worden vastgesteld of de genomen maatregelen inderdaad het gewenste effect hebben gehad en of het GGOR daadwerkelijk is bereikt.

1.2 Aanleiding

Om het doorlopen van de Waternoodprocedure te faciliteren is het Waternood Instrumentarium ontwikkeld (Van Bakel *et al.*, 2002). Met het Waternood Instrumentarium wordt het mogelijk de doelrealisatie voor landbouw, terrestrische natuur, oppervlaktewater kwaliteitsnormen, stedelijk gebied en aquatische natuur te berekenen. Tot op heden is de aquatisch ecologische inbreng in het Waternood Instrumentarium echter slechts minimaal. Ondanks het feit dat in het instrumentarium wordt gesproken over de doelrealisatie aquatische natuur, is de aquatische ecologie in Waternood opgenomen vanuit een gevolgbenadering, waarbij is geredeneerd vanuit de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op een aquatisch ecosysteem. De waarde van het instrumentarium voor de eindgebruikers (waterbeheerders) zou sterk verbeteren door de implementatie van een doelbenadering, waarbij wordt uitgegaan van de randvoorwaarden die een aquatisch ecosysteem oplegt aan waterhuishoudkundige ingrepen. In een doelbenadering spelen de randvoorwaarden voor aquatische natuur bij de functieafweging een rol en kunnen er gericht maatregelen worden genomen om het gewenste (aquatisch) natuurdoeltype te realiseren.

1.3 Waterkwaliteit in Waternood

Het aspect waterkwaliteit is nog onvoldoende in de methode Waternood verankerd. Het staat buiten kijf dat een veranderd grond- en oppervlaktewaterregime een effect heeft op fysische en chemische variabelen. Een verandering van die variabelen zal ook terug zijn te zien in de samenstelling van aquatische levensgemeenschappen. Omdat de gevolgen van Waternoodmaatregelen (maatregelen gericht op herinrichting, peilbeheer en onderhoud van watergangen) voor chemische variabelen op dit moment nog onduidelijk zijn, wordt binnen dit project de nadruk gelegd op de directe gevolgen voor aquatische levensgemeenschappen van veranderde hydromorfologische omstandigheden.

1.4 Doel

Het doel van dit project is tweeledig: (1) het verzamelen van beschikbare kennis en gegevens over de relatie tussen hydromorfologische stuurfactoren en het al dan niet voorkomen van waterplanten, vissen en macrofana in beken en sloten en (2) het bepalen welke stuurfactoren belangrijk zijn voor het al dan niet voorkomen van aquatische levensgemeenschappen (=sleutelfactor). In deze fase van het project wordt voornamelijk gekeken naar hydromorfologische factoren. De centrale rol die de chemie speelt bij het voorkomen van levensgemeenschappen wordt wel degelijk onderkend, maar in dit stadium wordt hier niet naar gekeken.

Het project dient als opzet voor het in de toekomst formuleren van hydromorfologische randvoorwaarden voor waterplanten, macrofauna en vissen in beken en sloten.

Sleutelfactoren

De beïnvloeding van het waterecosysteem verloopt via diverse procesketens. Het is belangrijk om een koppeling te leggen tussen de voorgenomen wijzigingen en de hydromorfologie van sloten of beken en de daarmee samenhangende processen enerzijds en de gevolgen voor de biota (uitgedrukt in termen van de te verwachten toestand versus de referentie (het aquatisch natuurdoeltype)) anderzijds.

De koppeling tussen het verwachte hydromorfologisch milieu en de biotische effecten verloopt via sleutelfactoren. Ten aanzien van de biota zijn dat die milieuv variabelen die belangrijk zijn voor het al dan niet voorkomen van aquatische levensgemeenschappen in hun habitat. Voor een doelbenadering is het nodig de sleutelfactoren te kennen, zodat voor deze sleutelfactoren randvoorwaarden kunnen worden opgesteld. De sleutelfactoren staan niet alleen direct in relatie tot de organismen, er is ook sprake van onderlinge afhankelijkheid. Bijvoorbeeld in beken zijn structuren zoals bladdammen een gevolg van de afvoer, maar kunnen deze dammen op hun beurt afvoerpieken verminderen.

Schaal

De verbanden tussen enerzijds hydrologische en morfologische factoren en anderzijds planten en dieren in beken en sloten, verlopen op verschillende niveaus.

Op het niveau van het habitat (microschaal) wordt de relatie tussen de organismen en de habitatvormende processen (stroomsnelheid en –variatie, waterbeweging, peilfluctuatie, aard en samenstelling van het substraat) in onderlinge interactie bepaald. Deze termen zijn tot op heden vooral in kwalitatieve termen beschreven.

Op het niveau van oppervlaktewater (locale schaal) spelen factoren zoals breedte, diepte, droogval, gemiddelde stroomsnelheid en bodem/substraattypen een rol. Deze interacties zijn tot op heden redelijk in semi-kwantitatieve termen beschreven (typologieën).

Op het niveau van de afwateringseenheid (regionale schaal) spelen factoren zoals geomorfologie, afvoer, watertype en bodemsamenstelling een rol. Voor deze interacties is nog weinig aandacht geweest.

1.5 Leeswijzer

Het rapport bestaat uit drie delen. In deel I komen de sloten aan bod (hoofdstuk 3 t/m 6) in deel II komen de beken aan bod (hoofdstuk 7 t/m 10). In hoofdstuk 2 wordt beschreven op welke wijze het literatuuronderzoek is uitgevoerd. Hoofdstuk 3 is in een inleidend hoofdstuk op het onderdeel sloten. In hoofdstuk 4 worden belangrijke ecologische processen in sloten besproken. In hoofdstuk 5 worden de gevolgen van hydromorfologische veranderingen op de watervegetatie, de visstand en de macrofaunagemeenschap beschreven. In hoofdstuk 6 worden de voorgaande hoofdstukken bediscussieerd en conclusies getrokken. De opzet van deel II ‘beken’, komt overeen met de opzet van deel I ‘sloten’.

In Deel III wordt een overzicht gegeven van mogelijke bronnen van autecologische informatie die van belang kunnen zijn bij het opstellen van randvoorwaarden voor aquatische natuur.

2 Materiaal en Methoden

Voor de literatuurstudie is een zoekactie uitgevoerd in de volgende databases:

- ASFA: 1988-2003/06
- Zoological Record: 1978-2003/08
- Biological Abstracts: 1989-2003/08
- Current Contents: 2001-2003/10/07

Voor de zoekactie is gebruik gemaakt van vier groepen van zoekwoorden, waarbij uit elke groep één woord aanwezig moest zijn in één van de velden titel, samenvatting en/of trefwoord.

Groep 1

water, aquatic, freshwater, stream?, brook?, riffle?, pond?, lake?, river?, pool?, ditch, ditches, canal?, lotic, lentic

Groep 2

macro-fauna, invertebrat*, macroinvertebrat*, macro-invertebrat*, macrofauna, zoobenth*, benth*, macrozoobenth*, macro-zoobenth*, fish, fishes, pisces, macrophyt*, riparian vegetation

Groep 3

water depth, water level, current velocity, stream velocity, discharge, shade, shading, seepage, profile, substrate, width, slope, channel form, meander*, permanence, sedimentation, erosion, riverbed form, bed forms, residence time, hydromorphol*, hydro* near morphol*, ecohydrol*

Groep 4

England, United Kingdom, Ireland, Scotland, UK, Norway, Sweden, Finland, Denmark, Estland, Letland, Russia, Poland, Germany, Austria, Switzerland, France, Belgium, Luxembourg, Netherlands, Spain, Italy, Portugal, Bulgary, Czech-Republic, Hungary, Romania, Slovenia, Bosnia, Herzegovina, Europe, Greece, Serbia, Montenegro, Albania, Ukraine

Naast de meer internationale literatuur is ook gezocht naar specifiek Nederlandse publicaties in de databases:

- Land-soil-water database
- Agralin
- Hydrotheek STOWA

Voor deze zoekactie zijn twee groepen van zoekwoorden gecombineerd, waarbij in iedere database is gezocht in het veld basic index.

Groep 1

waterplant*, flora, vis*, fauna, macrofauna

Groep 2

hydrologie, hydromorfologie, sloot, sloten, beek, beken, kwel, afvoer, waterpeil, stroomsnelheid, permanentie, droogval, profiel, talud, permanentie, beschaduwing, substraat, organisch materiaal, habitat

De bovenstaande zoekacties hebben geresulteerd in een database van meer dan 3000 titels. Nadat de titels en samenvattingen van deze publicaties zijn bestudeerd, bleken slechts een aantal publicaties geschikt voor het doel van deze studie.

Deel I Sloten

3 Inleiding

3.1 Algemeen

Sloten vormen een karakteristiek onderdeel van het Nederlandse landschap. Nederland heeft een totale lengte aan sloten van ongeveer 350000 kilometer (Nijboer 2000). Het begrip sloot is gedefinieerd door De Lange (1972). Deze definitie wordt ook in dit rapport aangehouden: 'Een sloot is een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water, maximaal 8 meter breed, waarin stroming geen belangrijke ecologische factor vormt, of, als dat wel het geval is, kunstmatig en slechts tijdelijk of periodiek van aard is'. In sloten in landbouwgebieden wordt vaak een vast zomer- en winterpeil gehandhaafd. De diepte van sloten is meestal minder dan 1.5 meter.

Sloten komen veelvuldig voor op bijna elk bodemtype in Nederland, behalve in zeer geaccidenteerde terreinen (Zuid-Limburg) en doorlatende zandgronden (Veluwe). In het laaggelegen Holocene deel van Nederland is de dichtheid aan sloten vele malen groter dan in de hoger gelegen Pleistocene gebieden (Verdonschot *et al.*, 1997).

Veel sloten zijn gelegen in landbouwgebieden maar er zijn ook sloten in gebieden met extensieve landbouw of in natuurgebieden. Een voorbeeld van sloten in een natuurgebied zijn de vele laagveensloten in de Wieden en Weerribben. Vooral sloten met een neven- of hoofdfunctie natuur bieden kansen voor de ontwikkeling van soortenrijke levensgemeenschappen met bijzondere soorten.

3.2 Ontstaanswijze

Sloten zijn door de mens gegraven watergangen ten behoeve van de landbouw en waterhuishouding. Sloten zijn vanaf de vroege middeleeuwen gegraven om wateroverlast te voorkomen, die een bedreiging vormde voor bewoning en landbouw. Achter de oude zeedijken, die in de vroege Middeleeuwen zijn aangelegd in het westen en noorden van Nederland, werden afwateringssloten gegraven. Vaak werden al aanwezige natuurlijke waterloopjes en kreken voor dit doel vergraven (Beije *et al.*, 1994). Sloten zijn onderling verbonden en vormen een netwerk. In het algemeen is het patroon en de ligging van sloten sinds de aanleg door de eeuwen heen identiek gebleven. Vooral tijdens ruilverkavelingen en landinrichtingsprojecten worden sloten gedempt; soms worden er dan ook weer nieuwe gegraven.

3.3 Natuurlijkheid

Sloten worden vaak aangeduid als semi-natuurlijk of kunstmatig, omdat ze geen natuurlijke oorsprong hebben en zonder ingrijpen van de mens zouden verdwijnen. Dit wil echter niet zeggen dat sloten niet waardevol zijn. Sloten en slootpatronen, vooral in de hoge dichtheid in het westen van Nederland, zijn zeer karakteristiek voor het Nederlandse landschap. Buiten onze grenzen wordt dit niet tot nauwelijks aangetroffen. Dit maakt sloten tot een belangrijk internationaal cultuurogoed (Verdonschot *et al.*, 1997). De combinatie van een gevarieerde bodemsamenstelling, een goede lichtvoorziening, verschillen in dimensies, verschillen in de chemische samenstelling van water en de grenseffecten, brengen met zich mee dat er zich een zeer soortenrijke flora en fauna in sloten kan ontwikkelen (Beltman, 1983).

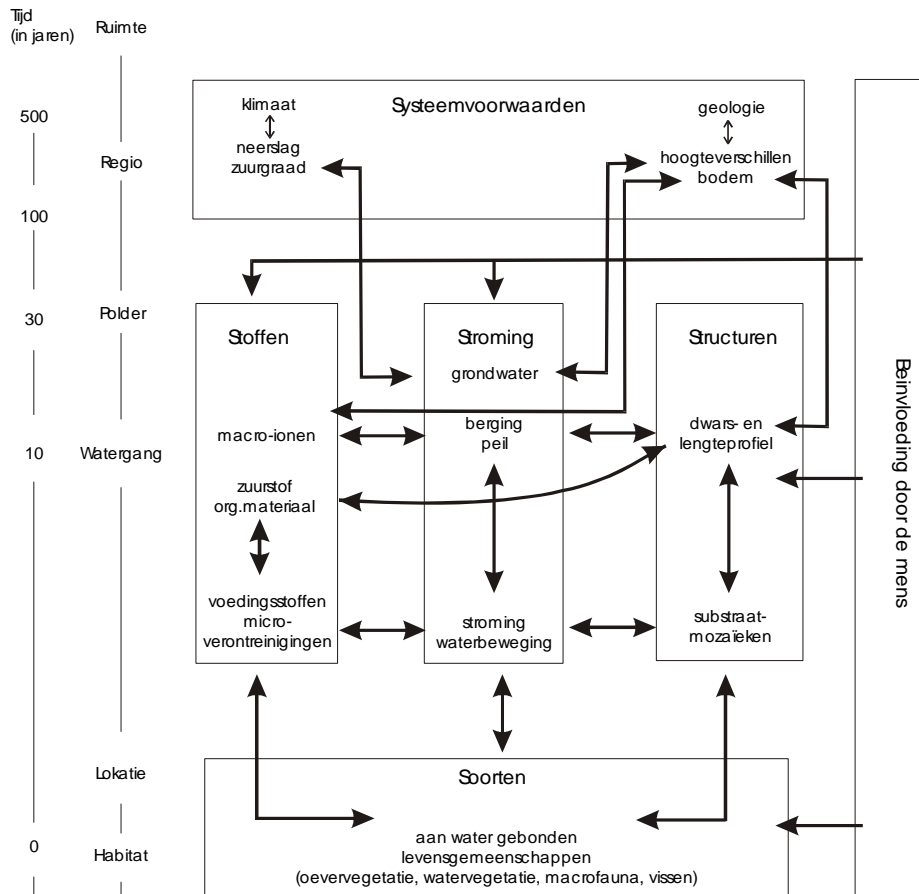
Eenmaal gegraven watergangen hebben de neiging te verlanden. Door de geringe waterdiepte van sloten en het ontbreken van beschaduwing is een rijke plantengroei van zowel oever- als waterplanten mogelijk. De overmatige plantengroei moet door schoning worden verwijderd om verlanding tegen te gaan. Schoning oefent een sterke invloed uit op de aanwezige vegetatie (De Lange, 1972; Beije *et al.*, 1994), macrofauna (Beltman, 1983), amfibieën en vogels (Beije *et al.*, 1994), deze invloed verschilt afhankelijk van het tijdstip, de frequentie en methode van schonen.

Omdat sloten geen natuurlijke wateren zijn bestaan er ook geen referenties voor sloten. Voor referenties kan worden gekeken naar andere stilstaande wateren zoals oude beek- en rivierarmen. Dit onderzoek baseert zich op de natuurdoeltypen zoals beschreven in het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen, deel 6, Sloten (Nijboer, 2000). De hierin beschreven referenties gaan uit van een ecologisch optimale situatie waarbij het slootmilieu in stand wordt gehouden met een minimum aan beheer. Deze referenties kunnen worden gevonden in sloten in natuurgebieden en sloten gelegen in extensieve landbouwgebieden met een neven- of hoofd functie natuur.

4 Beschrijving ecologische processen in sloten

4.1 5-S-Model (Van der Molen & Verdonschot 2002)

Uit verschillend ecologisch en typologisch onderzoek aan beken en sloten in Nederland komen een aantal factoren naar voren die bepalend zijn voor de aquatische levensgemeenschappen. Deze factoren zijn geschematiseerd in het 5-S-Model (Verdonschot *et al.*, 1995; Verdonschot *et al.*, 1998; Verdonschot *et al.*, 1999). De opbouw van de ecologische systeembeschrijving is gebaseerd op vijf factorcomplexen: systeemvoorwaarden, stroming, structuur, stoffen en soorten (figuur 1). In het kader van dit project wordt de nadruk gelegd op de factorcomplexen stroming en structuur.



Figuur 1. Het 5-S-Model voor sloten. Ecologische factorcomplexen, hun samenhang en de menselijke beïnvloeding in stilstaande wateren en sloten (naar Verdonschot *et al.*, 1999).

4.1.1 Systeemvoorwaarden

Het klimaat, de geologie en de geomorfologie zijn systeemvoorwaarden die spelen op een hoog ruimtelijk, temporeel en procesmatig schaalniveau. Een aantal door menselijke activiteiten beïnvloede factoren zoals atmosferische depositie en klimaatsveranderingen spelen op dit niveau. Ingrepen in de waterhuishouding richten zich doorgaans niet op dit niveau, maar er dient wel degelijk rekening te worden gehouden met bijvoorbeeld een mogelijk verhoogde regenval als gevolg van klimaatsverandering.

4.1.2 Stroming

De combinatie van systeemvoorwaarden bepaalt in belangrijke mate de hydrologie van een afwateringsgebied. De hydrologie is op haar beurt de bepalende factor voor de levensgemeenschappen. De belangrijkste hydrologische processen op het niveau van het afwateringsgebied zijn: neerslag, (evapo-)transpiratie, oppervlakkige en ondiepe afstroming, infiltratie, kwel, ondiepe en diepe grondwaterstroming. Voor sloten is vooral het waterpeil de belangrijkste hydrologische factor.

De onderdelen van het factorcomplex 'Stroming' zijn **grondwater**, **oppervlaktewater hydrologie** en **oppervlaktewater hydraulica**. De factor **grondwater** beïnvloedt zowel de kwaliteit als de kwantiteit van het oppervlaktewater. In gebieden waar de grondwaterstroming netto neerwaarts is gericht (infiltratiegebieden), is de grondwaterstand doorgaans laag en leiden variaties in de wateraanvoer (neerslag) tot aanzienlijke fluctuaties in de grondwaterstand. In kwelgebieden wordt het oppervlaktewater doorgaans gevoed door periodiek kwellend diep grondwater (seizoensafhankelijk) of door een continue aanvoer van kwelwater met verschillende intensiteit. Regenwater wordt doorgaans oppervlakkig of via ondiep grondwater naar de watergangen afgevoerd. De hoogte en dynamiek van het grondwaterpeil wordt in Nederland met name door de mens bepaald.

De **oppervlaktewaterhydrologie** van een watergang in een afwateringsgebied wordt bepaald door de dimensies (breedte/diepte/natte doorsnede) van de watergang, de waterbeweging en afvoer in de watergang en van het stroomgebied. In het kader van dit project wordt vooral gekeken naar de hydrologische factoren in de watergang die beïnvloed kunnen worden door ingrepen in de waterhuishouding. Hierbij valt te denken aan waterdiepte, stagnant/bewegend water, droogval en de functie die een watergang vervult binnen een slotenstelsel (doorstroomd/geïsoleerd).

Hydraulische factoren richten zich vooral op de waterbeweging in een watergang. De factoren die de waterbeweging beïnvloeden (zoals de taludvorm en de aanwezigheid van waterplanten) zijn onderdeel van het factorcomplex 'Structuren'.

4.1.3 Structuren

In sloten is de belangrijkste structuurfactor meestal het door de waterbeheerder bepaalde slootprofiel. Waterplanten kunnen in sloten zorgen voor vormverschillen, d.m.v. drijftillen en verlandingszones, en kunnen een belangrijk habitat zijn voor andere waterorganismen.

Onderdeel van het factorcomplex 'Structuren' zijn de **structuur en vorm van het talud** (en de begroeiing daarvan) en de **substraatsamenstelling**. De structuur en vorm van het talud wordt bepaald door de hellingshoek (steil/flauw talud) en mate van beschutting. Variaties in het substraat worden veroorzaakt door verschillende vormen van vegetatie, organisch materiaal en grondsoort.

Belangrijke structuurfactoren in sloten worden vooral beïnvloed door het periodiek onderhoud, zoals schonen en baggeren. Het natuurlijke verlandingsproces wordt op deze wijze in een successiefase gehouden. Hierbij zijn **waterplantenvegetaties** een belangrijke structuurbepalende factor. De verschillende groeivormen vormen een gevarieerd substraat voor diverse levensgemeenschappen in het systeem. De vorm en dimensies van sloten zijn geënt op hun waterhuishoudkundige functie, hoewel er wel rekening kan worden gehouden met de habitateisen van diverse water- en oeverplanten door middel van het aanleggen van natuurvriendelijke oevers.

4.1.4 Stoffen

De stofstromen in slootssystemen volgen de bovengenoemde waterstromen. Het voorkomen (vorm en hoeveelheid) van stoffen is afhankelijk van een breed scala van chemische en biologische processen. Door de opname van stoffen door planten en dieren treden er kringlopen van stoffen op. In het kader van dit project wordt niet ingegaan op de verandering van chemische samenstelling van het water als gevolg van een veranderde waterhuishouding.

4.1.5 Soorten

Uit bovenstaande blijkt dat er in het afwateringsgebied belangrijke mozaïeken van fysische en chemische omstandigheden kunnen bestaan. De samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen is gerelateerd aan deze variatie. Door plaatselijke verschillen in de combinatie van waterkwantiteit en -kwaliteit ontstaat een mozaïekpatroon van levensgemeenschappen.

4.2 Beschrijving van factoren als onderdelen van de factorcomplexen Stroming en Structuur voor sloten

4.2.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de factoren besproken als onderdeel van de factorcomplexen 'Stroming' en 'Structuur' (tabel 1) in termen van hun mogelijke beïnvloeding van ecologische processen in sloten.

Tabel 1 'Stroming' en 'Structuur' factoren van invloed op ecologische processen in sloten

		Factor
Stroming	Hydrologie	kwel
		normaal waterpeil
		hoogwaterpeil
		peildynamiek
		permanentie
		waterbeweging
Structuur	Dwarsprofiel	variatie in dwarsprofiel
		talud
	Substraat	variatie in vegetatiestructuur
		bodemsamenstelling en organisch materiaal

4.2.2 Kwel

Gebieden waarin de grondwaterstroming netto opwaarts gericht is, worden kwelgebieden genoemd. Kwel ontstaat op plekken waar sprake is van een natuurlijk of kunstmatig verschil in waterniveau en/of in het bodemprofiel. Er is onderscheid te maken naar locaties waar diepere kwelstromen periodiek voorkomen en locaties waar continue met wisselende intensiteit kwel optreedt. Naast een constante aanvoer, is de kwaliteit van het kwelwater voor veel organismen van levensbelang. Kwel heeft vaak een grote invloed op de chemische samenstelling van het slootwater. Uittredend kwelwater is van nature rijker aan ionen dan ondiep grondwater of regenwater (Heinen & Cuppen, 1983). Dit wordt veroorzaakt door het feit dat het kwelwater een langere weg door de grond heeft afgelegd, waarbij chemische stoffen zijn opgelost. De wijze waarop het kwelwater de aquatische levensgemeenschappen beïnvloedt zal afhangen van de intensiteit van de kwelstroom en de samenstelling van het kwelwater. Beide zijn locatiespecifiek.

4.2.3 Waterpeil en peildynamiek

De meeste sloten liggen in landbouwgebieden. Het peilbeheer van sloten is veelal gericht op de landbouwactiviteiten. In sommige gevallen betekent dit lage waterstanden in de winter en het voorjaar (om het land berijdbaar te houden voor machines) en hoge waterstanden in de zomer om verdroging tegen te gaan. In een

natuurlijke situatie zal juist sprake zijn van hoge waterstanden in de winter (wanneer er sprake is van een neerslagoverschot) en lage waterstanden in de zomer (door een afname van de watertoevoer en een toename van verdamping).

De diepte van sloten kan sterk verschillen. Klei- en zandsloten zijn meestal dieper dan veensloten. In de sloottypologie van het Aquatische Supplement (Nijboer, 2000) en in dit rapport wordt er vanuit gegaan dat alle sloten niet breder zijn dan ongeveer 8 meter en niet dieper dan 1,5 meter. De dimensies van een sloot zijn van belang voor de ontwikkeling van levensgemeenschappen. In kleine, ondiepe sloten treedt eerder verlanding op. In grotere sloten kunnen meer verschillende habitats aanwezig zijn, doordat er een langere gradiënt is van droog naar nat en doordat er diepere delen zijn waarin waterplanten verschillende structuren kunnen vormen.

De hoogte van de waterkolom (de waterdiepte) is van belang voor gradiënten van ondermeer temperatuur, licht, zuurstof en redoxpotentiaal (Ringelberg, 1976). De waterdiepte is hierdoor ook één van de belangrijkste standplaatseisen van wortelende waterplanten (Bloemendaal *et al.*, 1988). Gaande van land naar dieper water, zijn verschillende gordels met kenmerkende soorten en groeivormen te onderscheiden. Dit verschijnsel heet zonering. Zonatie van waterplantenbegroeiing vindt haar oorzaak in lokale verschillen in abiotische milieufactoren zoals licht, waterdiepte, waterbeweging en samenstelling van de bodem. Licht is een belangrijke factor waarvan de invloed vooral in het verticale vlak varieert. Bij een toenemende waterdiepte neemt de lichtintensiteit af en verandert de spectrale samenstelling. Zowel de kwantiteit als de kwaliteit van het licht dat de bodem bereikt, beïnvloedt de aard van de vegetatie. Zo kunnen op grotere diepte alleen soorten groeien die bij lage lichtintensiteit kunnen leven, zoals watermossen en kranswieren.

De dimensies zijn ook indirect van belang omdat ze verschillen in temperatuur veroorzaken. In grote, diepe sloten kan een groot temperatuurverschil voorkomen tussen de bovenste en de onderste laag van de sloot. Ook in de microhabitats kunnen verschillende temperaturen heersen. In ondiepe wateren is de temperatuur minder verschillend tussen de verschillende diepten. In ondiepe wateren is de watertemperatuur sterker afhankelijk van de luchttemperatuur dan in diepere sloten. Dit kan leiden tot grotere schommelingen in de watertemperatuur gedurende de dag en hogere watertemperaturen op warmere dagen en lagere op koudere dagen. Daarnaast is 's winters de kans op bevrozing van ondiepe sloten groter dan van diepe sloten. Temperatuur heeft een direct effect op de fysiologie van bijvoorbeeld macrofauna maar ook op het zuurstofgehalte in de sloot. Bij hoge temperatuur treedt eerder zuurstoftekort op.

Een verandering van de waterdiepte (hoogte van de waterkolom) kan dus van grote invloed zijn op het voorkomen van specifieke soorten. Waterhuishoudkundige maatregelen die de waterhoogten beïnvloeden hebben daarom een groot effect op aquatische levensgemeenschappen.

4.2.4 Permanentie

In het extreme geval leidt een peilfluctuatie tot volledige droogval van een watergang, vaker leidt peildaling tot droogval van een gedeelte van de oever. Droogval ontstaat meestal in de zomer, wanneer door gebrek aan wateraanvoer (neerslag, kwel), als gevolg van wegzijging en een hoge (gewas-) verdamping het (grond-) waterpeil daalt. Hierbij spelen locale en regionale hydrologische factoren (hoe wordt het water gevoed, mate van isolatie) en locale factoren, zoals de mate van beschaduwing, een belangrijke rol. Organismen die bestand zijn tegen droogval hebben hiervoor een overlevingsstrategie ontwikkeld. Waterplanten kunnen een landvorm bezitten of vormen zaden voordat de sloot droog valt (Grime, 1979). Ook in minder extreme gevallen kunnen waterplanten met droogval te maken krijgen. Dit is bijvoorbeeld het geval voor vaste planten die hun standplaats op of nabij oevers hebben en bij een waterpeilverlaging droogvallen.

Ook voor de macrofauna vraagt het droogvallen een overlevingsstrategie om zich te beschermen tegen, of te onttrekken aan, uitdroging. Een groot aantal soortengroepen kent dergelijke strategieën niet en komt dan ook niet in droogvallende watergangen voor. Levensgemeenschappen in droogvallende wateren worden vaak gedomineerd door larven van vliegende insecten die voor de periode van droogval uitvliegen, soms met achterlating van droogteresistente eieren. Binnen andere soortengroepen komen soorten voor die zich niet actief kunnen verspreiden. Binnen deze groepen komen soorten voor die droge perioden als ei, cyste, larve of adult kunnen overleven (Wiggins *et al.*, 1980), vooral in vochtige bodems en achterblijvende poelen.

4.2.5 Waterbeweging

Een sloot is per definitie een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water waarin stroming geen belangrijke ecologische factor vormt, of, als dat wel het geval is, kunstmatig en slechts tijdelijk of periodiek van aard is (Nijboer, 2000). Voor sloten is de factor stroomsnelheid daarom niet opgenomen als belangrijke factor. Wel wordt waterbeweging behandeld in hoofdstuk 5 aangezien het van belang is voor de aanvoer van gebiedsvreemd water of bijvoorbeeld het transport van drijvende waterplanten zoals kroos. In tegenstelling tot stroming in beken kan waterbeweging in sloten tweezijdig zijn.

4.2.6 Dwarsprofiel en steilheid van het talud

De vorm van de oever is van groot belang voor het voorkomen van een soortenrijke gemeenschap. Vegetatie ontwikkelt zich vaak beter op een flauw talud. Bij een steil talud, dus een snelle overgang van diep naar ondiep, ontbreken vaak stadia van de gradiënt van diep naar ondiep water. Hierdoor komt minder fauna voor, omdat veel dieren zich voeden, schuilen en paaien in vegetatierijke delen van een water. De vorm van de oeverlijn is eveneens belangrijk. Een instekende en terugwijkende oeverlijn biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van allerlei natte biotopen (Nijboer, 2000).

De vorm van de oever bepaalt de habitats binnen een water. Het is in ieder watertype van belang variatie in habitats, dus in oevervormen te creëren. Waterhuishoudkundige maatregelen die meer variatie in het dwarsprofiel bewerkstelligen, verhogen de natuurwaarde van elk sloottype.

4.2.7 Variatie in vegetatiestructuur

Waterplanten komen voor in verschillende groeivormen. Een indeling is te maken in soorten met drijfbladeren of planten die geheel onder het wateroppervlak groeien (Pot & Schippers, 2000). In beide groepen komen soorten voor die in de waterbodem wortelen, dan wel los zwevend of drijvend voorkomen. De stromingsweerstand van watergangen wordt in belangrijke mate bepaald door de groeivormen van waterplanten die in de watergang domineren en hun biomassa (Querner, 1995). Waterplanten zijn echter niet alleen een belangrijke hydrologische factor. Ze vormen ook een belangrijke habitat voor epifyten, macrofauna en vissen.

4.2.8 Bodemsamenstelling en organisch materiaal

Door de vorm en de dimensies van een sloot is de invloed van het substraat van zowel de bodem als de oever op de samenstelling van de vegetatie en de macrofaunagemeenschap groot. Omdat de bodem van Nederland zeer afwisselend van samenstelling is, kunnen de gegraven sloten ook vele bodemsoorten doorsnijden. Dit betreft niet alleen de hoofdtypen zoals zand, klei en veen, maar ook de vele overgangen binnen deze typen zelf. Deze wisselende bodemsamenstelling kan een verschillende fysisch-chemische samenstelling van het slootwater veroorzaken (Beltman, 1983).

Organisch materiaal blijft voor een groot deel beschikbaar voor water- en oeverplanten, doordat sloten ondiep zijn. De bodem wordt meestal bedekt door een dikke laag sapropelium (gedeeltelijk afgebroken organisch materiaal). In veensloten komt een combinatie van sapropelium en veen voor. De aanwasselheid (netto sedimentatie) van organisch materiaal, die voornamelijk wordt bepaald door de grondsoort en de plantengroei, bepaalt in belangrijke mate de toegepaste onderhoudsfrequentie. De aanwasselheid is hoger in veengebieden dan in zand- en kleigebieden (Gerrits, 2000).

5 Invloed van hydromorfologische factoren op aquatische levensgemeenschappen

5.1 Waterplanten

Of waterplanten zich ergens kunnen vestigen en handhaven, hangt voor een belangrijk deel af van de fysische, chemische en biologische eigenschappen van de omgeving. Eenmaal gevestigd oefenen waterplanten op hun beurt invloed uit op hun omgeving. De architectuur van hun vegetaties, hun metabolische activiteit en hun afbraakprodukten kunnen grote veranderingen in het fysische en chemische milieu teweeg brengen. Vooral in relatief kleine en ondiepe wateren zoals sloten kunnen oever- en waterplanten aspect bepalend zijn en een grote invloed uitoefenen op hun directe omgeving (Bloemendaal & Roelofs, 1988).

De afgelopen twintig jaar is een aantal typologisch en modelstudies gedaan naar waterplanten in sloten (tabel 2). Het belangrijkste gemeenschappelijk doel van deze studies was te bepalen welke factoren een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de samenstelling van de watervegetatie.

Tabel 2 Overzicht van typologische en modelstudies naar waterplanten in sloten

bron	regio	watertype	studie
De Lange (1972)	Nederland	sloten	typologisch
Claassen (1987)	Friesland	alle wateren	typologisch
Bloemendaal & Roelofs (1988)	Nederland	alle wateren	typologisch
Smit (1990)	Zuid-Holland	kleine wateren	typologisch
STOWA (1993)	Nederland	sloten	typologisch
Barendregt & Van Leerdam (1995)	Zuid-Holland	alle wateren	model
Nijboer <i>et al.</i> (2003)	Nederland	sloten	typologisch

In typologische studies worden hiervoor clusterings- en ordinatietechnieken toegepast. In modelstudies wordt (vaak met behulp van logistische regressie) bepaald welke milieuvariabelen moeten worden opgenomen in een model om het voorkomen van een soort of een levensgemeenschap te kunnen voorspellen. Het grote nadeel van al deze studies is dat geen inzicht wordt verkregen in de wijze waarop milieufactoren invloed uitoefenen op de levensgemeenschap.

In bijlage 1 wordt per studie uit tabel 2 aangegeven van welke stromings- en structuurfactoren is vastgesteld dat zij een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de samenstelling van watervegetatie. In deze paragraaf worden kort de resultaten per factor besproken. Daarnaast wordt voor elke factor beschreven op welke wijze veranderingen in een factor inwerken op de watervegetatie.

Kwel

De evaluatie van de factor kwel in relatie tot het voorkomen van bepaalde waterplanten is een bijzonder ingewikkelde zaak. De werkelijke verantwoordelijke factor is vaak niet de kwel op zich, maar bijvoorbeeld de hogere of lagere watertemperatuur van het kwelwater of het relatief hoge CO₂-gehalte van het

kwelwater (De Lange, 1972). De samenstelling van het kwelwater hangt af van de bodemlagen die het passeert, voor het aan de oppervlakte komt.

IJzerhoudend kwelwater heeft een permanente neerslag van ijzerfosfaat tot gevolg, waarbij fosfaten aan de waterlaag worden onttrokken. Zo kan voedselarm water boven een voedselrijke bodem ontstaan (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Daarnaast kan kwelwater rijk zijn aan CO₂ of bicarbonaat. Hierdoor kan een gradiënt ontstaan tussen bodem en wateroppervlak wat betreft het koolstofgehalte en de pH. Op een kwelplaats is vaak sprake van een minerale bodem, doordat het opstijgende kwelwater organisch slib wegspoelt. Bovenstaande voorbeelden geven aan dat kwel op verschillende manieren van invloed kan zijn op de abiotische omgeving van waterplanten, waarbij deze invloed ook weer afhangt van de samenstelling van het kwelwater die per locatie sterk kan verschillen. In zijn algemeenheid kan worden gezegd dat kwelverschijnselen zorgen voor heterogeniteit. Een heterogeen milieu kan leiden tot een soortenrijke vegetatie (Van Katwijk & Roelofs, 1988).

De factor kwel is in drie verschillende typologische studies onderzocht. Nijboer *et al.* (2003) en Smit (1990) hebben geconstateerd dat kwel een belangrijke invloed heeft op de samenstelling van de watervegetatie, STOWA (1993) spreekt dit echter weer tegen. Barendregt & Van Leerdam (1995) beschrijven dat, bij de ontwikkeling van een model voor het bepalen van de invloed van chemische en hydromorfologische factoren op de responsie van soorten, voor 10% van de soorten de factor kwel nodig was om de responsie van de betreffende soorten correct te kunnen voorspellen.

Waterpeil en peildynamiek

De omkering van het natuurlijke peilverloop (paragraaf 4.2.3) heeft belangrijke consequenties voor de ontwikkeling van de vegetatie. Onder natuurlijke omstandigheden bereikt het waterpeil in het vroege voorjaar zijn hoogste stand en treedt gedurende de zomer een geleidelijke daling op. Deze dalende waterstand is gunstig voor riet en andere oever- en waterplanten die met behulp van uitlopers de langzaam droogvallende bodem kunnen koloniseren. Wanneer het waterpeil in de zomer hoger gehouden wordt, zijn er geen mogelijkheden tot uitbreiding van het areaal voor water- en oeverplanten. De uitlopers blijven op het water drijven en hechten zich niet met hun wortels aan de bodem (Ligtvoet & Grimm, 1992). Daarnaast kunnen waterplanten die vroeg in het voorjaar bij winterpeil gaan groeien of kiemen na het opzetten van het zomerpeil door een gebrek aan licht weer afsterven (Ligtvoet & Grimm, 1992). Waterplanten die later in het voorjaar bij zomerpeil gaan groeien of kiemen, sterven af wanneer ze bij het instellen van het winterpeil droogvallen.

Behalve omkering van het natuurlijke peil is de snelheid waarmee het peil in de zomer wordt opgezet van belang. Bij het te snel opzetten van het zomerpeil kunnen waterplanten afsterven. Bij een toenemende waterdiepte verandert de lichtintensiteit en kunnen de waterplanten door een gebrek aan licht afsterven (Ligtvoet & Grimm, 1992; Westera, 1995). Ook drijfplanten kunnen afsterven bij een te snelle stijging van het waterpeil.

De hoogte van de waterkolom (de waterdiepte) is van belang voor gradiënten van onder andere temperatuur, licht, zuurstof en redoxpotentiaal (Ringelberg, 1976). De waterdiepte is hiermee een belangrijke standplaatseis van wortelende waterplanten (Bloemendaal *et al.*, 1988). Uit verschillende studies is een correlatie gebleken tussen de waterdiepte en het voorkomen van bepaalde soorten (Spence, 1964; Chambers & Kalf, 1987; Pip & Sutherland-Guy, 1987). Vrijwel al deze studies hebben betrekking op de groei van waterplanten in meren met vaak zeer helder water. Het is echter niet helemaal duidelijk welke factor of factoren bepalend zijn voor deze zonering van waterplanten aangezien meerder factoren veranderen met toenemende diepte. Aulio (1985), Best (1981, 1982), Chambers & Kalff (1987) en Pip & Sutherland-Guy (1987) hebben geconstateerd dat licht een belangrijke rol speelt. Bloemendaal & Roelofs (1988) ondersteunen deze bevinding. Lang niet alle planten kunnen bij een lage lichtintensiteit overleven. Naast licht kan ook de hydrostatische druk en/of veranderingen in de bodemstructuur en -samenstelling als gevolg van variaties in sedimentatiepatronen een rol spelen bij de zonering van waterplanten met de diepte. De waterdiepte in sloten is over het algemeen vrij gering ten opzichte van meren (meestal minder dan 1.5 m) waardoor het niet waarschijnlijk is dat factoren als hydrostatische druk en veranderingen in de bodemstructuur en -samenstelling een grote rol zullen spelen in sloten. De lichtintensiteit, het zuurstofgehalte en de redoxpotentiaal kunnen echter in sloten met troebel water al op geringe diepte snel afnemen.

Onderzoek naar de effecten van wijzigingen in de hoogte van de waterkolom zijn over het algemeen gekoppeld aan de maatregelen peilbeheer of baggeren. Studies met betrekking tot het peilbeheer beschrijven vaak de inlaat van gebiedsvreemd water en de gevolgen daarvan. In deze studies wordt vaak niet ingegaan op de effecten van een verhoogde of verlaagde waterdiepte op de aquatische levensgemeenschap, maar alleen op de gevolgen van veranderingen in de nutriëntenhuishouding als gevolg van de inlaat van gebiedsvreemd water. Een uitzondering hierop vormt Jansen *et al.* (1996) die constateert dat peilwijzigingen in de Zuid- en Noordeinderpolder slechts geringe veranderingen in de stoffenbalansen tot gevolg zullen hebben. De concentraties totaal-P en totaal-N in het polderwater worden vooral beïnvloed door de inlaat van water enerzijds en door processen als vastlegging en nalevering van fosfor door de waterbodem en (de)nitrificatie anderzijds. Veranderingen als gevolg van peilverlaging worden hierdoor volledig overschaduwd (Jansen *et al.*, 1996). Wel moet vermeld worden dat hier gaat om een onderzoek naar de te verwachten effecten van peilwijzigingen, waarbij geen metingen zijn uitgevoerd na peilwijziging.

Het effect van baggeren op de levensgemeenschap van sloten is meerdere malen onderzocht. Uit al deze studies blijkt dat het aandeel van ondergedoken waterplanten toeneemt na baggeren (Boeyen *et al.*, 1992; Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers, 2001).

Veder zal bij een toenemende waterdiepte de bedekking van het water met kroos en kroosvaren afnemen (Boeyen & Van der Honing, 1988; Boeyen *et al.*, 1992). Boeyen & Van der Honing (1988) constateerden in veenweidegebieden dat bij een waterdiepte van minder dan 40 cm een kroosdek aanwezig kan zijn van 60% of meer en dat kroosbedekkingen van 100% uitsluitend worden aangetroffen bij een

waterdiepte kleiner dan 30 cm (Boeyen *et al.*, 1992; Schreijer, 1992). Niet al het onderzoek geeft echter zulke duidelijke resultaten. Kroos komt voor in de vorm van deklagen, die met name in de periode mei-oktober worden aangetroffen in ondiep, rustig water met een hoge nutriëntenaanvoer. De aanwezigheid van een kroosdek veroorzaakt zuurstofgebrek in het water, omdat (Arts *et al.*, 1988, STOWA 1992a, b):

- de krooslaag vrijwel al het licht wegneemt uit het onderstaande water, waardoor zuurstofproducerende waterplanten nauwelijks tot ontwikkeling kunnen komen of afsterven;
- in het water onder het kroosdek continu zuurstof wordt verbruikt bij de afbraak van afgestorven kroos of waterplanten, met een piek in het najaar wanneer het kroos in korte tijd massaal afsterft;
- zuurstofdiffusie vanuit de atmosfeer naar het water sterk geremd wordt door het kroosdek.

Gebrek aan zuurstof vormt een bedreiging voor zuurstofverbruikende organismen, zoals vissen. Verder kunnen onder zuurstofloze omstandigheden toxische stoffen ontstaan die kunnen leiden tot stank en negatieve effecten op de aanwezige flora en fauna (Schreijer & Bos, 1992) Het voorkomen van grote dichtheden kroos wordt om deze reden als ongewenst beschouwd.

De vraag bij baggeren blijft echter altijd of de waargenomen veranderingen het gevolg zijn van een toename van de waterdiepte of en afname van de nutriëntgehalten. De in de bodem opgeslagen nutriënten worden namelijk met het baggeren verwijderd. Bakker *et al.* (1988), Boeyen & Van der Honing (1988) en Boeyen *et al.* (1992) bevestigen dat de vergroting van de waterdiepte die met baggeren optreedt de belangrijkste factor is voor de gemeten veranderingen in de samenstelling van de watervegetatie. Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers (2001) melden expliciet dat de totaalfosfor- en stikstofgehalten nauwelijks veranderen na baggeren. De toename in ondergedoken waterplanten kan dus niet het gevolg zijn van een afname van voedingsstoffen in de waterfase.

Het is duidelijk dat het vergroten van de waterdiepte een positief effect heeft op de vegetatiesamenstelling, maar het is niet duidelijk welke factoren hierin bepalend zijn. Mogelijk kan het positieve effect worden veroorzaakt door een toename in de helderheid van het water na baggeren. De grotere waterdiepte kan leiden tot minder omwoeling van de waterbodem, zodat dat waterplanten in de vastere bodem kunnen kiemen en de groei minder wordt belemmerd door sedimentierend slib (Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers, 2001).

In veel typologische studies en modelstudies is de diepte meegenomen, onduidelijk is echter of het gaat om de hoogte van de waterkolom of de afstand van de bodem tot aan het maaiveld. De hoogte van de waterkolom is wel expliciet opgenomen in een studie van Barendregt & Van Leerdam (1995). Barendregt & Van Leerdam (1995) beschrijven dat bij de ontwikkeling van een model voor het bepalen van de invloed van chemische en hydromorfologische factoren op de responsie van soorten, voor 21% van de soorten de factor hoogte van de waterkolom nodig was om de responsie van de betreffende soorten correct te kunnen voorspellen. Studies waarbij is gekeken naar peildynamiek zijn niet gevonden.

Permanentie

Waterplanten in sloten kunnen als gevolg van wisselend waterpeil te maken krijgen met periodieke uitdroging. De meeste ondergedoken waterplanten overleven in hun gevestigde fase een geheel uitdrogend milieu niet. Ze komen in dergelijke milieus dan ook niet voor, of hebben al voor de uitdroging zaden gevormd die de droge periode kunnen overbruggen. Soorten die in hun gevestigde fase wel periodes van droogte kunnen overleven, ontwikkelen een speciale vorm die is bestand tegen uitdroging, voorbeelden van waterplanten die een dergelijke vorm kunnen ontwikkelen zijn gele plomp (*Nuphar lutea*), waterlelie (*Nymphaea alba*), watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en waterranonkels (*Ranunculus spp.*).

Nijboer *et al.* (2003) constateerden dat de factor permanentie een belangrijke rol speelt bij de verklaring van de samenstelling van de watervegetatie in sloten. De factor permanentie is in alle overige typologische en modelstudies naar sloten niet onderzocht.

Waterbeweging

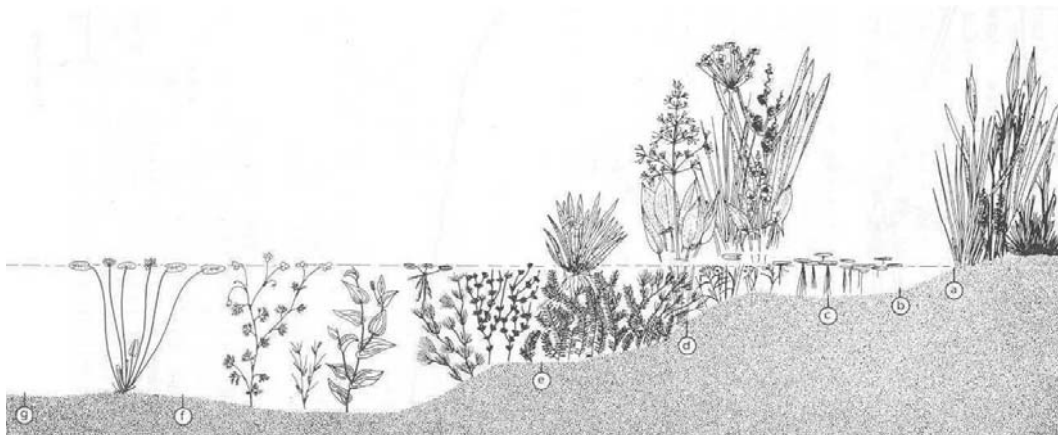
Verspreiding van kroos door wind en waterbeweging lijkt heel belangrijk. Het effect van baggeren van een individuele sloot kan door aanvoer van kroos vanuit een niet gebaggerde omgeving snel verloren gaan. Daarnaast kan de ontwikkeling van de vegetatie van een afzonderlijke sloot worden verstoord door de aanvoer van kroos via wind en waterbeweging (Boeyen *et al.*, 1992).

Peeters & De Klein (1996) vonden een sterke relatie tussen de grootte van de submerse vegetatielaag en de gemeten stroomsnelheden. Mogelijk veroorzaakt de stroming van water die optreedt bij het inlaten van water in droge periodes fysieke aantasting van de submerse laag (Peeters & De Klein, 1996).

De waterbeweging is voor zover bekend niet meegenomen in typologische en modelstudies naar waterplanten in sloten.

Variatie in dwarsprofiel en steilheid van het talud

Afhankelijk van het gebied waarin sloten zijn gegraven, kan de bodem bestaan uit zand, klei of veen. Dit bodemmateriaal is maatgevend voor de helling van de oevers. Bij een hoog lutumgehalte zijn de oevers in de praktijk meestal steil tot zeer steil (circa 1:1 of steiler) (Spijker *et al.*, 1995). Per oever kunnen verschillende zones worden onderscheiden op basis van de plant- en diersoorten die er voorkomen. Deze zones zijn in de praktijk meestal niet scherp van elkaar te scheiden, omdat de standplaatseisen van de verschillende soorten geleidelijk in elkaar overgaan. Vanaf het open water kunnen de volgende begroeiingszones worden onderscheiden: ondergedoken waterplantenzone, drijvende waterplantenzone, moerasplanten zone en de ruigtekruidenzone. In figuur 2 wordt het dwarsprofiel van een geïdealiseerde sloot weergegeven.



Figuur 2 Dwarsprofiel van een geïdealiseerde sloot a: moerassige overgang land-water; b: kaal golflaggedeelte; c: kommetje met veel kroos en een slikbodem; d: detritusrijk deel met veel emergente vegetatie; e: overgang van emergente naar drijvende en ondergedoken vegetatie met een minder detritusrijke bodem; f: ondergedoken vegetatie; g: open water (Verdonschot 1990a).

De vorm van de oever is van groot belang voor het voorkomen van een soortenrijke gemeenschap. Steile oevers bieden maar weinig ruimte voor een gezonde vegetatie ontwikkeling (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Vegetatie ontwikkelt zich vaak beter op een flauw talud. Bij een steil talud, dus een snelle overgang van diep naar ondiep, ontbreken vaak stadia van de gradiënt van diep naar ondiep water. De vorm van de oeverlijn is eveneens belangrijk. Een instekende en terugwijkende oeverlijn biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van allerlei natte biotopen (Nijboer, 2000). Door variatie te creëren van het dwarsprofiel ontstaat een grotere variatie in habitats en daarmee een grotere variatie in soortensamenstelling. (Spijker *et al.*, 1995).

Nijboer *et al.* (2003) en Barendregt & Van Leerdam (1995) hebben geen belangrijke relatie kunnen aantonen tussen de samenstelling van de watervegetatie en de helling van het talud. Studies naar de relatie tussen variatie in het dwarsprofiel en de samenstelling van de watervegetatie zijn niet bekend.

Organisch materiaal

Voor zover bekend zijn er geen studies gedaan naar invloed van de dikte van de sapropeliumlaag op de samenstelling van de watervegetatie. Wel zijn er veel studies gedaan naar de effecten van baggeren op de watervegetatie, waarbij een groot gedeelte van het organisch materiaal wordt verwijderd. Al deze onderzoeken wijzen, de positieve effecten op de watervegetatie die optreden na baggeren, toe aan de verhoogde waterdiepte. De mogelijke positieve effecten als gevolg van het verwijderen van de sapropeliumlaag worden niet beschreven.

Barendregt & Van Leerdam (1995) hebben in een modelstudie aangetoond dat bij de ontwikkeling van een model voor het bepalen van de invloed van chemische en hydromorfologische factoren op de responsie van soorten, voor 12% van de soorten de factor organisch materiaal (dikte van de sapropeliumlaag) nodig was om de responsie van de betreffende soorten correct te kunnen voorspellen.

Overige factoren

Verschillende typologische studies wijzen erop dat waterplanten vooral reageren op de chemische samenstelling van het water (Claassen, 1987; Bloemendaal & Roelofs, 1988; Smit, 1990; Nijboer *et al.*, 2003)

5.2 Vissen

Zoetwatervissen stellen, al naar gelang het levensstadium, specifieke eisen aan hun omgeving en zijn in het algemeen zeer gevoelig voor ingrepen in hun leefmilieu (Natuurbeschermingsraad, 1994).

Quak (1994) geeft een ecologische indeling van de visfauna toegespitst op de Nederlandse situatie. De zoetwatervisfauna wordt hierbij ingedeeld in drie ecologische groepen:

- *rheofielen*, vissoorten waarvan één of meerdere levensstadia zijn gebonden aan stromend water.
- *eurytopen*, vissoorten die zowel in stilstaand als stromend water thuis voelen en waarvan de levensstadia in vrijwel alle watertypen kunnen worden aangetroffen.
- *limnofielen*, vissoorten met een voorkeur voor stilstaand of zwak stromend water waarvan één of meer levensstadia zijn gebonden aan waterplanten.

De indeling is gebaseerd op de voorkeur van vissen voor stroomsnelheid, paaisubstraat en het migratiegedrag.

De uiteindelijke samenstelling van de visgemeenschap hangt af van een complex van factoren. Het complex van factoren bepaald welke soorten in een bepaald watertype algemeen zijn, welke zeldzaam zijn of welke er helemaal niet zullen voorkomen. In het veld werken al deze factoren op de vis in, waardoor het niet eenvoudig is de bijdrage van afzonderlijke factoren vast te stellen. Aangezien het zeer moeilijk is om een goed inzicht te krijgen in welke factoren belangrijk zijn en hoe ze op elkaar inwerken, worden typologieën van wateren opgesteld om een inschatting te maken van de (potentiële) samenstelling van de levensgemeenschap. Grimm *et al.* (1992) en de OVB (1988) hebben beiden viswatertypen onderscheiden op basis van de hogere waterplanten en de voedselrijkdom van het water (en de daarmee samenhangende aanwezigheid van fytoplankton en zichtdiepte van het water). Grimm *et al.* (1992) onderscheidt inclusief overgangstypen vijf viswatertypen en de OVB (1988) onderscheidt vier viswatertypen. Beide indelingen komen in hoge mate met elkaar overeen. De indeling van de OVB (1988) wordt hier gegeven in volgorde van voedselarm naar voedselrijk.

Type I: Ruisvoorn-snoek type, zeer helder plantenrijk water.

Helderheid: Permanent helder water met een zichtdiepte van meer dan 1 meter, geen bloei van groenalgen of blauwalgen

Waterplanten: Ondergedoken-, bovenwater- en drijfbladplanten samen beslaan doorgaans een bedekking van 60 tot 100%.

Kenmerken visstand: snoek, ruisvoorn, zeelt, baars, blankvoorn, aal en kroeskarper.

Bezetting met vis: afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem 100 tot 350 kg per hectare.

Type II: Snoek-blankvoorn type, tijdelijk matig helder, plantenrijk water.

Helderheid: Overwegend helder met een zichtdiepte van 40 tot 70 cm, soms bloei van groenalgen, geen bloei van blauwalgen.

Waterplanten: Waterplanten beslaan doorgaans een bedekking van 20 tot 60%. Vrij weinig ondergedoken waterplanten.

Kenmerken visstand: blankvoorn, snoek, ruisvoorn, zeelt, baars, kolblei, brasem.

Bezetting met vis: afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem 300 tot 500 kg per hectare.

Type III: Blankvoorn-brasem type, matig helder, matig plantenrijk water.

Helderheid: Regelmatig groenalgenbloei in de periode juni-oktober, incidenteel blauwalgenbloei. Gemiddelde zichtdiepte van 40 tot 60 cm.

Waterplanten: Ondergedoken-, bovenwater- en drijfbladplanten samen beslaan doorgaans tot 25%.

Kenmerken visstand: blankvoorn, brasem, baars, snoek, snoekbaars, pos karper en aal.

Bezetting met vis: afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem 350 tot 600 kg per hectare.

Type IV: Brasem-snoekbaars type, troebel plantenarm water.

Helderheid: Jaarlijkse seizoensgebonden of permanente groen- en blauwalgenbloei. Gemiddelde zichtdiepte van 10 tot 40 cm.

Waterplanten: Ondergedoken-, en drijfbladplanten zijn met een gemiddelde bedekking van 10%, nauwelijks vertegenwoordigd.

Kenmerken visstand: brasem, snoekbaars, blankvoorn, pos karper en aal.

Bezetting met vis: afhankelijk van de samenstelling van de waterbodem 400 tot 800 kg per hectare.

Ligtvoet & Grimm (1992) vermelden dat de visstand in de stilstaande Friese wateren oorspronkelijk voornamelijk werd gedomineerd door vissen van het baars-blankvoorn type en het snoek-zeelt type. Het baars-blankvoorn type wordt niet beschreven door de OVB (1998), dit is een type dat van nature alleen voorkomt in voedselarme wateren. Vrijwel alle andere voedselrijkere stilstaande wateren herbergden de oorspronkelijke visgemeenschap karakteristiek voor het snoek-zeelt type. Het snoek-zeelt type beschreven door Ligtvoet & Grimm (1992) komt overeen met het ruisvoorn-snoektype beschreven door de OVB (1998). Met name in deze plantenrijke wateren kwamen naast de dominante vissoorten nog een groot aantal andere soorten voor, zoals bittervoorn, grote en kleine modderkruiper en stekelbaarzen. Deze omschrijving van de visgemeenschap van natuurlijke stilstaande wateren komt overeen met de referentiebeschrijving van neutrale sloten in het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen, deel 6, Sloten.

De structuur van de vislevensgemeenschap van sloten is de laatste decennia op veel plaatsen drastisch gewijzigd. Door een toename van de voedselrijkdom zijn verschuivingen opgetreden ten nadele van roofvissen als de snoek en ten gunste van een beperkt aantal bodemwoelende planktivore vissoorten als brasem en blankvoorn (Willemsen, 1980; Ligtvoet & Grimm, 1992).

In wateren van het ruisvoorn-snoektype met een rijke watervegetatie zal een matige toename van voedingsstoffen zich in eerste instantie vertalen in een toename van de biomassa van hogere waterplanten. Wanneer sprake is van een door de waterplantengroei geïnduceerde stikstoflimitatie zal de toename aan voedingsstoffen nog niet leiden tot een toename van de algenbiomassa. Indien het gehalte aan voedingsstoffen zodanig toeneemt dat er geen sprake meer is van stikstoflimitatie zal de algenbiomassa en daarmee de zoöplankton- en visbiomassa toenemen. In tegenstelling tot de planktivore prooivissen zoals blankvoorn en brasem, kan de roofvisstand niet boven een bepaald plafond uitstijgen. Als gevolg hiervan zal bij toenemende verrijking op een gegeven moment de prooivisstand het maximale consumptieniveau van de roofvisstand overstijgen. De soortensamenstelling van de visgemeenschap wijzigt zich ten gunste van ondermeer blankvoorn en brasem. Door de toename van planktivore vis neemt de predatie op het zoöplankton toe en verminderd de begrazing van algen door zoöplankton. De toename van de algenbiomassa leidt tot een sterk verslechterd lichtklimaat. Onder invloed van de verslechterende lichtcondities verdwijnen ondergedoken waterplanten en worden deze vervangen door waterplanten met drijfbladeren. Door continue omwoeling van de bodem, door voornamelijk brasem, blijft het water troebel. Bij verregaande eutrofiëring en dominantie van algen verdwijnen uiteindelijk ook deze planten en wat rest is een vegetatie-arm open, troebel en algenrijk water brasem-snoekbaars type. Het proces van eutrofiëring in stilstaande wateren is door velen beschreven (onder andere OVB, 1988; Ligtvoet & Grimm, 1992; Scheffer, 1998)

In dit hoofdstuk wordt alleen de directe invloed van hydromorfologische factoren op de visstand besproken. Voor inzicht de invloed van hydromorfologische factoren op de watervegetatie en de daarmee samenhangende gevolgen voor de visstand dienen hoofdstuk 3 en 4 in samenhang te worden gezien.

Kwel

Wanneer in sloten sprake is van regelmatige stroming, bijvoorbeeld door de aanvoer van kwelwater kunnen er ook (in beperkte mate) stromingsminnende soorten aanwezig zijn in sloten zoals het biermpje en de riviergondel (Beije *et al.*, 1994). Verder kan kwel van invloed zijn op een aantal voor vissen andere belangrijke factoren zoals de temperatuur, de zuurgraad en het zoutgehalte van het water.

De watertemperatuur heeft invloed op metabolische processen, hormoonhuishouding en zuurstofopname. Te hoge of te lage temperaturen kunnen groei en ontwikkeling van vissen nadelig beïnvloeden (Fonds & Rijnsdorp, 1988; Wootton, 1992). De zuurgraad van het water beïnvloedt de osmotische toestand van het inwendige milieu van vissen en is van belang voor de ontwikkeling van visseneieren. Het zoutgehalte van het water is van invloed op de ion-regulatie.

Op welke manier kwel de bovenstaande factoren en daarmee de visstand zal beïnvloeden kan sterk verschillen per locatie; de samenstelling van het kwelwater is afhankelijk van de bodemlagen die het passeert.

Waterpeil en peildynamiek

Peilbeheer van met lage waterstanden in de winter en hoge waterstanden in de zomer in combinatie met de aanwezigheid van stuwen is ongunstig voor de voortplanting van roofvissen zoals de snoek en de baars. Dit peilbeheer maakt een goede ontwikkeling van de roofvisstand onmogelijk. Door het lage winterpeil komen de geschikte paaibiotopen buiten bereik te liggen. Vaak wordt het zomerpeil te laat opgezet om potentiële paaigebieden tijdig bereikbaar te maken voor roofvissen. Tevens resulteert het late opzetten van het zomerpeil ook in een tekort aan geschikte opgroeigebieden voor jonge roofvis. Daarnaast betekent de inlaat van water in de paaityd een extra risico voor de voortplanting; eieren kunnen worden weggespoeld door de stroming en/of worden verstikt door opwervend slib. Het tijdstip van instelling van het zomerpeil is echter wel gunstig voor karperachtigen (waaronder de brasem), wier paaityd valt in mei en juni (Ligtvoet & Grimm, 1992). De peilverlagingen in het najaar zijn ook ongunstig voor de snoek. Bij het instellen van het winterpeil worden de jonge snoekjes vanuit de meer begroeide zijwatergangen en oeverzones naar het open water van de hoofdwatergangen gedwongen, waar zij door gebrek aan beschutting ten prooi vallen aan grotere soortgenoten (Gerlach & Zoetemeyer, 1995).

In het waterpeilbeheer kan het vervroegd, en geleidelijk opzetten van het zomerpeil als tactisch instrument worden gebruikt om het voortplantingsproces van roofvissen te begunstigen. In dit kader verdient het de aanbeveling het zomerpeil vervroegd (tenminste) half maart op te zetten zodat in de maand april de roofvis al gunstige paaioomstandigheden treft en geen peilfluctuaties toe te staan in de zes weken die hierop volgen (Westera, 1995; Ligtvoet & Grimm, 1992). Naast het tijdstip van het opzetten van het peil zijn peilfluctuaties van belang voor de visgemeenschap. Grote peilverlagingen of –verhogingen moeten gefaseerd plaatsvinden (Feith, 1978). Grote peilverlagingen zijn schadelijk voor de visstand, omdat (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990; Westera, 1995):

- de leefruimte voor vis afneemt;
- de voor vis geschikte voedselgebieden afnemen;
- voor vis geschikte paa- en schuilplaatsen afnemen;
- vis kan worden opgesloten in diepere delen van droogvallende sloten;
- te hoog oplopen van temperaturen in de zomer;
- bij ijsbedekking kans op wintersterfte door zuurstofgebrek;
- toename van predatie door vogels.

De hoogte van de waterkolom of waterdiepte is voor vissen tevens van belang i.v.m. diepwaterarealen. Goed bereikbare diepwaterarealen in een complex van sloten beschermen de vis tegen bevriezing in de winter en verkleint de kans op zuurstofloosheid van het water (Zonderwijk, 1986). Volgens Bongers (1987) is een waterdiepte van 1.5 tot 4 m is ideaal voor het leefgebied van vissen. Zij biedt goede mogelijkheden tot overwinteren en voorkomt een al te uitbundige plantengroei in de zomer. Feith (1987) stelt dat voor vis in poldergebieden tenminste 40% van het

wateroppervlak van hoofdwatgangen een diepte van minimaal 2 m moet hebben, ook na instelling van het winterpeil. Ligtvoet & Grimm (1992) hebben in het kader van het creëren van bereikbare diepwaterarealen over een diepte van 1-1.5 m.

Permanentie

Onderzoek naar de effecten van droogval op het visbestand in sloten is tijdens deze studie niet gevonden. Het effect van droogval op het visbestand zal onder andere afhangen van de mogelijkheden die de vis heeft om zich te verplaatsen naar diepere wateren.

Waterbeweging

Waterbeweging in sloten is een gevolg van het inlaten of uitslaan van water. De incidenteel hoge stroomsnelheden bij het inlaten of uitslaan van water doen slib opwerpen met de volgende negatieve gevolgen voor vis (Westera, 1995):

- plotselinge daling van het zuurstofgehalte in combinatie met vissterfte;
- verstikking van vis door modder tussen kieuwlamellen;
- verstikking van waterplanten en visseneieren door bezinking van het opgewerfelde slib.

Variatie in dwarsprofiel en steilheid van het talud

Als paai- en opgroeigebied voor de vissen zijn vooral ondiepe, rijk begroeide watergedeelten van belang. Dit kan worden gerecreëerd door een flauw talud. Een onregelmatige, grillige horizontale en verticale vormgeving van de oever vergroot de structuurdiversiteit van het watermilieu en is gunstig voor een stabiele visstand (Bongers, 1987; Crombaghs *et al.*, 2000).

Variatie in vegetatiestructuur

Door de afwezigheid van stroming, de belangrijkste differentiërende factor in beken en rivieren, zijn in stilstaande en tijdelijk zwak stromende wateren, minder verschillende habitats aanwezig. De visfauna is daardoor vaak minder gevarieerd. Een factor die in dergelijke wateren van groot belang blijkt te zijn op de samenstelling van de vislevensgemeenschap is de aanwezigheid van en de bedekking met waterplanten (Crombaghs *et al.*, 2002). Op grond van hun voorkeur worden er twee groepen zoetwatervissen onderscheiden (OVB, 1998):

- Vissoorten die hoge mate afhankelijk zijn van waterplanten, zoals, snoek, rietvoorn, kroeskarper en zeelt.
- Vissoorten, die een veel minder sterke binding met waterplanten vertonen, zoals brasem, blankvoorn en snoekbaars.

Verschillende karakteristieken van waterplanten zijn van belang voor de in het water aanwezige visfauna (Cowx & Welcome, 1998; Ligtvoet & Grimm, 1992):

- Dekking voor roofvissen - voor de snoek is de vegetatie onontbeerlijk voor zijn jachttechniek; de vegetatie biedt een schuilplaats van waaruit de proovis wordt aangevallen.
- Paaiplaats - de eieren worden door veel vissoorten (o.a. snoek, baars, blankvoorn) bij voorkeur afgezet op planten, omdat eieren op de bodem grote kans lopen met detritus bedekt te raken, te beschimmelen en af te sterven. Daarnaast zorgt de

aanwezigheid van waterplanten voor rustige omstandigheden door demping van wind- en golfwerking, waardoor eieren worden beschermd tegen beschadiging.

- Schuilplaats voor juveniele en kleine vissen - de vegetatie biedt bescherming tegen predatie.
- Schuilplaats voor veel verschillende soorten macrofauna - macrofauna dient als voedsel voor vis.
- Vastlegging van het sediment, waardoor het water minder snel troebel wordt;
- schuilplaats voor zoöplankton (zoöplankton voed zich met fytoplankton en houdt zo het water helder).
- Fysische link tussen water en lucht voor macrofauna – macrofauna dient als voedsel voor vis.
- Waterzuivering - planten produceren zuurstof en zetten het toxische ammonia om in nitraten. Ondergedoken waterplanten bevorderen een goede zuurstofbalans. Een teveel aan waterplanten kan echter ook een tekort aan zuurstof veroorzaken. In de herfst sterven planten af en voor de afbraak wordt zuurstof verbruikt. Ook 's nachts verbruiken planten zuurstof, terwijl de zuurstofproductie door middel van de fotosynthese stilstaat. Een zuurstoftekort kan optreden indien zuurstofproductie en -consumptie niet in evenwicht zijn. Dit zal afhangen van de temperatuur, de hoeveelheid licht en de dichtheid van waterplanten (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990).
- Voedsel - voor verscheidene karpertachtigen vormen waterplanten een belangrijk aandeel van het menu.

Het visbestand is het meest gediend bij een gevarieerde vegetatie waarin verschillende plantengroepen zijn vertegenwoordigd (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990).

Om te voorkomen dat sloten verlanden moeten ze regelmatig worden geschoond. Schoning heeft een grote invloed op de variatie in vegetatiestructuur. Verwijdering van drijvende waterplanten en/of emergente vegetatie in het voorjaar kan leiden tot een gunstig lichtklimaat en het beschikbaar komen van nutriënten voor algen en ondergedoken waterplanten, wat kan leiden tot (Ligtvoet & Grimm, 1992):

- Een explosieve algengroei en flabvorming, waardoor de groei van waterplanten wordt vertraagd.
- Een vroegtijdige en explosieve groei van ondergedoken waterplanten zoals waterpest en hoornblad. In natuurlijke situaties valt het hoogtepunt van de hoornblad- en waterpestontwikkeling aan het eind van de zomer, maar door het wegvallen van de concurrentie met drijvende waterplanten kunnen deze ongewenste soorten zich al vroeg in het jaar massaal ontwikkelen. Dit heeft tot gevolg dat de watergang meerdere malen per jaar moet worden geschoond.
- Een explosieve groei van kroos.

Uit het bovenstaande kan worden afgeleid dat voorjaarsschoning kan leiden tot een afname van de variatie in vegetatiestructuur. Een afname in diversiteit van de vegetatiestructuur heeft nadelige gevolgen voor de visstand (afname paai-, opgroei, en schuilplaatsen). De groei van algen en kroos leidt tot een verslechterd lichtklimaat, wat het verdwijnen van roofvissen zoals de snoek tot gevolg kan hebben. Bovendien kan een dicht kroosdek leiden tot zuurstofgebrek in het water, met vissterfte als gevolg.

Schoningen uitgevoerd in het najaar zijn het minst nadelig voor de ontwikkeling van de visstand. De paai-, opgroei- en schuilfunctie van de watervegetatie wordt daarmee het minst aangetast. Is naast schoning in het najaar additionele schoning noodzakelijk dan is een zomerschoning te prefereren boven een voorjaarschoning in verband met de paaimogelijkheden voor vis en de ontwikkeling van de watervegetatie in het voorjaar, optredend als concurrent voor de algen (Ligtvoet & Grimm, 1992). Ook bestaat de optie om schoningen gefaseerd uit te voeren, waarbij altijd een deel van de watervegetatie aanwezig blijft en kan dienen als paai-, opgroei- en schuilplaats. Deze methode biedt ruimte voor verschillende successiestadia en dus een grotere variatie in de vegetatiestructuur (Nijboer, 2000). Verder is het van belang dat met het schonen plantenresten uit het water worden verwijderd. Afbraak van plantenresten kan leiden ten eerste leiden tot zuurstofgebrek en ten tweede tot eutrofiëring, waardoor ondergedoken waterplanten eerder zullen worden verdrongen door (draad)algen en kroos (Bloemendaal & Roelofs, 1988).

Organisch materiaal

Voor de vissen is, net als voor waterplanten, voor zover bekend geen onderzoek gedaan naar de invloed tussen de dikte van de sapropeliumlaag op de samenstelling van het visbestand. Onder de factor waterbeweging wordt wel beschreven dat de opwerveling van organisch materiaal bij waterbeweging kan leiden tot vissterfte.

Isolatie

Een vrije uitwisseling van vissen tussen gelijksoortige wateren is belangrijk. Dit geldt met name voor de uitwisseling van wateren binnen complexen van sloten, meren, plassen. Afname van de connectiviteit door de aanwezigheid van migratiebarrières, zoals stuwen en verdeelwerken, heeft tot gevolg dat bepaalde habitats voor vissoorten niet/moeilijk bereikbaar worden. Indien de verschillende habitats (voedsel-, paai-, opgroei-, schuil- en overwinteringsgebieden) in een waterpeilgebied voldoende aanwezig zijn, leveren migratiebarrières weinig problemen op, aangezien vissen in stilstaande wateren niet over grote afstanden trekken (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990). De kans dat de verschillende habitats niet in voldoende mate aanwezig zijn binnen een waterpeilgebied wordt groter naarmate het peilgebied kleiner is of een groter peilgebied is voorzien van meerdere compartimenten. Voor bepaalde vissoorten, vooral die vissoorten die alleen kunnen overleven indien ze zich gedurende het jaar naar verschillende delen van de waterloop, of tussen verschillende waterlopen kunnen verplaatsen, kan de aanwezigheid van migratiebarrières funest zijn. In een dergelijk geval kan het wenselijk zijn om migratiebarrières passeerbaar te maken, door het aanleggen van vispassages of aanpassen van het waterpeil.

5.3 Macrofauna

Voor macrofauna is nauwelijks onderzoek gedaan naar de effecten van veranderingen in hydromorfologische factoren op de levensgemeenschap. Daarentegen zijn wel een groot aantal typologische en modelstudies uitgevoerd naar macrofauna in sloten (tabel 3).

Tabel 3 Overzicht van typologische en modelstudies naar macrofauna in sloten

bron	regio	watertype	studie
Beltman (1983)	Kromme Rijngebied en Vechtpolders	sloten	typologisch
Claassen (1978)	Friesland	alle wateren	typologisch
Verdonschot & Higler (1989)	Demmerick	sloten	typologisch
Smit (1990)	Zuid-Holland	kleine wateren	typologisch
Van der Hammen (1992)	Noord-Holland	alle wateren	typologisch
STOWA (1993)	Nederland	sloten	typologisch
Amesz & Barendregt (1996)	Noord-Holland, Zuid-Holland en Zeeland	alle wateren	Model
Nijboer <i>et al.</i> (2003)	Nederland	sloten	typologisch
Verdonschot <i>et al.</i> (2003a)	Nederland	sloten	model

In typologische studies worden clusterings- en ordinatietechnieken toegepast om inzicht te krijgen in de factoren die een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de samenstelling van een levensgemeenschap. In modelstudies wordt (vaak met behulp van logistische regressie) bepaald welke factoren moeten worden opgenomen in een model om het voorkomen van een soort of een levensgemeenschap te kunnen voorspellen. Het grote nadeel van deze studies is dat geen inzicht wordt verkregen in de wijze waarop milieufactoren invloed uitoefenen op de levensgemeenschap.

In bijlage 1 wordt voor elke studie uit tabel 3 aangegeven van welke stromings- en structuurfactoren is vastgesteld dat zij een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Uit bijlage 1 kan worden opgemaakt dat veel hydromorfologische factoren niet zijn meegenomen in de betreffende studies. In de onderstaande tekst worden kort de resultaten per factor besproken.

Kwel

Kwel is in alle onderzoeken alleen meegenomen als een kwalitatieve variabele. Verdonschot & Higler (1989), Nijboer *et al.* (2003) en Verdonschot *et al.* (2003a) hebben vastgesteld dat kwel een belangrijke invloed heeft op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Smit (1990) en STOWA (1993) konden dit echter niet vaststellen.

Waterpeil en peildynamiek

De hoogte van de waterkolom is alleen in de studie van Amesz & Barendregt (1996) meegenomen en blijkt een belangrijke rol te spelen in de verklaring van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Peildynamiek is in geen van de studies onderzocht.

Permanentie

Droogval vraagt van macrofauna een overlevingsstrategie om zich te beschermen tegen, of te onttrekken aan, uitdroging. Een groot aantal soortgroepen kent dergelijke strategieën niet en komt dan ook niet in droogvallende watergangen voor. Macrofaunagemeenschappen in droogvallende wateren worden vaak gedomineerd door larven van vliegende insecten die voor de periode van droogval uitvliegen, soms met achterlating van droogteresistente eieren. Binnen andere soortengroepen komen

soorten voor die zich niet actief kunnen verspreiden. Binnen deze groepen komen soorten voor die droge perioden als ei, cyste, larve of adult kunnen overleven (Wiggins *et al.*, 1980), vooral in vochtige bodems en achterblijvende poelen.

Verdonschot & Higler (1989), Nijboer *et al.* (2003) en Verdonschot *et al.* (2003a) hebben geconstateerd dat permanentie een belangrijke invloed heeft op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Smit (1990) en STOWA (1993) konden dit echter niet vaststellen.

Waterbeweging

Verdonschot & Higler (1989) zijn de enigen die de factor waterbeweging hebben meegenomen in hun studie. Het ging hierbij om waterbeweging door kwel. Zij hebben geconstateerd dat waterbeweging voor kwel een belangrijke invloed heeft op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

Variatie in dwarsprofiel en steilheid van het talud

De variatie in het dwarsprofiel is in geen enkele studie meegenomen. De steilheid van het talud is door Van der Hammen (1992), Nijboer *et al.* (2003) en Verdonschot *et al.* (2003a) meegenomen en kwam in geen van deze studies naar voren als een belangrijke factor voor de verklaring van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Higler & Verdonschot (1989) hebben geconstateerd dat in sloten de oever het habitat is met de grootste soortenrijkdom. De oever fungeert waarschijnlijk als broedkamer voor de hele sloot. De dichte structuren langs de oever bieden bescherming tegen predatoren. Bovendien is er voldoende voedsel aanwezig voor detritivoren en herbivoren tussen de emergente vegetatie en garandeert de ondiepe oeverzone een goede zuurstofvoorziening.

Variatie in vegetatiestructuur

Niet direct de variatie in vegetatiestructuur maar het percentage bedekking door ondergedoken waterplanten, waterplanten met drijfbladeren, emergente waterplanten en flab is meegenomen in diverse studies. Verdonschot & Higler (1989), Van der Hammen (1992), Amesz & Barendregt (1996), Nijboer *et al.* (2003) en Verdonschot *et al.* (2003a) hebben gevonden dat een of meerdere van de bovenstaande groepen van een belangrijke invloed uitoefenen op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Higler & Verdonschot (1989) stellen dat vooral de structuur van de water- en oeverplanten belangrijk is voor de macrofauna en niet zozeer de soortensamenstelling. De oevervegetatie herbergt de grootste diversiteit aan macrofaunasoorten gevolgd door ondergedoken waterplanten. De dichte structuur van water- en oeverplanten biedt goede bescherming tegen predatie en vormt een bron van voedsel in de vorm van dood plantenmateriaal en periphyton.

Zoals in hoofdstuk 5.2 al is beschreven is schoning van grote invloed op de variatie in de vegetatiestructuur. Voor de macrofauna is het van belang dat schoning op zodanige wijze wordt uitgevoerd dat een zo groot mogelijke variatie in vegetatiestructuur wordt gehandhaafd.

Organisch materiaal

Amesz & Barendregt (1996) beschrijven dat bij de ontwikkeling van een model voor het bepalen van de invloed van chemische en hydromorfologische factoren op de

responsie van soorten, voor 10% van de soorten de factor dikte van de sapropeliumlaag nodig was om de responsie van de betreffende soort goed te kunnen voorspellen. Smit (1990) kon geen duidelijk verband aantonen tussen de dikte van de sapropeliumlaag en de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

Overige factoren

Naast de al eerder genoemde factoren bleken in vrijwel alle typologische en modelstudies het zoutgehalte, nutriëntgehalten en de pH een belangrijke rol te spelen in de verklaring van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

6 Discussie en conclusies

Uit het voorgaande mag duidelijk zijn dat er weinig onderzoek is gedaan naar de rol van hydromorfologische factoren in aquatische ecosystemen van sloten. Indien de rol van hydromorfologische factoren zijn beschreven blijft het vaak bij algemene kwalitatieve beschrijvingen. Aan de hand van typologische en modelstudies is getracht een beeld te krijgen van de mate waarin verschillende hydromorfologische factoren van belang zijn voor aquatische ecosystemen. Het grote nadeel van deze studies is, dat niet duidelijk is of er sprake is van een oorzakelijk verband tussen de als belangrijk vastgestelde factoren en de samenstelling van de levensgemeenschap. Het kan bijvoorbeeld zo zijn dat uit een analyse de dimensie als belangrijke factor naar voren komt. De vraag is echter of de zandsloten in de dataset geen kleinere dimensies hebben dan de kleisloten, en het bodemtype eigenlijk de verschillen in samenstelling van de levensgemeenschap veroorzaakt en niet de dimensie.

Gebleken is dat de resultaten van typologische/model studies vaak niet met elkaar overeenkomen. Dit is onder andere het gevolg van het feit dat de resultaten sterk afhankelijk zijn van de gebruikte dataset. Indien bijvoorbeeld geen droogvallende sloten zijn opgenomen in een dataset en de factor droogval wel wordt meegenomen in de analyses, zal het lijken alsof droogval niet van belang is voor de samenstelling van de levensgemeenschap, terwijl hierover eigenlijk geen uitspraken kunnen worden gedaan. Daarnaast worden de resultaten beïnvloed door de kwaliteit (mate van standaardisatie) van de datasets. De bovenstaande redenen maken het erg moeilijk de resultaten van typologische/model studies te interpreteren.

Verschiedende typologische studies wijzen erop dat waterplanten vooral reageren op de chemische samenstelling van het water (Claassen, 1987; Bloemendaal & Roelofs, 1988; Smit, 1990; Nijboer *et al.*, 2003). Wel moet worden geconstateerd dat in deze studies hydromorfologische factoren vaak niet zijn opgenomen. Studies waarin wel hydromorfologische factoren zijn meegenomen laten zien dat hydromorfologische factoren naast de chemische samenstelling van het water vaak een belangrijke rol spelen. Uit typologische/model studies blijken kwel, droogval, waterdiepte en de dikte van de sapropeliumlaag een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de samenstelling van de watervegetatie. Hierbij is de aanname gemaakt dat als een factor als belangrijk is vastgesteld in één van de studies, deze ook daadwerkelijk belangrijk is. Deze aanname is gemaakt, omdat een positief resultaat meer zegt dan een negatief resultaat (afhankelijk van de sloten in de dataset). Het feit dat de waterdiepte van invloed is op de samenstelling van de watervegetatie wordt met de resultaten van verscheidene onderzoeken naar de effecten van baggeren ondersteund (Bakker *et al.*, 1988; Boeyen & Van der Honing, 1988; Boeyen *et al.*, 1992). Het belangrijkste effect van kwel is dat het de chemische samenstelling van het water beïnvloedt. Naar alle waarschijnlijkheid verloopt het effect van kwel op de watervegetatie via de chemische samenstelling van het water. Dat droogval een belangrijke hydromorfologische factor is voor de hand liggend, omdat de meeste ondergedoken waterplanten niet kunnen overleven in een volledig uitdrogend milieu (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Barendregt & Van Leerdam (1995) constateerden dat de dikte van de sapropeliumlaag voor 10% van de soorten belangrijk was om de

responsie van de betreffende soorten te kunnen voorspellen. Nergens wordt echter beschreven op welke wijze de dikte van de sapropeliumlaag van invloed is op de watervegetatie.

Opvallend is dat de steilheid van het talud geen invloed lijkt te hebben op de samenstelling van de watervegetatie (Barendregt & Van Leerdam, 1995; Nijboer *et al.*, 2003). Peildynamiek, waterbeweging en variatie in het dwarsprofiel zijn in geen van de typologische/model studies onderzocht. Slechts een algemene beschrijving van (mogelijke) effecten bij veranderingen in deze factoren op de samenstelling van de watervegetatie konden worden beschreven. Op basis van deze beschrijvingen lijkt peildynamiek wel van belang voor de watervegetatie.

Naar vissen in sloten is nauwelijks onderzoek gedaan. De natuurbeschermingsraad (1994) stelt dat de volgende abiotische factoren fungeren als sleutelfactoren voor vissen: het zuurstofgehalte, de temperatuur, de stroomsnelheid, de zuurgraad, het zoutgehalte en de habitatstructuur. In sloten zal de stroomsnelheid geen rol spelen, omdat in sloten nauwelijks sprake is van stroming, afgezien van incidentele waterbeweging. Publicaties met betrekking tot vissen in sloten zijn voornamelijk gericht op de invloed die de vegetatiestructuur heeft op de visstand. Een aantal publicaties doet uitspraken over de effecten van waterpeil en peildynamiek, waaruit blijkt dat ook deze factoren van belang kunnen zijn voor de visstand. Factoren zoals droogval en isolatie zijn nauwelijks onderzocht, terwijl het aannemelijk is dat deze factoren invloed uitoefenen op de visstand. Op basis van de beschikbare literatuur lijkt de visstand vooral te worden gestuurd door de vegetatiestructuur.

Net als voor vissen is voor macrofauna nauwelijks onderzoek gedaan naar de effecten van veranderingen in hydromorfologische factoren op de samenstelling van levensgemeenschappen. De weinige onderzoeken die zijn gedaan, richtten zich vooral op de invloed van de vegetatiestructuur op levensgemeenschappen, zoals het onderzoek van Higler & Verdonschot (1989).

Wel zijn een aantal typologische/model studies gedaan naar macrofauna in sloten. Uit deze studies is gebleken dat de samenstelling van de levensgemeenschap sterk afhankelijk is van de chemische samenstelling van het water (nutriëntengehalten, zoutgehalte en pH). Ook hier geldt, net als voor de waterplanten, dat in veel van deze studies de hydromorfologische factoren niet zijn meegenomen. Veder is uit typologische/model studies gebleken dat voor de macrofauna de hydromorfologische factoren kwel, waterdiepte, droogval en organisch materiaal belangrijk zijn. Deze factoren komen overeen met de hydromorfologische factoren die voor waterplanten als belangrijk zijn aangeduid. Hiermee rijst de vraag of deze factoren direct hun invloed uitoefenen op de macrofaunagemeenschap of hun invloed uitoefenen via de watervegetatie. Voor een factor als nutriëntgehalten mag duidelijk zijn dat deze zijn invloed uitoefent op de macrofaunagemeenschap via de watervegetatie. Peildynamiek, waterbeweging en variatie in het dwarsprofiel zijn in geen van de typologische/model studies onderzocht. Op basis van de beschikbare literatuur lijkt de macrofauna in hoofdlijnen te worden gestuurd door de structuur van de aanwezige vegetatie.

Uit het bovenstaande blijkt dat weinig onderzoek is gedaan naar de rol van hydromorfologische factoren in aquatische ecosystemen. Het meeste onderzoek is gericht op waterplanten, wat niet verwonderlijk is aangezien de structuur van de

watervegetatie tevens grote invloed heeft op de visstand en de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

Waterplanten beïnvloeden een watersysteem op verschillende manieren, onderverdeeld in drie categorieën (Gasith & Hoyer, 1998):

- Limnologische effecten gerelateerd aan veranderingen in de fysische en chemische omstandigheden in het water en sediment.
- Metabolische effecten gerelateerd aan de productie van organisch materiaal en de kringloop van nutriënten.
- Een effect op biotische interacties en de structuur van levensgemeenschappen gerelateerd aan de rol die waterplanten spelen in de voorziening van een gestructureerd habitat.

Voor de derde categorie is van belang voor de visstand en samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Gezegd kan worden dat het herstel van de vegetatiestructuur een essentiële factor is in een verder ecologisch herstel van watersystemen (Ligtvoet & Grimm, 1992). Benadrukt moet worden dat met het opstellen van hydromorfologische randvoorwaarden voor waterplanten, niet automatisch is voldaan aan de hydromorfologische randvoorwaarden van vis- en macrofaunagemeenschappen. Nijboer *et al.* (2003) heeft immers aangetoond dat een typologische indeling van sloten op basis van waterplanten ander resultaten oplevert dan een typologische indeling op basis van macrofaunagegevens.

Deel II Beken

7 Inleiding

7.1 Algemeen

Beken in Nederland zijn natuurlijke of gegraven watergangen, die het neerslagoverschot van hogere gebieden naar de rivieren en de zee transporteren. Het kenmerk van beken is stroming. Beken vormen een karakteristiek onderdeel van de hellende landschappen in Nederland. De waterafvoer van beken kan sterk fluctueren omdat ze overwegend gevoed worden door neerslag en ondiep grondwater (Verdonschot, 1990a). Bovenloopjes kunnen in de zomer zelfs droogvallen (Olde Venterink *et al.*, 1998). De stroomsnelheid heeft grote invloed op de samenstelling van het substraat. Kenmerkende substraten variëren van grind en grove organische structuren (takken, wortels) op snelstromende plekken tot mineraal slib en organisch detritus op rustige plekken waar sedimentatie overheerst. Op deze manier ontstaat een mozaïekpatroon van diverse microhabitats (Tolkamp, 1980). Natuurlijke laaglandbeken waarvan de oevers niet zijn vastgelegd, volgen een meanderend traject. Het dwarsprofiel is assymetrisch variërend van zandige ondiepe plekken tot sterk overhangende oevers. Dit complex aan hydrologische en morfologische kenmerken bepaald in hoge mate het karakter van een beek (Gardeniers, 1981; Verdonschot, 1990a). De bovenlopen zijn doorgaans beschaduwd door oevervegetatie die voor een groot deel bijdragen aan de aanvoer van organische substraten die zowel belangrijk zijn als voedselbron voor macrofauna als voor structuur bepalende elementen (Tolkamp, 1980; Gardeniers, 1981).

Alle in Nederland voorkomende beeksystemen zijn op te delen naar gebied. Ze worden gevonden in het pleistocene zandgebied, het tertiaire heuvelland en de holocene duinen (Verdonschot, 2000).

7.2 Geschiedenis

Gedurende de 20^{ste} eeuw hebben de meeste beken en rivieren de volgende wijzigingen ondergaan (Verdonschot, 1990a):

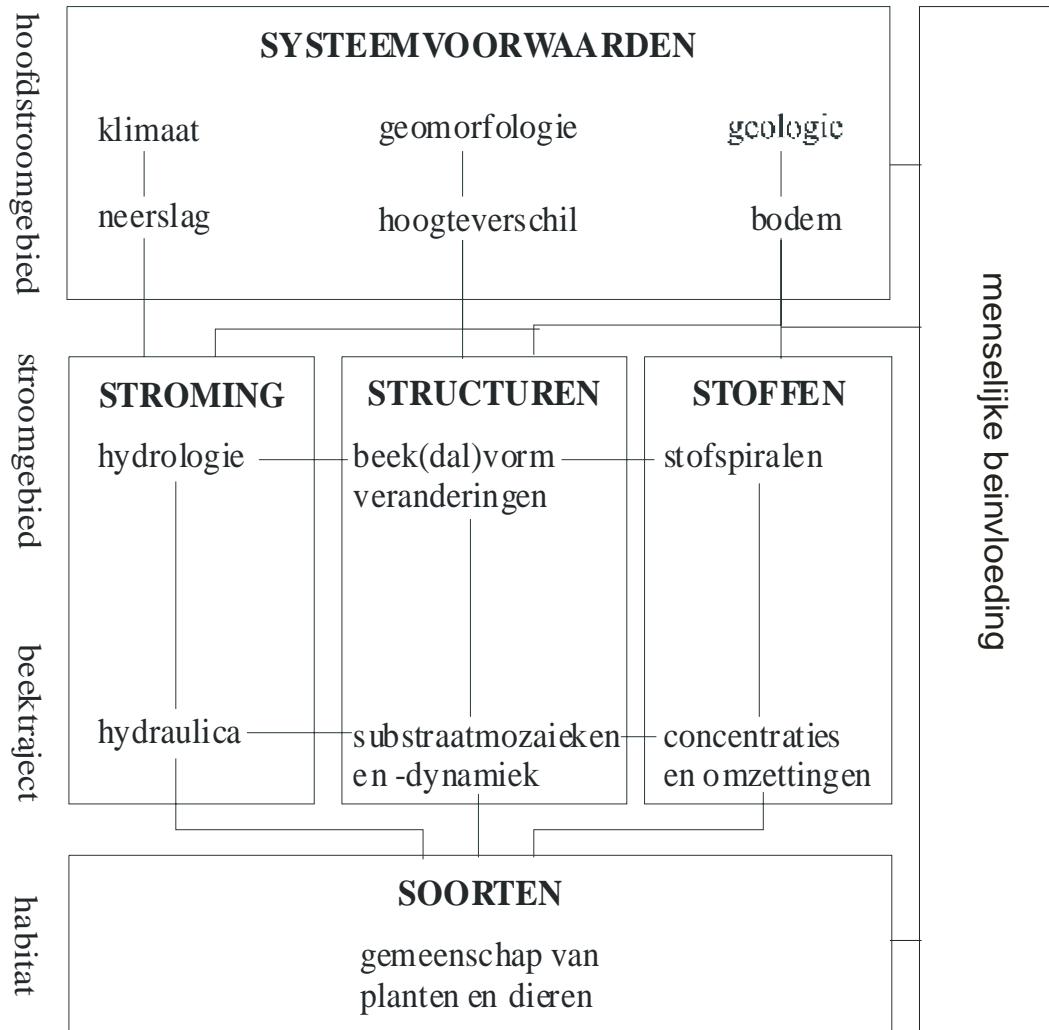
- Rond 1900 werden de belangrijkste bochten afgesneden waardoor het verval en de stroomsnelheden toenamen. Dit verminderde het aantal overstromingen in de winter, terwijl stuwen eventuele droogvalling in de zomer voorkwamen. Biologisch betekenden deze ingrepen waarschijnlijk een vergroting van de habitatdiversiteit en daarmee een vergroting van de rijkdom aan levensvormen in het water. In het totale stroomgebied echter verdroogden plaatselijk allerlei veentjes en moerasjes.

- Tussen 1930 en 1950 werden veel stuwen aangelegd, veel kleinere bochten afgesneden en takken van beken en rivieren omgeleid. Deze ingrepen leiden tot een toename in de fluctuatie van afvoerpatronen en daarmee tot een verslibbing en erosie van het stromende water. Dit leidde tot een verarming aan habitats en daarmee tot een afname van de biologische diversiteit.
- Rond de jaren zestig kregen de meeste stromende wateren hun huidige fysieke vorm met vastgelegde of verstevigde oevers, soms omgeven door dijkjes, meestal zonder begeleidende oevervegetatie, met nog meer stuwen en soms met pompinstallaties waarmee de stroomrichting zelfs kan worden omgekeerd. De afname van biodiversiteit zette zich hiermee nog verder door.

8 Beschrijving ecologische processen in beken

8.1 5-S-Model

Het 5-S-model voor beken (figuur 3) wijkt enigszins af van dat van sloten. Het voornaamste verschil betreft het complex Stroming. De factor stroming speelt een belangrijke rol in beken in tegenstelling tot sloten.



Figuur 3. Het 5-S-Model voor beken. Ecologische factorcomplexen, hun samenhang en de menselijke beïnvloeding in het beekdalsysteem (naar Verdonschot et al. 1995).

Het is moeilijk om voor de aquatische component van een beekstelsel de hiërarchie van sturende factoren aan te geven. De meeste factoren hangen met elkaar samen en hun belang voor levensgemeenschappen volgt uit dit interactiepatroon. Voor beken is één overheersende factor echter wel duidelijk: stromend water. Stroming wordt

enerzijds aangestuurd door klimaat en geomorfologie, anderzijds stuurt stroming de vorm van de beek en de verdeling van substraten, terwijl ook stofstromen hierdoor worden beïnvloed (Verdonschot, 2000). In deze rapportage wordt voornamelijk op de complexen Stroming en Structuren geconcentreerd en hun sturende effecten op levensgemeenschappen (in het bijzonder waterplanten, macrofauna en vissen) in beken. In dit kader zijn de belangrijkste factoren die direct of indirect het voorkomen van waterplanten, macrofauna en vissen in beken beïnvloeden samengevat in tabel 4 (Tolkamp, 1980; Verdonschot *et al.*, 1995; Olde Venterink *et al.*, 1998; Crombaghs *et al.*, 2000; Verdonschot & Nijboer, 2003). Deze factoren worden in de volgende paragrafen in meer detail besproken.

8.2 Beschrijving van factoren als onderdelen van de factorcomplexen Stroming en Structuur voor beken

8.2.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de factoren besproken als onderdeel van de factorcomplexen ‘Stroming’ en ‘Structuur’ (tabel 4) in termen van hun mogelijke beïnvloeding van ecologische processen in beken. De factoren kwel en waterpeil en peildynamiek zijn al in deel I besproken.

Tabel 4 Stroming en Structuur factoren van invloed op processen in beeksystemen

		Factor
Stroming	Hydrologie	afvoer(dynamiek)
		Stroomsnelheid(dynamiek)
		permanentie
		kwel
		waterpeil en peildynamiek
Structuur	Lengteprofiel	lengteprofiel(dynamiek)
		fysieke barrières
	Dwarsprofiel	beekdimensies
		dwarsprofiel vorm en –dynamiek
		beschaduwning
Substraat	mozaïek patroon dynamiek	
	variatie in vegetatiestructuur	
	organisch materiaal	

8.2.2 Afvoer

De basisafvoer of trage afvoer wordt gedefinieerd als een kwart van de maatgevende afvoer (Anoniem, 1988) en is dat deel van de afvoer dat als gevolg van langdurige berging pas na geruime tijd tot stand komt. De berging van water kan plaatsvinden in de bodem en in oppervlaktewateren. Aanvoer van dieper grondwater heeft op het afvoerpatroon een stabiliserende invloed. Dieper grondwater ondervindt een grotere vertraging en verkrijgt daardoor een grotere mate van constantie. Pieken in het

neerslagpatroon worden hierdoor afgevlakt. Ook de stroomsnelheid in de tijd is constanter. Beken die door dieper grondwater worden gevoed voeren meestal permanent water. De levensomstandigheden voor aquatische organismen zijn in de tijd eveneens meer constant.

Piekafvoer, of topafvoer, is de grootste afvoer die gedurende een hoogwaterperiode voorkomt (Anoniem, 1988). Piekafvoer is een belangrijke stromingsfactor die de structuur van een beek kan beïnvloeden. Zo worden onder andere bij hoge piekafvoeren veel organische structuren weggeslagen (Verdonschot, 2000). Piekafvoeren worden als maatgevend voor de beddingmorfologie (beddingdimensies en -vorm) beschouwd (Bouwknegt & Gelok, 1992).

De frequentie, grootte en het moment in het seizoen waarop piekafvoeren voorkomen, heeft grote invloed op de distributie van biota in beken. De gevolgen van piekafvoeren variëren van de fysieke verplaatsing van soorten (Brittain & Eikeland, 1988), het verstoren van habitat en structuren en het verlies van mogelijke bronnen van voedsel. Levensgemeenschappen in stromende systemen zijn aangepast aan periodieke verstoring van hun habitat door bijvoorbeeld piekafvoeren of het droogvallen van de beek. Verschillende soorten hebben overlevingsstrategieën ontwikkeld door tijdens hoge afvoeren beschutte plaatsen op te zoeken of periodes van droogval te overleven in een daarvoor geschikt levensstadium. In sommige beektypen zijn piekafvoeren een belangrijk sturende factor, die resulteren in habitatdiversiteit en een continue herverdeling van macrofaunagemeenschappen. Andere beektypen, en de daarbij behorende levensgemeenschappen, zijn juist gebaat bij een zo constant mogelijke afvoer (Verdonschot, 1996). Naast de natuurlijke verstoring door fluctuaties in de afvoer is in gereguleerde systemen de verstoring als gevolg van periodiek onderhoud een belangrijke factor. Het 'schonen' van waterlopen wordt uitgevoerd met het oogpunt de waterafvoer gedurende periodes met veel neerslag te waarborgen (Van der Molen & Verdonschot, 2002).

8.2.3 Stroomsnelheid

De stroomsnelheid in beken is afhankelijk van het verhang van de bedding, de afmetingen van de beek, het debiet (afvoer) en de weerstand van de beekbedding. In beken kunnen de stroomsnelheden ruimtelijk sterk variëren afhankelijk van de plaats in het dwarsprofiel. De stroomsnelheid is het hoogst in het midden van de beek nabij de waterspiegel en neemt zijwaarts en in de richting van de bodem, als gevolg van de wrijving, geleidelijk af. De stroomsnelheid is het laagst nabij de bodem. Een dergelijk stroomsnelheidsprofiel kan zich over grote afstanden voortzetten, zonder veel variatie. In een beek met een onregelmatige vorm is het stroomsnelheidsprofiel ingewikkelder. Doordat de waterstroom plaatselijk tegen de oever botst en terugkaatst, ontstaan dwarsstromingen zoals draaikolken en wervelingen, verticale stromingen zoals spiraalstromen en tegenstromen (Verdonschot *et al.*, 1995). In binnenbochten treden lagere en in buitenbochten treden hogere stroomsnelheden op, vaak gepaard gaand met kleine tegenstromingen vlak tegen de oever, maar ook dit is geen constant patroon. In een natuurlijke beek treden, bij verandering van het

debiet, steeds wisselingen in stroomsnelheden op. Dit leidt tot wisselende stroomsnelheden nabij de oever en de bodem wat resulteert in een wisseling in erosie en sedimentatie. Juist deze variaties in de stroomsnelheid en stromingsrichting zorgen ervoor dat er allerlei (micro)habitats ontstaan (Verdonschot *et al.*, 1995).

Natuurlijke laaglandbeken hebben een gemiddelde stroomsnelheid van 20 tot 60 cm/s. In gereguleerde beken kan dit tot onder de 20 tot 30 cm/s zakken. Dit is voornamelijk het gevolg van het aanbrengen van stuwen in de loop van de gereguleerde waterloop; in de buurt van stuwen ontstaan doorgaans zones met vrijwel stilstaand water (Verdonschot, 1990a).

Stromend water zorgt voor een continue stress en is daardoor ook van directe invloed op het voorkomen van organismen. In de natuur zijn diverse voorbeelden te zien van aanpassingen aan deze omstandigheden. Deze worden in hoofdstuk 9 in meer detail besproken.

Een indirecte invloed van stroomsnelheid op het voorkomen van organismen is het sturende effect van deze factor op substraten zoals de vorming van zandbanken of bladdammen en de erosie van oevers. De aanwezigheid van turbulentie en stroming is ook van invloed op een goede zuurstofvoorziening. Stromend water zorgt daarbij ook voor de aanvoer van voedsel. Het wegvallen van stroming kan diverse gevolgen hebben door het aanslibben van particulier materiaal en daarmee het bedekken van grindsubstraat dat van belang kan zijn voor bepaalde soorten. Ook de waterkwaliteit kan drastisch worden beïnvloed wanneer stroming wegvalt (Verdonschot *et al.*, 1995).

8.2.4 Permanentie

In het extreme gevallen kan peilfluctuatie leiden tot droogval van een watergang. Droogval treedt meestal op in de zomer, wanneer door gebrek aan wateraanvoer (neerslag, kwel), als gevolg van wegzijging en een hoge (gewas-) verdamping het (grond-) waterpeil daalt. Hierbij spelen locale en regionale hydrologische factoren (hoe wordt het water gevoed, mate van isolatie) en locale factoren, zoals de mate van beschaduwing, een belangrijke rol. Organismen die bestand zijn tegen droogval hebben hiervoor een overlevingsstrategie ontwikkeld. Waterplanten kunnen een landvorm bezitten of vormen zaden voordat de beek droog valt (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Ook in minder extreme gevallen kunnen waterplanten met droogval te maken krijgen. Dit is bijvoorbeeld het geval voor vaste planten die hun standplaats op of nabij oevers hebben en bij een waterpeilverlaging droogvallen (Pot & Schippers, 2000).

Permanentie wordt doorgaans uitgedrukt in het aantal malen en de lengte van de periode dat een water droogvalt (per jaar of over een langere periode) (Verdonschot *et al.*, 1995). Het wegvallen van het medium water heeft voor de meeste soorten catastrofale gevolgen. Gemeenschappen van droogvallende beektrajecten zijn daardoor relatief arm aan soorten. Een belangrijk deel van de gemeenschap bestaat uit opportunisten, dit zijn soorten (vaak goed vliegende insecten) die zich 'op goed

geluk' vestigen en zich handhaven zolang de omstandigheden (hoofdzakelijk de waterstand) dat toelaten. Het aantal soorten dat specifieke aanpassingen bezit om een periode van droogvallen te overleven is niet bijzonder groot (Verdonschot *et al.*, 1995).

8.2.5 Lengteprofiel

Van oorsprong zijn de meeste beeksystemen in Nederland morfologisch min of meer stabiel. Onder invloed van de (seizoens)variatie in de neerslag, wat leidt tot fluctuaties in de afvoer (afvoerdynamiek), kunnen zich kortstondige veranderingen voordoen in de beddingvorm en -dimensies en in de samenstelling van het beddingmateriaal. Echter, de gemiddelde waarden over middellange termijn veranderen weinig; er is sprake van een evenwicht. Erosie en sedimentatie kunnen op lange termijn (decennia tot eeuwen) geleidelijk veranderingen in lengteprofielvorm en -dimensies en daarmee het verhang veroorzaken. Het lengteprofiel wordt vooral bepaald door de beddingvorm. Deze is afhankelijk van de samenstelling van het getransporteerde sediment en de samenstelling van het beddingmateriaal. De dimensies (meanderlengte en -breedte) zijn vooral afhankelijk van de afvoer. Verder heeft de afvoerdynamiek belangrijke invloed op het lengteprofiel. Bij sterk wisselende afvoer en vooral wanneer de bedding periodiek droogvalt, worden de zandbanken op ogenschijnlijk willekeurige plaatsen in de bedding gevormd, waardoor uiteindelijk een verwilderd (vlechtend) tracé kan ontstaan. In het algemeen is de lengteprofielontwikkeling in langzaam stromende beken meer meanderend van karakter terwijl in snelstromende beken een recht tot zwak slingerend tracé ontstaat. Hierop zijn echter veel uitzonderingen mogelijk als gevolg van voeding, bodemsamenstelling en oeverbegroeiing.

Zandbanken, ijzeroerbanken, ingevallen bomen en andere obstakels kunnen ook tot wijzigingen in het lengteprofiel leiden. Dergelijke processen kunnen van nature optreden door bijvoorbeeld het omwaaien of afsterven van bomen of door de activiteit van grote grazers en bevers. Oevererosie treedt vooral op tijdens en na perioden van hoge afvoer. Op dat moment is het oevermateriaal verzadigd met water en is de weerstand gering. Het verhang en de afvoer zijn direct van invloed op de profiel dimensies, ze bepalen de stroomsnelheid en ten dele het sedimenttransporterend vermogen. In het algemeen geldt voor de dimensies (inclusief bochtstralen, meanderlengte, meanderbreedte) dat ze groter zijn naarmate de afvoer groter is.

8.2.6 Fysieke barrières

Beeknormalisatie is doorgaans gepaard gegaan met peilregulatie in beken en beekbegeleidende landbouwgebieden. Hiervoor zijn vaak stuwen in beken en zijbeken geplaatst. Naast het effect op de stroomsnelheid, kunnen deze stuwen niet of nauwelijks passeerbare barrières vormen voor vissen (Crombaghs *et al.*, 2000).

Barrières vormen vaak een hindernis voor stroomopwaarts migrerende fauna, maar veranderen ook de milieumomstandigheden stroomop- en stroomafwaarts. Door het aanbrengen van stuwen ontstaan plaatselijk stuwvijvertjes waarin de fauna van snelstromende wateren is vervangen door die van langzaam stromende wateren, terwijl het substraat toch het karakter van sneller stromende wateren kan hebben. Soorten die een sterke rheotaxis hebben (hun (migratie)gedrag sterk laten beïnvloeden door stroming) kunnen zulke stilstaande zones als barrières ervaren (Verdonschot, 1996). Een belangrijk gevolg van een langere verblijftijd van water achter stuwen is doorgaans een hogere water temperatuur en chemisch kan water van samenstelling veranderen (eutrofiëring) in vergelijking met ongestuwd stromend water. In dit opzicht kan een stuw zowel een fysieke als een chemische barrière vormen.

8.2.7 Beekdimensie

Hydromorfologische processen zijn door veel auteurs als meest onderscheidend voor beekgemeenschappen aangemerkt (onder andere Higler *et al.*, 1995; Peeters & Gardeniers, 1998; Verdonschot, 2000). Om deze reden zijn veel classificaties voor stromende wateren gebaseerd op de factoren stroomsnelheid en dimensie (bijvoorbeeld Verdonschot, 2000). De grootte (breedte en diepte) van een beek, blijkt in hoge mate te correleren met het voorkomen van diverse organismegroepen (onder andere Higler *et al.*, 1995; Crombaghs *et al.*, 2000). Over het algemeen worden beken en kleine rivieren op basis van dimensie onderverdeeld in bronnen, bovenlopen, middenlopen en benedenlopen/riviertjes. De gehanteerde klassengrenzen verschillen per classificatie. Een overzicht hiervan wordt gegeven in tabel 5.

Tabel 5 Classificatie van laaglandbeken gebaseerd op beekbreedte Olde Venterink *et al.* (1998). Waarden zijn weergegeven in meters

referentie	bron	bovenloop	middenloop	benedenloop/rivier
Moller Pillot (1971)		3-5	5-10	>15
Verdonschot (1990b)	0.5-1.5	1.5-3	3-5	5-10
Verdonschot <i>et al.</i> (1992)		<8	5-25	>20
Gardeniers & Peeters (1992)		<3	3-10	>10
Higler & Verdonschot (1993)		0.5-5*	5-10**	>10***
Verdonschot <i>et al.</i> (1993)	0.2-1.8	0.9-4.8	0.1?-9.0	5-41
Runhaar & Klein (1993)		<3	3-15	10-50
Van der Hoek & Higler (1993)		0.2-1	0.5-5	2.5-10

beekorde:*1-3; **3-4; ***>4

De grootte van een water is niet direct van invloed op de fysiologie van organismen. Een indirect gevolg van grootte is echter wel de beschikbaarheid van beschutting in de waterloop. Daarnaast heeft de breedte van een waterloop nog een ander indirect effect op het voorkomen van levensgemeenschappen door de beschaduwing van de waterloop door oevervegetaties. Smalle beken kunnen helemaal overgroeid zijn door struiken en bomen op de oevers. Vooral in het voorjaar en de zomer heeft dit grote gevolgen voor de instraling in de beek en daarmee voor de temperatuur en primaire

productie in de beek. Oevervegetaties zijn bovendien van relatief groot belang voor de aanvoer van organisch materiaal (bladval) in (smalle) beken.

De dimensies van beekbeddingen zijn het resultaat van de eroderende en sedimenterende werking van het water en aan- en afvoer van sediment. Aangezien de dimensies op hun beurt van invloed zijn op de stroomsnelheid, is er sprake van een terugkoppelingsmechanisme. Door erosie wordt het doorstroomde natte oppervlak groter waardoor de stroomsnelheid en daarmee het sedimenttransporterend vermogen afneemt. Bovendien neemt de erosie af als al het transporteerbare materiaal is verdwenen. Het omgekeerde doet zich voor bij sedimentatie. In het algemeen geldt dat de dimensies groter zijn naarmate de afvoer groter is (Stevens, 1989). Door de wisselingen in afvoer treden ook fluctuaties in dimensies op. Deze fluctuaties in dimensies noemt men het "ademen" van de beek (Verdonschot *et al.*, 1995). Of bij een bepaalde afvoer daadwerkelijk erosie of sedimentatie optreedt, is afhankelijk van de samenstelling van het bedding- en oevermateriaal en van de hoeveelheid en samenstelling van het sediment uit het bovenstroomse traject. Daarnaast is het afvoerregime van belang.

8.2.8 Dwarsprofiel

De verschillende aspecten van stroming (snelheid, variatie in regime, turbulentie) zijn mede debet aan de processen als sedimentatie, re-suspensie en erosie en daarmee bepalend voor de structuur van de beekbodem. Variaties in stroming resulteren in een voortdurend veranderend mozaïek van substraattypen met bijbehorende milieucondities en geassocieerde organismen (Van der Vlies, 1994).

De afvoer is mede verantwoordelijk voor de variatie in stroomsnelheid en is dientengevolge van invloed op de veranderingen in de beekmorfologie. Veranderingen van de stroomsnelheid resulteren in veranderingen in het sedimenttransporterend vermogen wat kan leiden tot erosie of sedimentatie. Enerzijds kunnen hierdoor veranderingen in beddingdimensies en -samenstelling optreden; een terugkoppelingsmechanisme. De veranderingen in de dimensies kunnen weer tot nivellering van de stroomsnelheid leiden. Anderzijds treedt op de ene plek erosie op, terwijl op een andere plek sedimentatie optreedt. Hierdoor ontstaat een grote variatie in de samenstelling van het beddingmateriaal in een traject en in het dwarsprofiel van een bocht. Afhankelijk van verschillen in stroomsnelheid wordt het sediment verspreid en gesorteerd, wat leidt tot substraatmozaïeken. Bij verschillende afvoer kunnen verschillende substraatmozaïeken ontstaan die op hun beurt de afvoer weer beïnvloeden, opnieuw is er sprake van een terugkoppeling. Zo kan bijvoorbeeld door het uitzeven van fijnere deeltjes uit de bovenste laag, deze laag een zodanig grove samenstelling krijgen dat bij het actuele stromingsregime geen erosie meer optreedt.

Een van de belangrijkste relaties van de beek met haar directe omgeving wordt bepaald door de oeverbegroeiing. Van nature komen houtige gewassen veel langs beken voor. Maar ook komen soms onder invloed van grazers, die de natuurlijke

opslag van houtige gewassen oneindig lang kunnen tegenhouden, uitgestrekte grazige vegetaties voor. De relatie tussen het beekmilieu en de oeverbegroeiing uit zich in de mate van beschaduwing (effect op watertemperatuur en hoeveelheid lichtinstraling) en de hoeveelheid (met name dood) organisch materiaal die in het water terecht komt. Daarnaast kan ook de oevervegetatie de beekmorfologie beïnvloeden vooral als gevolg van de bewortelvorm. Dat de begeleidende vegetatie het lengte- en dwarsprofiel vastlegt en dat het een belangrijke bron van organisch materiaal is, is duidelijk. Een belangrijk verschil met de hydraulische en morfologische processen in de beek is dat de organische structuren moeilijk kwantificeerbaar zijn en niet met formules zijn te beschrijven. Toch blijken juist de organische structuren een cruciale invloed te hebben op de hydraulische en morfologische processen, vooral ten aanzien van stromingsweerstand, oeverstabiliteit, oevervorm, sedimentatie en damvorming (Hickin & Nansen, 1984).

8.2.9 Substraat

Aangezien beken van nature in de laagste delen van een dal zijn gelegen fungeren ze als verzamelbekkens voor door wind en oppervlakkige afstroming verplaatst dood organisch materiaal zoals blad en takken. Dit direct invallend of aangevoerd organisch materiaal zorgt voor onder andere een constante voedselaanvoer en de vorming van organische structuren in de beek. Opeenhopingen van organisch materiaal zoals dammetjes houden het organische materiaal en ook deels het minerale materiaal vast en bieden micro-organismen (bacteriën en schimmels) en macro-organismen (macrofauna, vissen) schuilplaatsen en voedsel. De natuurlijke aanvoer van organisch materiaal is het grootst in de herfst. De organische structuren worden vooral verplaatst, gevormd en weggeslagen tijdens afvoerpieken in vooral het voorjaar en na zomerbuien. Echter de structuren worden ook bij en door lage afvoeren beïnvloed, bijvoorbeeld een bladdam kan na opdrogen verwaaien. Stormen kunnen leiden tot een sterk verhoogde toevoer van organisch materiaal naar de beek. Omgevallen bomen, afgebroken takken en grote hoeveelheden blad komen in de beek terecht en kunnen daar worden vastgehouden.

De invloed van takjes, takken en stammen op stromende wateren uit zich in een wijziging van de (micro)morfologie van de beek. In een natuurlijke beek bestaat gemiddeld ongeveer 25 % van de bodem van een bronbeek of bovenloop uit dood hout terwijl nog eens gemiddeld ongeveer 25 % bestaat uit detritusafzettingen, ontstaan in de luwte van organische structuren (Anderson & Sedell, 1979). Dit betekent dat ongeveer de helft van het natuurlijk beekmilieu wordt gevormd door dood hout. Daarbij komt nog dat op macroschaal de loop van de beek sterk bepaald wordt door de aanwezigheid van levend organisch materiaal; bomen. In de benedenlopen loopt het aandeel van dood organisch materiaal ongeveer met de helft terug. De fysische rol van hout in de beek als vormer van de micromilieus is belangrijker dan de metabolische. Voor ingevallen blad geldt het omgekeerde.

De basisafvoer wordt met een factor twee tot drie verkleind (opstuwings) door organische structuren en obstakels. Ook het sedimenttransport en de oevererosie nemen dan significant af terwijl de habitatdiversiteit toeneemt. Accumulatie van

organisch materiaal zorgt voor variatie in de stroomsnelheid en microhabitatvorming, wat kan leiden tot een grotere soortendiversiteit. Plaatselijk ontstaan stroomversnellingen, waardoor voornamelijk in sneller stromende beken, indien grind aanwezig is, grindsubstraten kunnen ontstaan. In de luwte van de stroom vindt afzetting van fijn organisch materiaal plaats. Stroomversnellingen en watervalletjes zorgen voor turbulentie met als gevolg een goede zuurstofvoorziening. Het verwijderen van organische structuren hoort niet thuis in een natuurlijke beek. Bij hoge piekafvoeren worden veel organische structuren weggeslagen.

Ophoping van organisch materiaal in beken is van essentieel belang bij de vorming van opeenvolgingen van stroomversnellingen en poelen, de beddingruwheid, de oeverstabiliteit en de dwars- en lengteprofielontwikkeling. Deze laatste kan op lange termijn weer resulteren in het afsnijden van bochten en daarmee het ontstaan van oude armen. Verder sturen ophopingen van organisch materiaal de stroomdraad en de erosiesedimentatieprocessen en verhogen ze de retentie van water (aftopping van piekafvoeren) en van anorganisch en organisch sediment (bevorderen sedimentatie). Hierbij dient te worden aangetekend dat de opstuwende werking bij piekafvoeren in hellende gebieden van minder belang is dan in vlakkere.

9 Invloed van hydromorfologische factoren op aquatische levensgemeenschappen

9.1 Waterplanten

Ondergedoken en drijvende waterplanten zijn belangrijke structuurbepalende elementen in stromende wateren. Ze kunnen een voedselbron vormen voor vissen en macrofauna en bieden paai- en schuilgelegenheid. Ze bieden tevens een aanhechtingsplaats voor macrofauna en fytobenthos. De soortenrijkdom van waterplanten wordt in grote mate beïnvloed door nutriënten rijkdom van het water (Pot & Schippers, 2000). Hydromorfologische factoren die van invloed kunnen zijn op de verspreiding van waterplanten zijn stroming, fluctuaties in afvoer en waterpeil en substraatsamenstelling (Semmekrot *et al.*, 1997; Barendregt & Bio, 2003). Onder de groep waterplanten worden vaak ook de macroalgen verstaan. Deze laatste groep zijn taxonomisch geen vaatplanten, maar als structuur element in een beek hebben zij doorgaans wel een vergelijkbare functie.

Stroomsnelheid en afvoer

Stromend water heeft een groot effect op de vestigingskansen van waterplanten in beken. De fysische stress die stromend water tot gevolg heeft moet worden gecompenseerd door stevig aan of in substraten te wortelen. In stromend water zijn de planten dan wel verzekerd van een continue aanvoer van voedingsstoffen. Ensminger *et al.* (2000) concludeerden dat van de gemeten parameters, naast instraling, stroomsnelheid de invloedrijkste factor was. Verder had de aquatische chemie, en dan voornamelijk zuurgraad, fosfaat en ammonium een statistisch significante invloed op de dominantie van *Cladophora glomerata* in de rivier de Ilm (Ensminger *et al.*, 2000).

Naast de stroomsnelheid is ook het afvoerregime van groot belang. Afvoerfluctuaties hebben waterstandsverschillen tot gevolg die tijdelijk ongunstige situaties op kunnen leveren voor sommige planten (wortelende waterplanten die te diep komen te staan, wegsleuren van waterplanten). Een recente studie naar waterplantenontwikkeling in beken suggereert dat het afvoerregime de belangrijkste factor is van het complex van factoren dat de groei van waterplanten controleert (Wright *et al.*, 2002).

Verstoring van standplaatsen van waterplanten kan plaatsvinden door plotselinge verhoging van de stroomsnelheid, waardoor planten worden meegesleurd, of door schoning van de waterloop. In genormaliseerde beken zijn beide factoren van belang. In dit soort watergangen is het verschil tussen de overheersende stroomsnelheid (laag) en plotselinge piekafvoeren (hoge stroomsnelheid) zeer groot en zijn er maar weinig beschutte plekken zodat waterplanten eenvoudig weggespoeld kunnen worden. Schoning van watergangen vindt in genormaliseerde beken regelmatig plaats om de waterafvoerende capaciteit te waarborgen. Deze factoren kunnen bijdragen aan een verschuiving van de soortensamenstelling, waarbij soorten die storingsgevoelig zijn, weinig of niet voorkomen. Zo zijn waterranonkels doorgaans

niet in staat om na een schoningsbeurt terug te keren, terwijl soorten als smalle waterpest zich in een dergelijke situatie snel kunnen uitbreiden (Pot & Schippers, 2000).

Verreweg de meeste waterplanten weten zich te verspreiden door zaden of vegetatieve delen mee te laten voeren met het water. Enkele soorten vormen zaden die door de wind worden meegevoerd, en kunnen zo ook stroomopwaarts verspreiden. Ook dieren (meest watervogels) kunnen bijdragen aan de verspreiding van waterplanten doordat zaden die worden opgegeten niet helemaal verteren of door te kleven aan de veren of snavel van de watervogels. Zoogdieren die in of nabij het water leven (bijvoorbeeld muskusratten) staan er om bekend aan de verspreiding van waterplanten bij te kunnen dragen, doordat zaden of vegetatieve delen van planten aan hun vacht hechten (Barrat, 1996).

Kwel

Locale kwel kan van grote invloed zijn op de standplaatsen van waterplanten. De factor is besproken in paragraaf 5.1 van dit rapport.

Permanentie

Er zijn een paar waterplantensoorten bekend die in droogvallende bovenloopjes voor kunnen komen, mits de duur van de droogvalling beperkt is zodat de bodem vochtig blijft (Verdonschot, 2000). Sommige soorten zijn voor hun kieming afhankelijk van tijdelijke droogval (bijvoorbeeld grote waterranonkel, Pot & Schippers, 2000).

Beekdimensies

De beekdimensies oefenen voornamelijk indirect hun invloed uit op de waterplanten in de beek. Smalle beken kunnen helemaal overgroeid zijn door struiken en bomen op de oevers. Vooral in het voorjaar en de zomer heeft dit grote gevolgen voor de instraling in de beek en daarmee voor de temperatuur en de ontwikkeling van waterplanten in de beek. Daarnaast zal variatie in dimensies ook zorgen voor variatie in standplaatsfactoren voor waterplanten en daarmee voor variatie in de soortensamenstelling.

Substraat

De samenstelling van het substraat is, vanwege bewortelbaarheid en houvast, van belang voor de vestiging van waterplanten. Grind is weliswaar goed bewortelbaar, maar biedt vaak onvoldoende houvast om een plant in stromend water op zijn plaats te houden. Zandige substraten zijn in het algemeen goed bewortelbaar en bieden het wortelstelsel tevens voldoende houvast. Kleiige en lemige substraten kunnen voor planten problemen opleveren omdat de zuurstofvoorziening van het wortelstelsel al op geringe diepte in het substraat nihil is (Verdonschot *et al.*, 1995).

9.2 Vissen

In de Nederlandse zoete wateren zijn 61 soorten bekend die met enige regelmaat worden aangetroffen. (OVB, 2000) Een groot deel van deze soorten wordt ook in

rivier- en beeksystemen gevonden (Crombaghs *et al.*, 2000). De Nederlandse visfauna is door Quak (1994) ingedeeld in ecologische klassen. Hierbij worden drie 'gilden' onderscheiden gebaseerd op de voorkeur van vissen voor stroomsnelheid, een bepaald paaisubstraat en het migratiegedrag (tabel 6). Hiermee zijn ook de meest belangrijke factoren benoemd die het voorkomen van vissen beïnvloeden. De stromingsminnende (rheofiele) soorten worden verder nog onderscheiden in partitieel, obligaat en estuarien rheofielen. De partitieel rheofielen zijn slechts gedurende delen van hun leven afhankelijk van stromend water (bijvoorbeeld alver, riviergondel en winde). Obligaat rheofielen verblijven hun hele leven in stromend water (bijvoorbeeld barbeel, elrits, alver). Estuarien rheofielen migreren gedurende hun leven tussen de rivieren en de zee (bijvoorbeeld bot, zeeprík en zalm).

Tabel 6 Indeling in visgilden volgens Quak (1994). Genoemde vissen zijn ingedeeld op basis van vangstgegevens in Limburgse stromende wateren (Crombaghs *et al.*, 2000)

Limnofiel	Eurytoop	Rheofiel		
		Partitieel	Obligaat	Estuarien
Amerikaanse hondsvís	Baars	Alver	Barbeel	Katadroom
Bittervoorn	Blankvoorn	Blauwband	Beekforel	Bot
Giebel	Brasem	Bruine dwergmeerval	Beekprík	Paling (schieraal)
Graskarper	Driedoornige stekelbaars	Kwabaal	Bermpje	
Grote Modderkruiper	Europese meerval	Riviergrondel	Blauwneus	Anadroom
Kroeskarper	Karper	Roofblei	Bronforel	Rivierprík
Rietvoorn	Kleine modderkruiper	Winde	Elrits	Spiering
Snoek	Kolbei		Gestippelde alver	Steur
Vetje	Pos		Kopvoorn	Zalm
Zonnebaars	Paling (rode aal)		Regenboogforel	Zeeforel
Zeelt	Snoekbaars		Rivierdonderpad	Zeeprík
	Tienddoornige stekelbaars		Serpeling	
			Sneep	
			Vlagzalm	

Stroomsnelheid en afvoer

Stroming is voor rheofiele vissoorten voornamelijk van belang vanwege de continue aanvoer van koel, zuurstofrijk water (Vila Gispert *et al.*, 2000; Lehane *et al.*, 2001). Daarnaast is de stroomsnelheid van belang voor de substraatsamenstelling. De stroomsnelheid van het water heeft dus niet alleen een direct effect maar heeft ook tot gevolg dat een geschikt substraat beschikbaar is (uitgaande van de geomorfologische omstandigheden). Bij een lage stroomsnelheid zouden grindsubstraten met slib kunnen worden overdekt en daarmee potentiële paaiplaatsen verdwijnen. Voor de voortplanting zijn sommige rheofiele soorten aangewezen op schone, slibvrije bodems met grind en stenen (Cuppen *et al.*, 1995; Crombaghs *et al.*, 2000).

Het verband tussen het voorkomen van vissoorten in de verschillende zones van een riviersysteem lijkt vooral een indirect gevolg van de stroomsnelheid. In kleine ondiepe bovenlopen is de stroomsnelheid doorgaans hoger dan in grotere midden- en benedenlopen. Veel vissoorten vertonen een voorkeur voor één van deze zones (tabel 5 en 6).

Permanentie

De meeste vissoorten kunnen alleen in stromende wateren voorkomen indien deze permanent water voeren. Er zijn geen soorten in Nederland bekend die periodes van droogval kunnen overleven. In droogvallende beken (vaak bovenlopen) is het daarom ook tijdens watervoerende periodes niet waarschijnlijk dat er vissen worden aangetroffen (Blankena, 1998; Verdonschot, 2000), behalve kleine ubiquistische soorten zoals de stekelbaars.

Beekdimensies

De grootte van een beek bepaalt de fysieke ruimte beschikbaar voor een vissoort, sommige vissoorten zoals roofvissen hebben relatief veel ruimte nodig om te jagen. Verder zijn het de indirecte factoren die met beekdimensie samenhangen zoals de locatie in het stroomgebied (bronbeken zijn vaak erg smal en ondiep), de stroomsnelheid, het type substraat en de schuilmogelijkheden die bepalen of een soort kan voorkomen. De mate van beschaduwning van de beek door oevervegetaties is tevens gerelateerd aan de beekdimensie. Bovenlopen van natuurlijke beken zijn doorgaans sterk beschaduwed door overbegroeiing. Benedenlopen zijn breder en daarom minder beschaduwed. De mate van beschaduwning is van invloed op de watertemperatuur en de mate waarin vissen zichtbaar zijn voor potentiële predatoren.

Substraat

De geomorfologie is een belangrijke sturende factor bij het aanwezig zijn van een geschikt substraat voor paaiplaatsen. Sommige soorten prefereren een zand substraat als paaiplaats (bijvoorbeeld berrmpje), anderen hebben de voorkeur voor grind (bijvoorbeeld beekprik). Welke van de substraten domineert is erg afhankelijk van de geologische ondergrond. De gemiddelde stroomsnelheid is daarnaast sturend in de aard van de ondergrond (gradaties van fijn zand tot grind) en van grote invloed op het dominante substraat.

Indien het beekwater veel nutriënten bevat is de kans groot dat potentiële paaiplaatsen overgroeid raken met draadalgen. Dit betekent dat de eieren van veel vissoorten niet meer vastgehecht kunnen worden aan deze substraten en dus verlies van paaiplaats areaal. (Crombaghs *et al.*, 2000) Hoewel nutriënten geen hydromorfologische factor zijn, hebben deze wel effect op de structuur van de beek en zijn in die zin van belang.

Naast het minerale substraat zijn ook verschillende karakteristieken van waterplanten van belang voor de in het water aanwezige visfauna (Cowx & Welcome, 1998; Ligtvoet & Grimm, 1992):

- Dekking voor roofvissen - voor de snoek is de vegetatie onontbeerlijk voor zijn jachttechniek; de vegetatie biedt een schuilplaats van waaruit de prooivis wordt aangevallen.
- Paaiplaats - de eieren worden door veel vissoorten (o.a. snoek, baars, blankvoorn) bij voorkeur afgezet op planten, omdat eieren op de bodem grote kans lopen met detritus bedekt te raken, te beschimmelen en af te sterven. Daarnaast zorgt de aanwezigheid van waterplanten voor rustige omstandigheden door demping van wind- en golfwerking, waardoor eieren worden beschermd tegen beschadiging.

- Schuilplaats voor juveniele en kleine vissen - de vegetatie biedt bescherming tegen predatie.
- Schuilplaats voor veel verschillende soorten macrofauna - macrofauna dient als voedsel voor vis.
- Vastlegging van het sediment, waardoor het water minder snel troebel wordt;
- Fysische link tussen water en lucht voor macrofauna – macrofauna dient als voedsel voor vis.
- Waterzuivering - planten produceren zuurstof en zetten het toxische ammonia om in nitraten. Ondergedoken waterplanten bevorderen een goede zuurstofbalans. Een teveel aan waterplanten kan echter ook een tekort aan zuurstof veroorzaken. In de herfst sterven planten af en voor de afbraak wordt zuurstof verbruikt. Ook 's nachts verbruiken planten zuurstof, terwijl de zuurstofproductie door middel van de fotosynthese stilstaat. Een zuurstoftekort kan optreden indien zuurstofproductie en -consumptie niet in evenwicht zijn. Dit zal afhangen van de temperatuur, de hoeveelheid licht en de dichtheid van waterplanten (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990).
- Voedsel - voor verscheidene karperachtigen vormen waterplanten een belangrijk aandeel van het menu.

Een aantal vissoorten die in beken leven zijn voor een geschikte paaiplaats afhankelijk van waterplanten of geïnundeerde oevervegetaties (bijvoorbeeld blankvoorn). Een geschikte paaiplaats voor de winde is bijvoorbeeld ondergelopen grasland (Cuppen *et al.*, 1995). Dit betekent dat in overgedimensioneerde genormaliseerde beken die niet meer overstromen er voor deze soorten geen geschikte paaiplaatsen meer zijn.

In Portugese laaglandbeken bleek dat kleinere vissen de voorkeur geven aan ondiepere habitats waar veel waterplanten groeien, terwijl de grotere soorten kiezen voor de diepere gedeelten van de beek met een hogere graad van begroeiing op de oever (Collares-Pereira *et al.*, 1995). Het waterpeil en beschikbare refugia bleken in dit onderzoeksgebied dé bepalende factoren.

Fysiske barrières

Vismigratie kan plaatsvinden binnen een watersysteem en tussen watersystemen. De migratierichting kan stroomafwaarts (vaak overwinteringsmigratie) en stroomopwaarts (vaak paaimigratie) zijn. Ook zijdelingse verplaatsing van hoofdstroom naar oever of luwtezone vindt plaats bij het zoeken naar beschutting en voedsel.

Vismigratie, zoals seizoenstrek tussen de zomerleefgebieden en de overwinteringsplaatsen en vooral de paaitrek worden door fysische barrières als stuwten en dammen in meer of mindere mate beperkt. (Crombaghs *et al.*, 2000) Voor salmoniden zijn randvoorwaarden opgesteld waaraan een barrière zou moeten voldoen om toch passeerbaar te zijn (Semmekrot, 1992). Dit is belangrijke informatie bij het aanleggen van vispassages zodat delen van beeksystemen ontsloten worden voor deze en andere groepen van vissen. Overigens bleek uit deze studie dat de natuurlijke paai- en opgroeigebieden van salmoniden in Nederland in het verleden

alleen voorkwamen op de stuwwallen van Twente, in de Achterhoek, op de Veluwe, in het zuiden van Brabant en het noordoosten en zuiden van Limburg. Op dit moment vormen vooral de waterkwaliteit, piekafvoeren, gebrek aan microhabitat en migratie knelpunten (fysieke barrières) een belemmering voor de terugkeer van deze groep vissen. Met vistrappen zijn op een aantal locaties succesvolle pogingen gedaan om delen van riviersystemen meer toegankelijk te maken voor vissen (Heermans & Stolwijk, 1991; Schmidt, 1992).

Naast migrerende of trekkende vissen, bestaan er soorten die minder afhankelijk zijn van migratie. Deze standvissen zijn in meer of mindere mate plaatstrouw en verplaatsen zich relatief weinig (verscheidene tot tientallen kilometers) in verhouding tot de migrerende/trekkende vissen. Voorbeelden van deze laatste categorie zijn karper, zeelt, baars, snoekbaars, blankvoorn, biermpje, rivierdonderpad, riviergondel en beekprik (Verdonschot, 1996). Migratie op kleine schaal is van groot belang voor het ontwijken van tijdelijk verslechterde omstandigheden (bijvoorbeeld tijdens piekafvoeren). Indien het voor vissen onmogelijk wordt om refugia te bereiken tijdens dit soort omstandigheden kan dit zeer nadelige gevolgen hebben voor de levensgemeenschap.

9.3 Macrofauna

Hoewel patronen in de gemeenschappen van macrofauna door een verscheidenheid aan hydromorfologische factoren veroorzaakt worden, is uit meerdere studies gebleken dat in veel situaties een beperkt aantal variabelen de variatie binnen een dataset kunnen verklaren. De belangrijkste hydromorfologische factoren die soortenrijkdom en gemeenschapsstructuur sturen zijn stroomsnelheid, permanentie, beekdimensie en substraatsamenstelling (Verdonschot, 1990a,b; STOWA, 1992; Olde Venterink *et al.*, 1998).

Stroomsnelheid en afvoer

Een direct van stromend water is catastrophische drift van macrofauna als gevolg van hoge piekafvoeren. Deze vorm van drift stelt organismen bloot aan een verhoogde sterfkans door predatie en het terecht komen in ongeschikte milieus. Daarnaast zijn er ook diverse indirecte effecten van stroming/afvoer: Een aantal van deze indirecte effecten treedt op als het gevolg van beïnvloeding van de overige in deze paragraaf genoemde hydromorfologische factoren. Daarnaast beïnvloeden stroming en afvoer tevens de volgende variabelen:

- de zuurstofconcentratie - de aanwezigheid van turbulentie en stroming staat garant voor een goede zuurstofvoorziening (een aantal stroomminnende soorten is oxybiont, dat wil zeggen dat ze uitsluitend in wateren met een hoog en constant zuurstofgehalte leven).
- het voedselaanbod - stroming zorgt voor aanvoer van voedsel. Er zijn soorten die zijn aangewezen op materiaal dat met de waterstroom wordt aangevoerd die in sommige gevallen met speciale vangnetjes uit de stroom worden gefilterd (bijvoorbeeld soorten van het genus *Hydropsyche*).

- fysische stress - stromend water zorgt voor een continue stress. Om zich te handhaven op een bepaalde plaats moet een organisme continu energie investeren en bewoont mede daarom zelden de stroomdraad zelf. Veel rheofiele soorten hebben gedragsaanpassingen zoals het zoeken van beschutting onder stenen, stukken hout, tussen waterplanten, in luwten of in opgestuwde bladpakketten, het ingraven in het bodemsubstraat of een sessiele (vastzittend op harde substraten) levenswijze. Anderen bezitten morfologische en/of fysiologische aanpassingen zoals het beschikken over haken of het uitscheiden van kleefstoffen waarmee ze zich vasthouden, het bezit van een stroomlijn en/of een afgeplatte vorm, het gebruik van verzwarende materialen (kokerjuffers verzwaren soms hun kokers met kleine steentjes) of het bezit van kleine afmetingen.

Uit de verspreiding van macrofaunasoorten blijkt hoe belangrijk stroming als een sturende factor kan zijn. De verspreiding van de gammariden *G. fossarum* en *G. pulex* in Nederland blijkt gerelateerd te zijn aan de variabelen stroomsnelheid, zuurgraad, stikstofconcentratie en het waterpeil. Stroomsnelheid lijkt hiervan echter de meest belangrijke factor. Voor *G. fossarum* zijn daarnaast ook de breedte van de beek, de ammonium en totaal-fosfaatconcentraties en de geleidbaarheid van belang (Peeters & Gardeniers, 1998). Uit analyse van de macrofaunagegevens uit de landelijke STOWA database en publicaties van Verdonschot (2000) en Vlek *et al.* (2003) bleek dat de factor stroming de variatie in het bestand in hoge mate te kunnen verklaren.

Permanentie

Voor de macrofauna vraagt het droogvallen van een beek een overlevingsstrategie om zich te beschermen tegen of te onttrekken aan uitdroging. Een groot aantal soortengroepen kent dergelijke strategieën niet en komt dan ook niet in droogvallende watergangen voor. Macrofaunagemeenschappen in droogvallende beken worden vaak gedomineerd door larven van vliegende insecten die voor de periode van droogval uitvliegen, soms met achterlating van droogteresistente eieren. Binnen andere soortengroepen komen soorten voor die zich niet actief kunnen verspreiden. Binnen deze groepen komen soorten voor die droge perioden als ei, cyste, larve of adult kunnen overleven (Wiggins *et al.*, 1980), vooral in vochtige bodems en achterblijvende beekpoelen. Omdat periodieke droogval zo'n bepalende factor kan zijn voor het voorkomen van bepaalde soorten, is permanentie een belangrijke factor in diverse beektypologieën (Verdonschot, 2000; Vlek *et al.*, 2003).

Beekdimensies

De grootte van een water is niet direct van invloed op de fysiologie van organismen. Het heeft echter wel gevolgen voor hun overlevingskansen. Voor insecten met een aquatisch larvaal stadium is het van belang dat er substraten beschikbaar zijn die als opstapje kunnen worden gebruikt voor het passeren van de waterspiegel wanneer de soort als imago uitvliegt. De grootte van een waterloop kan enerzijds van invloed zijn op de aanwezigheid van dit soort substraten, anderzijds zal in een groter water de afstand tot een dergelijk substraat langer zijn waardoor de kans op predatie groter wordt (Verdonschot *et al.*, 1992).

Door verschillende auteurs is een verband gevonden tussen de grootte van de beek (wat zich uit in de orde van de stroom, breedte, diepte en afstand tot de bron) en het voorkomen van macrofaunasoorten (bijvoorbeeld: Higler & Verdonschot, 1991; Malmqvist & Maki, 1994; Wright *et al.*, 1994; Peeters & Gardeniers, 1998). In Denemarken is een relatie gevonden tussen de soortenrijkdom en gemeenschapsstructuur van Trichoptera en de orde van de stroom, de breedte, en het verhang. De aanwezigheid van oevervegetaties bleek in deze studie in mindere mate van invloed te zijn op de macrofaunagemeenschappen (Wiberg-Larsen *et al.*, 2000).

Substraat

Substraat is een bepalende factor voor de verspreiding en abundantie van bentische organismen zoals macrofauna. Hoe stabiel het stroombed hoe hoger de diversiteit en abundantie van macrofauna (Giller & Malmqvist, 1998).

Een uitgebreide studie naar de relatie tussen substraat en het voorkomen van macrofaunasoorten is uitgevoerd door Tolkamp (1980). De korrelgrootte-samenstelling van het minerale substraat heeft grote invloed op de verspreiding van beekorganismen. Veel soorten zijn specifiek gebonden aan minerale of organische substraten (habitat). Daarbinnen zijn soorten weer gebonden aan grovere en fijnere, zandige en grindige substraten (Tolkamp, 1980). Veel beekdieren leven in de bovenste centimeters van het substraat omdat ze hier minder stromingsstress ondervinden terwijl de zuurstofvoorziening nog goed is. Kleiige en lemige substraten worden door minder dieren bewoond, de substraatstructuur maakt het ingraven en bewegen moeilijker.

Organische substraten beïnvloeden de levensgemeenschap door het bieden van;

- voedsel en voedingsstoffen
- schuil- en aanhechtingsplaatsen voor organismen; de habitatstructuur.

De habitatstructuur is van essentieel belang voor de beeklevensgemeenschap. Takken en stammen bieden afhankelijk van, de ruwheid, de plaats in de stroom, de grootte van het oppervlak en het afbraakstadium, een schuilplaats aan allerlei organismen. In de stroming fungeert het hout als hard substraat waarop veel organismen zoals platwormen, bloedzuigers en larven van kokerjuffers en kriebelmuggen een aanhechtingsplaats vinden.

De rol van de hogere waterplanten en mossen als habitat is groot. Er kan onderscheid worden gemaakt in emerse, drijvende en ondergedoken waterplanten. In bronnen en bovenlopen is de soortensamenstelling van de macrofauna op dood organisch materiaal hoog ten opzichte van die op hogere planten (Ormerod, 1988). Daarentegen zijn de hogere planten vaak de meest soortenrijke habitats in midden- en benedenlopen (Wright *et al.*, 1992). Dit geldt in het bijzonder voor de oevervegetaties (Jenkins *et al.*, 1984). Hogere waterplanten spelen in de midden- en benedenloop, waar door afnemende stroomsnelheid en verminderde beschaduwing een geschikt milieu ontstaat, een belangrijke rol (Dawson, 1988; Vlek *et al.*, 2003).

10 Conclusies

Het is moeilijk aan te geven in welke mate verschillende hydromorfologische factoren van invloed zijn op het voorkomen van de organismegroepen vissen, macrofauna en waterplanten. Sommige factoren hebben direct effect op het voorkomen van soorten, andere factoren hebben een indirect effect. Wanneer de interactie van hydromorfologische factoren wordt beschouwd is het bijna ondoenlijk om de waterkwaliteit buiten beschouwing te laten. Vooral als het gaat om de factoren die waterplanten beïnvloeden zijn nutriënten vaak van doorslaggevend belang voor voorkomen en abundantie. De geschiktheid van een habitat voor vissen kan ook door de samenstelling van het water flink worden beïnvloed. Het substraat kan geschikt zijn voor paaiplaatsen, maar als de rivier of beek zoveel nutriënten aanvoeren dat dit substraat overgroeit raakt met macroalgen, dan raken deze plekken ongeschikt voor een dergelijke functie.

Waterplanten zijn belangrijke structuurbepalende elementen in stromende wateren. Ze worden door sommige vissen en macrofauna gebruikt als voedselbron en bieden paai- en schuilgelegenheid. Daarnaast zijn drijvende en ondergedoken waterplanten belangrijke substraten voor aangehechte macrofauna en fyto-benthossoorten. De abundantie van waterplanten wordt in grote mate beïnvloed door de nutriëntenrijkdom van het water. Hydromorfologische factoren die van invloed kunnen zijn, zijn stroming, fluctuaties in afvoer en waterpeil, kwel, permanentie, beekdimensie en substraat.

Voor de vissen blijken de belangrijkste hydromorfologische factoren beekdimensies, stroomsnelheid, beschikbaarheid van een geschikt paaisubstraat, permanentie en een inrichting van het beek- of riviersysteem die past bij het migratiegedrag. Voor vissen die over grote afstanden trekken is het van belang dat fysieke barrières passeerbaar gemaakt worden. Andere soorten die meer honkvast zijn hebben op kleinere schaal behoefte aan luftezones waar, bijvoorbeeld in periodes met hoge stroomsnelheid, geschuuld kan worden.

Het voorkomen van macrofauna wordt door een verscheidenheid aan hydromorfologische factoren beïnvloed. Uit meerdere studies is gebleken dat in veel situaties een beperkt aantal variabelen de variaties binnen een dataset kunnen verklaren. De belangrijkste factoren die soortenrijkdom en gemeenschapsstructuur sturen zijn beekdimensies, permanentie, stroomsnelheid en substraatsamenstelling.

Deel III Autecologische data

11 Autecologische data

Als basis voor het opstellen van abiotische randvoorwaarden voor aquatische natuur per watertype kan gebruik gemaakt worden van bestaande autecologische data van kenmerkende soorten. Wanneer per watertype een gemeenschap van kenmerkende soorten wordt benoemd, kan de ecologische range van die gemeenschappen worden bepaald door een compilatie van de autecologische range van de kenmerkende soorten.

Een zoekactie naar publicaties met autecologische gegevens heeft de volgende publicaties opgeleverd:

- AQEM consortium (2002)
- Verdonschot *et al.* (2003b)
- Crombaghs *et al.* (2000)
- STOWA (1997a en b)
- Van der Hoek & Verdonschot (1994)
- Verdonschot (1990a)
- Koopmans *et al.* (1999)

In de tabellen 7 t/m 12 wordt voor iedere publicatie weergegeven welke hydromorfologische factoren zijn beschreven. Bovendien wordt per hydromorfologische factor en organismegroep aangegeven hoeveel taxa een invulling voor de betreffende factor hebben gekregen. In elke publicatie werd per factor weer een andere indeling in klassen gehanteerd. Wanneer de gegevens uit de verschillende publicaties worden gecombineerd, zal er per organismegroep een afstemming moeten worden gemaakt tussen de verschillende indelingen.

Tabel 7 Overzicht van de autecologische informatie in AQEM consortium (2002)

factoren	macrofauna
habitat	2137*
stroomsnelheid	1393*

* Naast Nederlandse taxa ook andere Europese taxa die niet in Nederland voorkomen

Tabel 8 Overzicht van autecologische informatie in Verdonschot et al. (2003b)

factoren	waterplanten	vissen	macrofauna
hydrologische verstoring	32	33	44
morfologische verstoring	13	35	419
inlaatwater	25	-	-
eutrofiering	147	34	643
verontreiniging	23	-	-
verzuring	50	36	88
verdroging	62	46	16
verzilting	101	-	-
verzoeting	9	-	-
schaduw	43	-	-
stroming	41	-	-

Tabel 9 Overzicht van autecologische informatie in Crombaghs et al. (2000)

factoren	vissen
breedte	51
dwaarsprofiel vorm en –dynamiek	51
stroomsnelheid	51
substraat	51
aanwezigheid van fysieke barrieres	51

Tabel 10 Overzicht van autecologische informatie in STOWA (1997a en b)

factoren	waterplanten	macrofauna
diepte	285	288
breedte	-	288
stroomsnelheid	-	288
bodemsamenstelling	285	288
beschaduwning	-	288
dikte sapropeliumlaag	-	288

Tabel 11 Overzicht van de autecologische informatie in Van der Hoek & Verdonschot (1994)

factoren	vissen	macrofauna
habitat	116	1080*
stroomsnelheid	102	1020*

* Let op het gaat hier om een aanvulling verbetering t.o.v. Verdonschot (1990a)

Tabel 12 Overzicht van de autecologische informatie in Verdonschot (1990a) en Koopmans, et al. (1999). Beide publicaties bevatten alleen informatie t.a.v. macrofauna

factoren	Verdonschot (1990a)	Koopmans, et al. (1999)
habitat	853	843
stroomsnelheid	647	642

Uit de tabellen 7 t/m 12 kan worden afgeleid dat er in dit stadium voor verschillende factoren en organismegroepen geen of onvoldoende gegevens bekend zijn. Vooral daar waar het gaat om de dynamiek van veel factoren zoals variatie in waterdiepte en veranderingen in waterhoogtes.

In het vervolgtraject van het Waterlood project moet worden gezien hoe de hiaten in data beschikbaarheid opgevangen kunnen worden. Het kan in dit stadium niet uitgesloten worden dat er nieuwe veldgegevens moeten worden verzameld, gericht op die factoren waar nog geen of te weinig informatie over beschikbaar is.

Literatuur

- AQEM consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Amesz, M. & A. Barendregt (1996). IMRAM: een voorspellingsmodel voor aquatische macrofauna in Noord-Holland. Utrecht, Universiteit Utrecht. 105p.
- Anderson, N.H. & J.R. Sedell (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 24: 351-377.
- Anoniem (1988). Cultuurtechnisch vademecum. Utrecht, Cultuurtechnische Vereniging, 1085 p.
- Arts, G.H.P., Th.C.M. Brock, F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (1988) Beheer. In: F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (red) Waterplanten en waterkwaliteit. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging en vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen, Den Haag.
- Aulio, K. (1985). Biomass and chlorophyll contents of *Isoetes lacustris* as related to water depth in the lake Pyhajarvi, SW Finland. *Aqua Fennica* 15(1): 127-131.
- Barendregt, A. & A.M.F. Bio (2003). Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling* 160: 205-217.
- Barendregt, A. & A. van Leerdam (1995). Hydro-ecologisch voorspellingsmodel ICHORS (versie 3.3) voor de provincie Zuid-Holland. Utrecht, Universiteit Utrecht, 144 p.
- Barrat, S.M.H. (1996). Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. *Vegetatio* 123(1): 13-37.
- Beije, H.M., L.W.G. Higler, P.F.M. Opdam, T.A.W. van Rossum & H.J.P.A. Verkaar (1994). Bos- en Natuurbeheer in Nederland deel 1: Levensgemeenschappen, derde, herziene druk, Backhuys Publishers, Leiden.
- Beltman, G. H.J. (1983). Van de wal in de sloot: een typologisch onderzoek aan makrofaunacoenosen. Wageningen, Landbouwhogeschool, 435 p.
- Best, E.P.H. (1981). The submerged aquatic macrophytes in lake Maarsseveen I: species composition, spatial distribution and productivity. *Hydrobiological bulletin (Amsterdam)* 15(1/2): 72-81.
- Best, E.P.H. (1982). The aquatic macrophytes of lake Vechten: species composition, spatial distribution and production. *Hydrobiologia* 95: 65-77.
- Blankena, A. (1998). Terug naar de oorsprong: habitats en migratie van rheofiele vissoorten in Oost - Veluwe beken. *Afstudeerverslag Rijkshogeschool IJsselland*, 134 p.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. Utrecht, K.N.N.V., 189 p.
- Bloemendaal, F.H.J.L., Th.C.M. Brock & C. den Hartog (1988). Structuur van waterplanten en hun vegetaties. In: F.H.J.L. Bloemendaal & J. G.M. Roelofs.

- Waterplanten en waterkwaliteit. Utrecht, Stichting uitgeverij van de koninklijke natuurhistorische vereniging: 189.
- Boeyen, J.H. & H. van der Honing (1988). Effect van baggeren op de waterkwaliteit in sloten in de Alblasserwaard en de Krimpenerwaard. *H2O* 21 (7).
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars & R. van Gerve (1992). Vergroten van waterdiepte in sloten heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H2O* 25 (16): 432-437,440.
- Bongers, J.J.A. (1987). Visstand en inrichting en beheer van water en oever: onderdeel van de cursus "Inrichting en beheer van viswater" aan de Bosbouw en Cultuurtechnische School te Velp. Bosbouw en Cultuurtechnische School, Velp, 13 p.
- Bouwknegt, J. & A.J. Gelok (1992). Hydraulische aspecten van beekmeandering. *Landinrichting* 32(3): 9-15.
- Brittain, J.E. & T.J. Eikeland (1988). Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Chambers, P.A. & J. Kalff (1987). Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. *Journal of Ecology* 75: 611-619.
- Claassen, T.H.L. (1987). Typologie en normstelling. Een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Proefschrift. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Collares-Pereira, M.J., M.F. Magalhaes, A.M. Geraldes & M.M. Coelho (1995). Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *Hydrobiologia* 303: 93-101.
- Cowx, I.G. & R.L. Welcomme (red) (1998). *Rehabilitation of Rivers for Fish*. Fishing News Books, Oxford, 160p.
- Crombaghs, B.H.J.M., R.W. Akkermans, R.E.M.B. Gubbels, G. Hoogerwerf (red) (2000). *Vissen in Limburgse beken: de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg*. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht, 496p.
- Crombaghs, B.H.J.M., N. van den Berg & A.B. Goutbeek (2002). *Vissen in Overijssel. Verspreidingsatlas van zoetwatervissen in stromende en stilstaande wateren in Overijssel*. Buro Natuurbalans-Limes Divergens.
- Cuppen, H., G. Blankena & A. Goossens (1995). Een onderzoek naar de verspreiding van vissen in de beken op de Zuid - Oost – Veluwe. *Visclub "De Prik"*, 27 p.
- Dawson, F.H. (1988). Water flow and the vegetation of running waters. In: J.J. Symoens. *Vegetation of inland waters. Handbook of vegetation science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 15/1: 283-309.
- De Lange, L. (1972). An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, p 53-59.
- Ensminger, I., C. Hagen & W. Braune (2000). Strategies providing success in a variable habitat: I. Relationships of environmental factors and dominance of *Cladophora glomerata*. *Plant Cell and Environment* 23(10): 1119-1128.
- Feith, A.F. (1987). Waterkwaliteit, visstand en vissen: bijdrage ten behoeve van het opstellen van waterhuishoudingsplannen. Ministerie van Landbouw en Visserij, directie openlucht recreatie, afdeling sportvisserij, Den Haag.

- Fonds, M. & A.D. Rijnsdorp (1988). Eten en goeien. In: J.W.M. Osse, J. Zijlstra & H. M. van Emden (red.). Als een vis in het water. Pudoc, Wageningen: 120-138.
- Gardeniers, J.J.P. (1981). Impact of regulation on the natural characteristics of Dutch lowland streams. Committee for Hydrobiological Research TNO, The Hague, 9p.
- Gasith, A. & M. V Hoyer (1998) Structuring role of macrophytes in lakes: changing influence along lake size and depth radiants. In: E. Jeppesen,, M. Sondergaard & K. Christoffersen (eds) The Structuring role of Submerged Macrophytes in Lakes: 381-392. Springer, New York.
- Gerrits, H.J. (2000). Aanwasselheid van regionale baggerspecie en verkenning van mogelijkheden tot baggerpreventie. Stowa, Utrecht.
- Giller, P.S. & B. Malmqvist (1998). The biology of streams and rivers. Oxford University Press.
- Grime, J.P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. Chichester, Wiley and Sons.
- Grimm, M.P. & E. Jagtman & M. Klinge (1992). Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van Aktief Biologisch Beheer. Een visbiologisch perspectief. H2O 25 (16):424-431.
- Heermans, W. & H.P.M. Stolwijk (1991). Verslag onderzoek vispassage via bekkenvistrap Vechterweerd in de Overijsselse Vecht in 1991. Rivo, IJmuiden, 9p.
- Heinen, M.A. & H.P.J.J. Cuppen (1983). Een onderzoek naar de kwelgebieden, flora, vegetatie, het landschapsbeeld en een gedeelte van de fauna van het bestemmingsplan "Agrarisch gebied" in de gemeente Heerde. Samenwerkingsorgaan Oost-Veluwe, Apeldoorn, 43 p.
- Hickin, E.J. & G.C. Nansen (1984). Lateral migration rates of river bends. Journal of Hydraulic Engineering ASCE 10.
- Higler, L.W. G. & P.F.M. Verdonschot (1989). Macroinvertebrates in the Demmerick ditches (the Netherlands): the role of environmental structure. Hydrobiological Bulletin 23 (2):143-150.
- Higler, L. W. G. & P. F. M. Verdonschot (1991). Caddis larvae as slaves of stream hydraulics. In: C. Tomaczewski (eds). Proceedings of the 6th International Symposium on Trichoptera: 57-62. Adam Mickiewicz University Press, Poznan.
- Higler, L.W.G., H.M. Beije & W. van der Hoek (1995). Stromen in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. IBN-DLO, Wageningen, 132p.
- Hovenkamp-Obbema, I. & L. Bijlmakers (2001). Van troebel naar helder slootwater. H2O 34(2): 11-14.
- Jansen, E.J., W.A. van Vilsteren & D.J. Marsman (1996) Peilbesluit Zuid- en Noordeinderpolder: gevolgen voor de waterkwaliteit. Tauw, Denventer, 71p.
- Jenkins, R.A., K.R. Wade & E. Pugh (1984). Macroinvertebrate-habitat relationships in the river Teifi catchment and the significance to conservation. Freshwater Biology 14: 23-42.
- Koopmans, M., R.C. Gerritsen & P.F.M. Verdonschot (1999). Ecologisch maatweb stromende wateren Veluwe & Vallei. IBN-rapport 439, IBN-DLO, Waterschap Vallei&Eem, Waterschap Veluwe, 142p.

- Lehane, B. M., B. Walsh, P.S. Giller & J. O' Halloran (2001). The influence of small-scale variation in habitat on winter trout distribution and diet in an afforested catchment. *Aquatic Ecology* 35(1): 61-71.
- Ligtvoet, W. & M.P. Grimm (1992). Basisdocument: vis in het waterbeheer van Friesland : een vis - ecologische benadering. Witteveen + Bos, Deventer, 95p.
- Malmqvist, B. & M. Maki (1994). Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: Environmental relationships. *Ecography* 17(1): 9-16.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1990) Vormgeving en inrichting van viswater. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Openluchtrecreatie, 's-Gravenhage, 185p.
- Natuurbeschermingsraad (1994). Vissen in schoon water: advies voor een ecologisch verantwoord gebruik van binnenwateren, toegespitst op zoetwatervissen. Natuurbeschermingsraad, Utrecht, 91p.
- Nijboer, R. (2000). Sloten. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Nijboer, R.C., P.F.M. Verdonschot & M. W. van den Hoorn (2003). Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse sloten: een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, 256p.
- Olde Venterink, H., N.M. Pieterse & M.J. Wassen (1998). Ecostream : a response model for aquatic ecosystems in lowland streams. Utrecht University, Utrecht, 52p.
- Ormerod, S.J. (1988). The micro-distribution of aquatic macro-invertebrates in the Wye River system: the result of abiotic and biotic factors? *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- OVB, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (1998) Visstandonderzoek in het stroomgebied Loolee (Twente). OVB, Nieuwegein. Project WRD/OVB 1997-40.
- OVB, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (2000). De Nederlandse zoetwatervissen: een eerste kennismaking. CD-ROM versie 1.0.1.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers (1998). Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology* 39: 605-615.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.M. de Klein (1996). Gebiedsvreemd water in de IJsselvallei: onderzoek naar de veranderingen van de aquatische levensgemeenschappen en de chemische waterkwaliteit als gevolg van het inlaten van IJsselwater. Landbouwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie, Wageningen.
- Pip, E. & C. Sutherland-Guy (1987). Aquatic macrophytes in Shoal Lake (Manitoba-Ontario) I. Diversity, biomass and metabolic status in relation to water depth and light intensity. *Archiv fur Hydrobiologie, suppl. Bd. 76*: 197-222.
- Pot, R. & W. Schippers (2000). Water- en oeverplanten. Cur, Gouda, 429p.
- Projectgroep Waterlood (1998). Grondwater als leidraad voor het oppervlaktewater. DLG publicatie 98/2. Dienst Landelijk Gebied en Unie van Waterschappen. Utrecht, Den Haag.
- Quak, J. (1994). De visstand in stromende wateren. In: A.J.P. Raat, (eds) *Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland*. OVB, Nieuwegein.

- Querner, E.P. (1995). De stromingsweerstand en de berekening van de afvoer in begroeide waterlopen. *Het Waterschap* 9: 350-356.
- Ringelberg, J. (1976). Inleiding tot de aquatische oecologie, in het bijzonder van het zoete water. Utrecht, Bohn, Scheltema en Holkema, 240p.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, Londen.
- Schmidt, G. (1992). Onderzoek naar de doelmatigheid van de vistrap bij Archem. Waterschap Regge en Dinkel, Almelo, 13p.
- Schreijer, M. & M. Bos, (1992). Het effect van baggeren en schoonwaterinlaat op de aquatische levensgemeenschap in enkele veensloten. Provincie Noord-Holland, STORA en Uitwaterende Sluizen, Edam.
- Semmekrot, S. (1992). Analyse van het ecologisch potentieel van beken in Nederland voor Salmoniden. OVB, Nieuwegein, 86 p.
- Semmekrot, S., J.W.H. van der Straten & M.J.J. Kerkhofs (1997). Literatuuronderzoek naar de ecologische effecten van lage afvoeren en afvoerfluctuaties. Witteveen+Bos, Deventer, 29p.
- Smit, H. (1990). Hydrobiologisch onderzoek van kleine wateren in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen/Dienst Water en Milieu, Den Haag.
- Spence, D.H.N. (1964). The macrophytic vegetation of freshwater lochs, swamps and associated fens: 306-425. In: J.H. Burnett (red): *The vegetation of Scotland*. Oliver and Boyd, London.
- Spijker, J.H., C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers & R. Smeele (eds.) (1995) *Groenwerk: praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen*. Misset uitgeverij, Doetinchem, 997p.
- Stevens, M.A. (1989). Width of straight alluvial channels. *Journal of Hydraulic Engineering ASCE* 115(3): 309-326.
- STOWA (1992a). Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos; modelmatige benadering van de kroosontwikkeling en beoordeling van de beheersbaarheid. STOWA-publicatie 92-10, STOWA, Utrecht ZR 781.
- STOWA (1992b). Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos; literatuur. STOWA-publicatie 92-09, STOWA, Utrecht ZR 766.
- STOWA (1992c). Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. STOWA, Utrecht, 86p.
- STOWA (1993). Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten. STOWA, Utrecht. Rapport 93-15.
- STOWA (1997a). Eco-atlas van waterorganismen. Deel II: fytoplankton en macrofyten. Utrecht, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 97-38.
- STOWA (1997b). Eco-atlas van waterorganismen. Deel V: macrofauna: insecten. Utrecht, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 97-41.
- Tolkamp, H.H. (1980). Organism-substrate relationships in lowland streams. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 907: 1-211.
- Van Bakel, P.J.T. M.A. Bastiaanssen, C. Drost, J. van der Gaast & A. ter Harmsel (2002). *Instrumentarium Waterlood*. STOWA, Utrecht, 75p
- Van der Hammen, H. (1992). De macrofauna van Noord-Holland. Een aquatisch-oecologische studie: inventarisatie, verspreidingspatronen, tijdreeksen,

- classificatie van wateren. Proefschrift. Provincie Noord-Holland, Dienst Ruimte & Groen, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Van der Hoek, W.F. & P.F.M. Verdonschot (1994). Functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen. IBN - rapport 072. IBN, Wageningen, 140p.
- Van der Molen, J.S. & P.F.M. Verdonschot (2002). Effecten op aquatische ecosystemen. STOWA, Utrecht, 68 p.
- Van der Vlies, M.A.W.B. (1994). Drift: The effect of peak discharges as physical disturbances on the macroinvertebrate community of lowland streams. Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Leersum, 36p.
- Van Katwijk, M. M. & J.G.M. Roelofs (1988). Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen, 133p.
- Verdonschot, P.F.M. (1990a). Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel : het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel, Zwolle, 301p.
- Verdonschot, P.F.M. (1990b). Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel, The Netherlands. Wageningen Agricultural University, Provincie Overijssel, 255p.
- Verdonschot, P.F.M. (1996). Migratie van beekmacrofauna en beekvissen: migreerbaarheid van een gesloten of open afleiding van de Schuitenbeek. IBN-DLO, Wageningen, 85p.
- Verdonschot, P.F.M. (2000). Beken. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 128p.
- Verdonschot, P.F.M. & L.W.G. Higler (1989) Macroinvertebrates in Dutch ditches: a typological characterization and the status of the Demmerick ditches. Hydrobiological Bulletin 23(2): 135-142.
- Verdonschot, P.F.M., A. de Glopper, et al. (1999). Natte ecologische structuur in het Gelders rivierengebied. H2O 10: 21-23.
- Verdonschot, P., O. Driessen, W. van der Hoek & J. de Klein (1995). Beken stromen : leidraad voor ecologisch beekherstel. Stowa, Utrecht, 236p.
- Verdonschot, P.F.M., J.M.C. Driessen, H.K. Mosterdijk & J.A. Schot (1998). The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In: International Conference arranged by the European Centre for River Restoration (H. O. Hansen & B. L. Madsen, eds.), Denmark, 294p. National Environmental Research Institute.
- Verdonschot, P. F. M., E. H. T. M. Peeters, J. A. Schot, G. Arts, J. van der Straaten & M. van den Hoorn (1997). Waternatuur in de regionale blauwruimte; gemeenschappen in regionale oppervlaktewateren. Achtergronddocument Natuurverkenning 1997. IKC-N, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken (1992). Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. IBN-DLO, Leersum, 174p.
- Verdonschot, P.F.M. & R. Nijboer (2003). Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren. Invulling van indicatieve macrofauna, waterplanten en vissen voor Kaderrichtlijn Water typen, Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.

- Verdonschot, P.F.M., P.W. Goedhart, R.C. Nijboer & H.E. Vlek (2003a). Voorspelling van effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische gemeenschappen: de ontwikkeling van cenotypenvoorspellingsmodellen voor beken en sloten in. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, 239p.
- Verdonschot, P. F. M., B. S. Elbersen & M. W. van den Hoorn (2003b). Voorspelling van effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische gemeenschappen: validatie van de cenotypenvoorspellingsmodellen voor regionale watertypen (Overijssel) en voor beken en sloten in Nederland. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, 80p.
- Vila Gisbert, A., L. Zamora & R. Moreno Amich (2000). Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems. *Arch Hydrobiol* 148(1): 135-145.
- Vlek, H.E., P.F.M. Verdonschot & R.C. Nijboer (2003). De ontwikkeling van een op macrofauna gebaseerd beoordelingsstelsel voor Nederlandse beken in Europees verband. Alterra-rapport 827. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, 113p.
- Westera, H. B. (1995). Waterkwaliteit en peilbeheer in het Gelders Rivierengebied: een onderzoek naar de kwaliteitsoverweging betreffende waterdiepte en peilfluctuatie. 57p.
- Wiberg-Larsen, P., K.P. Brodersen, S. Birkholm, P.N. Gron & J. Skriver (2000). Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43(4): 633-647.
- Wiggins, G.B., R. J. Mackay & I.M. Smith (1980). Evolutionary and ecological strategies in annual temporary pools. *Archiv fuer Hydrobiologie Suppl.* 58: 97-206.
- Willemsen, J. (1980) Fishery aspects of eutrofication. *Hydrobiological Bulletin* 14: 12-21.
- Wootton, R. J. (1992). *Fish ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Wright, J.F., J.H. Blackburn, D.F. Westlake, M.T. Furse & P.D. Armitage (1992). Anticipating the consequences of river management for the conservation of macroinvertebrates. In: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts. *River conservations and management*. Chichester, John Wiley: 137-149.
- Wright, J. F., J. H. Blackburn, R.T. Clarke & M. T. Furse (1994). Macroinvertebrate-habitat associations in lowland rivers and their relevance to conservation.
- Wright, J. F., R.J.M. Gunn, J.M. Winder, R. Wiggers, K. Vowles, R.T. Clarke & I. Harris (2002). A comparison of the macrophyte cover and macroinvertebrate fauna at three sites on the River Kennet in the mid 1970s and late 1990s. *The Science of the Total Environment* 282-283: 121-142.

Verklarende woordenlijst

abiotisch	=	het niet-levende milieu
abundantie	=	aantal individuen
afvoer (debiet)	=	hoeveelheid water die door een watergang stroomt
aquatich	=	in het water levend
autecologie	=	ecologie van afzonderlijke plant- en diersoorten
basisafvoer	=	dat deel van de afvoer dat als het gevolg van langdurige berging (in grond- en/of oppervlaktewater) pas na geruime tijd tot stand komt
beek(bedding)	=	gebied gekenmerkt door de aanwezigheid van stromend water (inclusief het gebied dat periodiek onder water stroomt)
bentisch	=	op of in de waterbodem levend
berging	=	het volume water dat aanwezig is binnen een bepaald gebied
detritus	=	grof en fijn dood organisch afgebroken plantenmateriaal
biomassa	=	hoeveelheid aanwezig levend biotisch materiaal
biotische	=	het levende milieu
catastrophic drift	=	massale drift als gevolg van hoge afvoer
connectiviteit	=	de mate waarin oppervlaktewateren met elkaar in verbinding staan
debiet	=	zie afvoer
dimensies	=	breedte en diepte van een beek op een bepaalde plaats
drift	=	het actief en passief verplaatsen van organismen in de beek
ecologie	=	wetenschap van de wederzijdse relaties tussen organismen onderling en met hun milieu
ecosysteem	=	een samenhangend geheel van levende organismen en de niet-levende omgeving, inclusief de relaties tussen de samenstellende delen
emers	=	uit het water opstijgend
factorcomplex	=	groep van nauw samenhangende en onderling afhankelijke factoren
habitat	=	woonplaats of woongebied van een organisme

hoogwaterpeil	=	cultuurtechnische term. De waterstand in een kleine waterloop behorende bij een afvoer die gemiddeld 1 dag per jaar wordt bereikt of overschreden
hydrologie	=	studie van eigenschappen en gedragingen van water
infiltratie	=	aanvulling van water onder het grondoppervlak (inzijging)
infiltratiegebied	=	gebied waarin over het jaar heen infiltratie de overhand heeft
kwel	=	opwaarts gerichte grondwaterstroming, het uit treden van grondwater
kwelgebied	=	gebied waarin over het jaar heen kwel de overhand heeft
kwelintensiteit	=	het volume water dat door kwel de grond uit treedt per tijdseenheid en per eenheid van horizontaal oppervlak van een beschouwd gebied
maatgevende afvoer	=	de afvoer die bepalend is gesteld voor het ontwerp of een deel ervan
macrofauna	=	met het blote oog waarneembare ongewervelde dieren
macro-ionen	=	ionen die in hoofdzaak de totale ionen balans uitmaken; dit zijn o.a. de kationen calcium, kalium, magnesium en de anionen sulfaat, carbonaat en chloride
meandering	=	het (natuurlijke) bochtige, slingerende verloop van een beek
meanderbreedte	=	afstand, dwars op de lengterichting van het beekdal, tussen de oevers van twee opeenvolgende bochten in een beek
meanderlengte	=	afstand, in de lengterichting van het beekdal, tussen twee punten in het tracé van een beek, waartussen het tracé een volledige sinusvorm doorloopt, gemeten op de as van de waterloop
microhabitat	=	woonplek van een organisme
migratie	=	het zich (kunnen) verplaatsen van aquatische organismen door het lengteprofiel van een beek
migratiebarrière	=	natuurlijk of kunstmatig object waardoor migratie belemmerd wordt
morfologie	=	vormleer
neerslagoverschot	=	neerslag – evapotranspiratie, hoeveelheid neerslag (mm) die ten goede komt aan de voeding van grond- en oppervlaktewater
neerslagpatroon	=	overzicht van de neerslag per tijdseenheid

normaal waterpeil	=	cultuurtechnische term. De waterstand in een kleine waterloop behorende bij een afvoer die 50% bedraagt van de bij hoogwaterpeil behorende afvoer. Onder Nederlandse omstandigheden wordt deze waterstand op 10 à 20 dagen per jaar bereikt of overschreden
normalisatie	=	het onder normprofiel brengen van het dwarsprofiel van een beek
nutriënt	=	voedingsstof
permanent	=	niet droogvallend
referentie	=	beschrijving van een ecosysteem in natuurlijke toestand
retentie	=	het tijdelijk vasthouden van water
saprobie	=	toestand met betrekking tot concentraties organische voedingsstoffen (mate van organische belasting)
sediment	=	bezinksel op de bodem van een water
sedimentatie	=	aanzanding/-slibbing van de bedding
stromingsweerstand	=	maat voor de weerstand tegen verticale doorstroming van een weerstandbiedend pakket (dag)
stroomdraad	=	plaats in het dwarsprofiel waar de stroomsnelheid het hoogst is
stroomgebied	=	gebied waaruit een beek haar water betreft
stroomsnelheid	=	snelheid van water in een watergang
stroomsnelheidsprofiel	=	overzicht van de verdeling van de stroomsnelheid in het dwarsprofiel van een beek
substraat	=	vast materiaal zoals zand, blad en detritus waarin organismen leven
substraatmozaïek	=	ruimtelijk patroon van substraattypen
stelselvoorwaarden	=	factoren en processen samenhangend met klimaat, geologie en geomorfologie
tracé	=	lengteprofiel
topafvoer	=	de grootste afvoer die gedurende een hoogwater periode voorkomt
verhang	=	hoogteverschil in bedding of waterspiegel
verval	=	verschil in waterhoogte tussen twee punten in een waterloop
vlechtend	=	door aanwezigheid van meerdere zandbanken in het dwarsprofiel stroomt het water door meerdere vlechtende geulen
waterdiepte	=	verticale afstand tussen waterspiegel en de bodem van een waterloop
waterpeil	=	kortstondig gemiddelde van de hoogteligging van de waterspiegel t.o.v. een referentievlak, zoals NAP.

Bijlage 1 Overzicht hydromorfologische factoren in typologische en modelmatige studies

Waterplanten

hydromorfologische factor	kwel	waterdiepte	dimensies	peildynamiek	permanentie	waterbeweging	variatie in dwarsprofiel	talud	variatie in vegetatiestructuur	organisch materiaal
De Lange (1972)										
Claassen (1987)										
Bloemendaal & Roelofs (1988)										
Smit (1990)	+		-							-
STOWA (1993)	-		-		-					-
Barendregt & Van Leerdam (1995)	+	+	+					-		+
Nijboer <i>et al.</i> (2003)	+		+		+			-		

Macrofauna

hydromorfologische factor	kwel	waterdiepte	dimensies	peildynamiek	permanentie	waterbeweging	variatie in dwarsprofiel	talud	variatie in vegetatiestructuur	organisch materiaal
Claassen (1978)										
Beltman (1983)										
Verdonschot en Higler (1989)	+		+		+	+			+	
Smit (1990)	-		+							-
Van der Hammen (1992)			+		-			-	+	
STOWA (1993)	-		+		-					
Amesz & Barendregt (1996)		+	+						+	+
Nijboer <i>et al.</i> (2003)	+		+		+			-	+	
Verdonschot <i>et al.</i> (2003)	+		+		+			-	+	

+ = factor levert een belangrijke bijdrage aan de verklaring van de samenstelling van de levensgemeenschap
 - = factor levert geen belangrijke bijdrage aan de verklaring van de samenstelling van de levensgemeenschap
 Een leeg vakje betekent dat de betreffende factor niet is opgenomen in de studie.