

ECOLOGISCH RAAMWERK VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN



RAPPORT

2015
29

ECOLOGISCH RAAMWERK VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN
VISIE OP AQUATISCH ECOSYSTEEM FUNCTIONEREN EN
AFGELEIDE PARAMETERS VOOR MODELONTWIKKELING EN WATERBEHEER

RAPPORT

2015

29

ISBN 978.90.5773.703.9



Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEUR Piet F.M. Verdonschot (Alterra)

OPDRACHTGEVER Dit onderzoek is tot stand gekomen in opdracht van de STOWA,
met financiële ondersteuning van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

TEKSTREDACTIE Dorien ter Veld (Dubbele Woordwaarde)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2015-29
ISBN 978.90.5773.703.9

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

TEN GELEIDE

De waterbeheerders investeren in het verbeteren van de ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren. Deze ecologische kwaliteit wordt uitgedrukt in biologische termen, vooral voor vissen, macrofauna, waterplanten en algen. Het is in dit licht belangrijk dat inzicht bestaat in welke factoren en processen sturend zijn voor de samenstelling van de levensgemeenschappen in oppervlaktewater.

In een aantal bijeenkomsten hebben ca. 40 experts de sturende factoren benoemd en gewogen. Uiteindelijk bleek dat slechts een beperkt aantal factoren werkelijk bepalend zijn voor het welzijn van aquatische levensgemeenschappen. Veel beheer- en herstelmaatregelen grijpen direct, maar vaak ook indirect in op deze sturende factoren. Kennis van de relatie tussen beheeropties en de sturende factoren is belangrijk om in het waterbeheer de juiste maatregelen te kunnen definiëren. En, uiteraard, om de maatregelen die niet effectief zijn achterwege te laten. Dit bevordert de doelmatigheid in het waterbeheer.

Veel van de in dit zeer technische rapport beschreven kennis is doorgestroomd, of zal doormen naar praktisch toepasbare ‘instrumenten’ en kennisregels die, ook in STOWA-kader, ontwikkeld worden. Hiertoe behoren o.a. de sets van “ecologische sleutelfactoren” voor stilstaande en stromende wateren.

SAMENVATTING

Het doel van de KRW is het in waterlichamen bereiken van de goede ecologische toestand met, vanuit oogpunt van natuurbeleid, een hoge biodiversiteit. Om deze doelen te halen worden maatregelen uitgevoerd. Bij het nemen van maatregelen worden de omstandigheden in oppervlaktewaterecosystemen zo gewijzigd dat een verbetering van de ecologische toestand optreedt. De keuze van maatregelen vraagt kennis van (de toestand van) die factoren en van de achterliggende processen die deze verbetering bewerkstelligen. Om het juiste doel te kunnen bepalen en de juiste maatregelen te kunnen kiezen is begrip nodig van het systeemfunctioneren.

Het doel van het ecologisch raamwerk is het geven van een onderbouwing aan de keuze van (kosten-)effectieve en in samenhang probleem-oplossende maatregelen en het afleiden van passende doelen. Om dit doel te bereiken is kennis nodig van de factoren en achterliggende processen die verbetering bewerkstelligen.

Het ecologische raamwerk maakt gebruik van vier ecologische concepten. Voor de toepassing in de praktijk (specifieke watertypen en organismengroepen) worden deze conceptuele relaties omgezet in relevante oorzakelijke factoren (ecologische sleutelfactoren), die achterliggende patronen en processen representeren van stroming, structuren en stoffen in relatie tot individuele KRW-organismengroepen, per watertype. Hiertoe zijn in dit rapport drie stappen beschreven; 1) het per cluster van KRW-watertypen en per KRW organismengroep op basis van expertkennis identificeren van voor organismen direct relevante oorzakelijke factoren of ecologische sleutelfactoren behorende tot de factorgroepen stroming, structuren en stoffen, 2) het vaststellen van de belangrijkste indirecte relaties en 3) het in schema's uitwerken en met kennis en literatuur onderbouwen van de direct relevante factoren.

In totaal zijn voor algen 3, voor macrofyten 8, voor macrofauna 6, voor vissen 6 en voor brakke wateren 7 schema's opgesteld. Gemiddeld zijn er 8 (range: 6-11) sleutelfactoren per combinatie organismengroep-watertype van belang. Dit zijn de ecologische sleutelfactoren waarop met maatregelen direct gestuurd kan gaan worden.

Het project is erin geslaagd belangrijke ecologische sleutelfactoren of groepen daarvan te benoemen en veelal ook een relatieve weging mee te geven. Het project is er niet altijd in geslaagd de sleutelfactoren ook wetenschappelijk te onderbouwen. Dit verdient aandacht in een vervolg. Ook is er nog geen vergelijkbaar detailniveau voor iedere organismengroep bereikt. De belangrijkste vervolgstap is het in hiërarchisch verband ordenen en kwantificeren van de ranges waarbinnen ecologische sleutelfactoren leiden tot goed ecologisch functioneren.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie. Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

ECOLOGISCH RAAMWERK VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 De KaderRichtlijn Water (KRW)	1
	1.3 Doel	1
	1.4 Context en leeswijzer	2
2	HET ECOLOGISCH RAAMWERK	3
	2.1 Het 5-S en 6-S-model	3
	2.2 Habitat templates en landschapsfilters	6
	2.3 Het DPSIRR-model of de zesde S	8
	2.4 Bouwstenen voor het ecologisch raamwerk	8
	2.5 Belang van patronen en processen	10
	2.6 Interactie tussen factoren	10
	2.7 Veranderingen en verstoringen in ruimte en tijd	11
	2.8 Effecten van menselijke activiteiten en drukfactoren	12
	2.9 Herstelmaatregelen	12
	2.10 Herstelprocessen	13

3	METHODEN	14
3.1	Fasering	14
3.2	Inventarisatie van sleutelfactoren (stap 1)	14
4	RESULTATEN	16
4.1	Relatieschema's	16
4.1.1	Menselijke activiteiten	16
4.2	Effecten van menselijke activiteiten en drukfactoren	20
4.3	'Indirecte' relaties in het waterecosysteem	27
4.4	Experttoelichting op 'directe' relaties in het waterecosysteem	29
4.5	'Directe' relaties in het waterecosysteem	36
4.6	Synthese van directe relaties	42
4.7	Doorkijk	46
	REFERENTIES	48
	BIJLAGEN	
I	DOOR FACTOREN WEERGEGEVEN PATRONEN EN PROCESSEN	49
II	SCHEMA'S VAN SLEUTELFACTOR RELATIES MET KRW-ORGANISMENGROEPEN	53

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

In de laatste decennia zijn er verschillende instrumenten, beslissingsondersteunende systemen en (voorspellings)modellen voor zoetwaterecosystemen ontwikkeld. Iedere methode is gebaseerd op een eigen concept dat meestal ingegeven is door 1) de ecosysteemwerkelijkheid en -kennis en 2) het vooraf gestelde doel. Veel van deze concepten komen wat betreft keuzes van ecosysteemkenmerken of -factoren op hoofdlijnen overeen. Dit is niet verrassend omdat ze allemaal dezelfde ecologische werkelijkheid willen beschrijven. Toch komen er ook grote verschillen voor, vooral op detailniveau. Zo worden soms niet-ecologische kenmerken opgenomen, zoals belevingswaarde, of er worden factoren van verschillende aard, ecologische relevantie, schaal, stuurbaarheid of complexiteit gelijkwaardig behandeld. Deze ongelijkwaardigheid geeft aanleiding tot veel discussie.

1.2 DE KADERRICHTLIJN WATER (KRW)

De KRW drukt de kwaliteit van een oppervlaktewater uit in een ecologische toestand. Deze ecologische toestand wordt afgeleid uit de samenstelling van de biologische organismengroepen en, onder bepaalde voorwaarden, de hydromorfologische en fysisch-chemische omstandigheden. Een ecologische toestand is het resultaat van de processen die daaraan voorafgaand zijn opgetreden. De belangrijkste KRW-organismengroepen zijn vissen, macrofauna, macrofyten en algen.

Alle oppervlaktewateren moeten volgens de KRW, al dan niet op termijn, in de goede ecologische toestand verkeren; mits haalbaar en betaalbaar. Als hieraan nog niet is voldaan, moeten er maatregelen worden genomen om deze toestand te realiseren. Een maatregel is pas effectief als de omstandigheden in het oppervlaktewaterecosysteem op zodanige wijze worden beïnvloed, dat een verbetering van de ecologische toestand op zal treden. Hiervoor is begrip nodig van (de toestand van) de factoren en van de achterliggende processen die deze verbetering bewerkstelligen. Met andere woorden: er is begrip van het systeem nodig om het juiste doel te kunnen bepalen en de juiste maatregelen te kunnen kiezen.

1.3 DOEL

Het doel van de KRW is het in waterlichamen bereiken van de goede ecologische toestand met, vanuit oogpunt van natuurbeleid, een hoge biodiversiteit. Om de KRW- en natuurdoelen te halen worden maatregelen uitgevoerd.

Het doel van het ecologisch raamwerk is het geven van een onderbouwing aan de keuze van (kosten-)effectieve en in samenhang probleem-oplossende maatregelen en het afleiden van passende doelen. Om dit doel te bereiken is kennis nodig van de factoren en achterliggende processen die verbetering in de ecologie bewerkstelligen.

Het doel van dit rapport is het identificeren van de direct relevante factoren of ecologische sleutelfactoren behorende tot de factorgroepen stroming, structuren en stoffen voor zoete oppervlaktewateren in Nederland.

1.4 CONTEXT EN LEESWIJZER

- Dit rapport bevat twee onderdelen, namelijk:
- Een beschrijving van het beoogde 'Ecologisch raamwerk', waarbij in hoofdstuk 2 vooral uitleg wordt gegeven over de integratie van de vier ecologische concepten die als bouwstenen dienen. De concepten 'habitat template' en 'landschapsfilters' zijn nog niet uitgewerkt. Voor de DPSIRR benadering is in de vorm van schema's een aanzet gegeven.

De uitwerking van de basis voor het ecologisch raamwerk, namelijk de ecologische sleutelfactoren geordend naar het 5S-model.

Hoofdstuk 3 geeft de werkwijze om te komen tot de selectie van ecologische sleutelfactoren weer. In hoofdstuk 4 zijn relatieschema's opgenomen. Hierin zijn de ecologische sleutelfactoren die tijdens de expertworkshop zijn geselecteerd weergegeven en nader toegelicht.

2

HET ECOLOGISCH RAAMWERK

2.1 HET 5-S EN 6-S-MODEL

INLEIDING

In de jaren negentig zijn voor alle Nederlandse oppervlaktewateren 5-S-modellen ontwikkeld (o.a. Verdonschot et al. 1998). De 5-S-modellen ondersteunen een ecosysteembenadering voor hydro-ecologische eenheden waarin ruimtelijke en temporele schalen zijn opgenomen én de daarin aanwezige hiërarchieën. Een ecosysteembenadering voor wateren begint altijd op het niveau van de hydro-ecologische eenheid (zoals een waterbeheereenheid, stroomgebied of polder) en omvat alle kleinere ruimtelijke eenheden tot een concreet oppervlaktewater(lichaam) (het ruimtelijk schaal aspect). De bijhorende processen kunnen zowel over kortere als over langere tijd werkzaam zijn (het temporele schaalaspect).

Integraal waterbeheer maakt gebruik van deze ecosysteembenadering d.m.v. hiërarchisch gerangschikte factorgroepen van sleutelfactoren en -processen en daaruit afgeleide stuurfactoren en -processen. Samen beschrijven de sleutel- en stuurfactoren watersystemen als samenhangende onderdelen in hydro-ecologisch of ruimtelijk begrensde gebiedsdelen.

- De volgende vijf factorgroepen sleutel- en stuurfactoren worden onderscheiden, in hiërarchische volgorde van grote naar kleine schaal:
- Systeemvoorwaarden
- Stroming
- Structuren
- Stoffen
- Soorten.

De zesde S staat voor Sturing door de mens; de menselijke beïnvloeding van de overige vijf S-en. Deze S is recent verder uitgewerkt in de zogenaamde DPSIRR-modellen (zie paragraaf 2.3).

Directe (oorzakelijke) factoren of **ecologische sleutelfactoren** zijn factoren die direct voorwaarden zijn voor organismen om voor te kunnen komen. **Indirecte** factoren zijn factoren die indirect van belang zijn en mogelijk de voorwaarden (de directe factoren) voor organismen om voor te kunnen komen aansturen. **Stuurfactoren** zijn die directe en indirecte factoren die door het waterbeheer direct gestuurd worden. **Drukfactoren** zijn factoren die stress voor organismen veroorzaken.

SYSTEEMVOORWAARDEN

De groep factoren onder Systeemvoorwaarden omvat de factoren en -processen, die samenhangen met klimaat, geologie en geomorfologie. Ze spelen op een hoog ruimtelijk, temporeel en procesmatig schaalniveau (grote hydro-ecologische eenheden (hoofdstroomgebieden) en over

tijdsperioden van > 100 jaar). Hierbij wordt gedacht aan direct aan klimaat gerelateerde factoren zoals temperatuur en neerslag en aan geomorfologie gerelateerde factoren, zoals hoogteverschillen en bodemtypen. Aangezien waterbeheer zich niet richt op dit schaalniveau, zijn systeemvoorwaarden als ecologische randvoorwaarden te beschouwen. In figuur 1 omvatten de systeemvoorwaarden de overige 5 S-en en worden ze gezien als de 'externe conditionerende ruimte' waarbinnen beheer en beleid plaatsvindt. De systeemvoorwaarden worden als randvoorwaardenstellende factoren aangeduid.

In de volgende drie hoofdgroepen factoren (stroming, structuren, stoffen) zijn twee schaalniveaus onderscheiden. Enerzijds betreft het de factoren en -processen op het niveau van een hydro-ecologische gebiedseenheid (stroomgebied), spelend over een termijn van 10 tot 50 jaar. Anderzijds betreft het de factoren en -processen spelend op het lokale schaalniveau van een individueel oppervlaktewaterlichaam, over een termijn van uren tot 10 jaar. Deze factoren bepalen min of meer hoe watersystemen functioneren en op welke factoren ze stuurbaar zijn.

STROMING

Met stroming wordt grond- en oppervlaktewaterhydrologie bedoeld. De hydrologie is de meest bepalende factor voor het watersysteem. Op hoger schaalniveau speelt de regionale grond- en oppervlaktewaterhydrologie, zoals neerslag en verdamping, afstroming, grondwaterstroming, infiltratie en kwel. Op het lokale schaalniveau is naast de lokale afstroming (run-off), kwel en infiltratie, ook de hydraulica van belang, vooral waterpeilen, -beweging, debiet en stroomsnelheid.

STRUCTUREN

De regionale (grond-)waterstromen hebben in stromende wateren effect op de ontwikkeling van het lengte- (het tracé) en dwarsprofiel (de bedding), en in stilstaande wateren op de vegetatiestructuren. In stromende wateren bepalen lokale (grond-)waterstromen voor een belangrijk deel het ontstaan en verdwijnen van substraatmozaïeken zoals bladdammen, zand- en grindbanken en detrituszones. Waterbeweging leidt samen met kwel- en infiltratiestromen in alle oppervlaktewateren tot een verscheidenheid aan leefomstandigheden.

STOFFEN

De regionale (grond-)waterstromen hebben in stilstaande wateren effect op de stofstromen (de fysisch-chemische aspecten), maar ook in stromende wateren volgen de stofstromen eerder genoemde (grond-)waterstromen. De stoffen liften als het ware mee met het water en vormen gradiënten afhankelijk van de (grond-)waterstromen die ze op hun weg tegenkomen (bijvoorbeeld kalkrijke bodemlagen). Voor alle wateren geldt dat op regionaal schaalniveau macro-ionen een belangrijke rol spelen (afhankelijk van de herkomst van het water), evenals het organisch materiaal. Op lokaal schaalniveau zijn, naast eerder genoemde stoffen, ook het zuurstofgehalte en de voedingsstoffen van belang.

SOORTEN

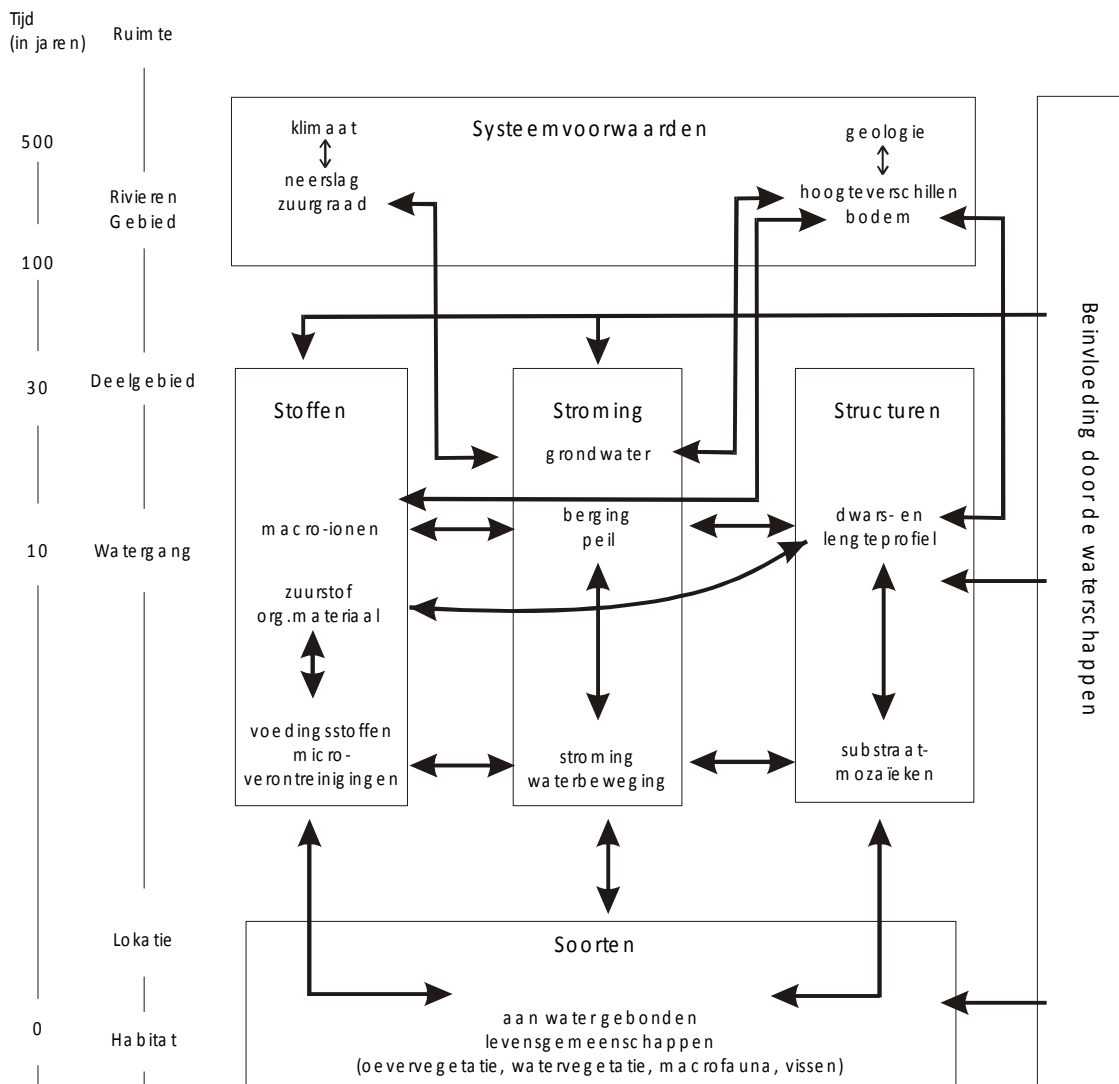
Uit de beschrijving van bovengenoemde factorgroepen blijkt dat patronen in levensomstandigheden in het gehele watersysteem ontstaan. Levensgemeenschappen reageren op deze patronen. Levensgemeenschappen zijn de volgende factoren van de abiotische processen in het watersysteem. De organismen en hun samenhang die de levensgemeenschappen vormen worden aangeduid met de term 'soorten'.

STURING

Menselijke activiteiten oefenen grote invloed uit op aquatische ecosystemen. Menselijke activiteiten zijn niet alleen beheer en onderhoud. Het gaat om alle activiteiten die in de hydro-ecologische eenheid plaatsvinden, zoals landgebruik, urbanisatie en lozingen. Paragraaf 2.3 gaat hier verder op in. Sturing wordt soms gezien als 6^{de} S. In veel gevallen gaat het om factoren die al onderdeel zijn van het 5-S-model, behalve direct menselijk ingrijpen (bijvoorbeeld maaien, baggeren, bevissen) en milieuvreemde stoffen.

Factoren en processen werken op verschillende schaal. Zo werken bijvoorbeeld geologische processen over lange geologische tijd, terwijl sommige biochemische processen binnen fracties van seconden werken. Waterbeheerders werken op het schaalniveau van stroomgebied en kleiner. Gezien de besluitvorming is vooral de tijdshorizon tot enkele tientallen jaren van belang. Daarnaast is de schaal van respons van KRW-organisatiegroepen van belang. Diatomeeën functioneren op kleine ruimtelijke (cm²) en temporele (dagen) schaal. Macrofyten functioneren op grotere ruimtelijke (m²) en temporele (jaren) schaal. Macrofauna functioneert op middelgrote ruimtelijke (10 m²) en kleinere temporele (maanden) schaal. Vissen functioneren op grote ruimtelijke (kilometers) en langere temporele (jaren) schaal. De relaties tussen schaal enerzijds en de werking van sleutel- en stuurfactoren anderzijds zijn in de volgende paragrafen beschreven.

FIGUUR 1 HET 6-S MODEL VOOR STILSTAANDE WATEREN



De groepen factoren en hun onderlinge samenhang worden weergegeven door de pijlen in figuur 1. De dikte van de pijlen geeft de mate van onderlinge beïnvloeding weer. Het zal duidelijk zijn dat randvoorwaarden stellende, sturende en volgende factoren niet alleen gekoppeld zijn aan de genoemde S-en. De factoren zijn alle onderling afhankelijk. Zo zijn bijvoorbeeld in een stromend water 'structuren' zoals bladdammen een gevolg van de 'stroming' in de vorm van afvoer. Omgekeerd kunnen deze bladdammen op hun beurt afvoerpieken verminderen. Of: in een sloot zijn 'soorten' zoals waterplanten afhankelijk van 'stoffen', maar deze waterplanten beïnvloeden via verdamping en hydrologische weerstand de 'stroming'. Ondanks een dominante werking van hoog naar laag schaalniveau, is er altijd een terugkoppeling aanwezig in omgekeerde richting. De interactie tussen factoren binnen en tussen schaalniveaus is steeds aanwezig, maar deze verschilt in hiërarchie en intensiteit.

Om schaalniveaus te kunnen koppelen (bijvoorbeeld koppeling beheer-beleid) en om vooruit te kunnen kijken (o.a. voorspellen) is kennis van interacties tussen factoren (dominantie en terugkoppeling) en het functioneren van systemen (processen) vereist. Toch is zeker momenteel niet alle kennis nodig om het 6-S-model te implementeren. Daarom zijn in dit model de factoren hiërarchisch over de 5 S-en verdeeld en zijn de functionele aspecten weergegeven.

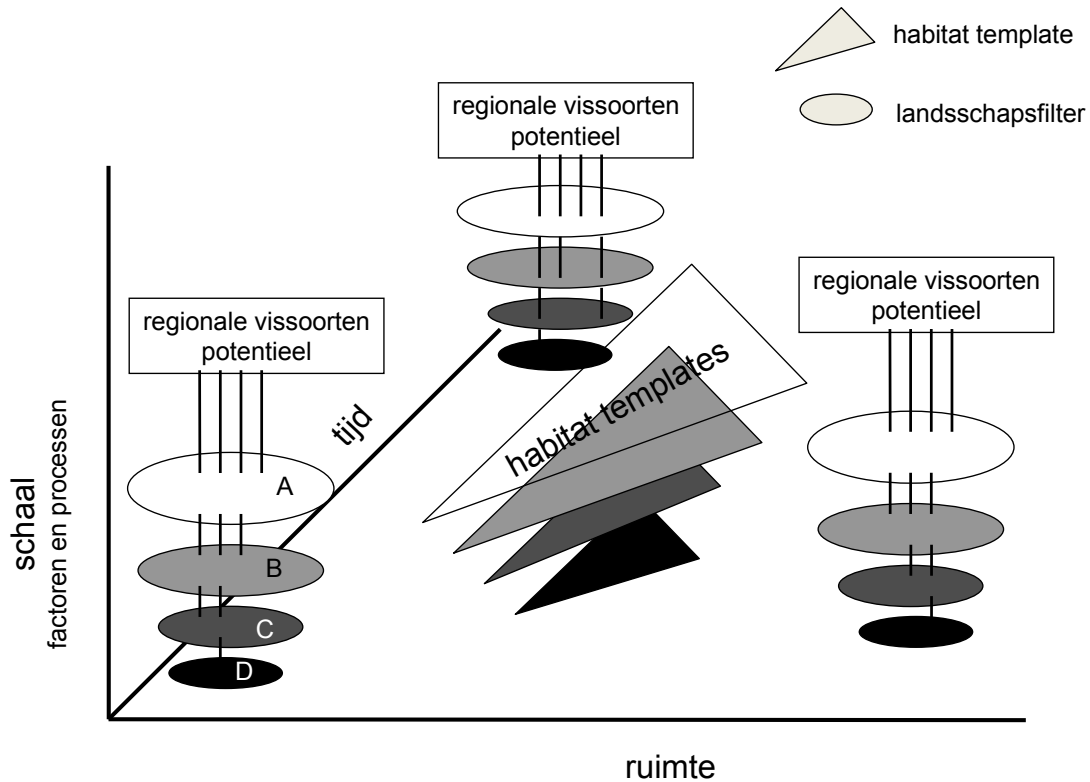
2.2 HABITAT TEMPLATES EN LANDSCHAPSFILTERS

De ecologische eigenschappen en strategieën van soorten hebben, afhankelijk van hun levensstadium in ruimte en tijd, een relatie met bepaalde omgevingsomstandigheden (abiotisch en biotisch) binnen een hydrologische eenheid/stroomgebied, waterlichaam, watercompartiment en habitat/niche. Deze omstandigheden en de veranderingen hierin in de tijd, vormen 'habitat templates' voor soorten. Ze leiden tot het uitfilteren van soorten bij een mismatch tussen de eigenschappen van soorten en het beschikbare habitat of leefgebied. Daarbij treden er binnen het watermilieu regelmatig veranderingen op, bijvoorbeeld wat betreft stroomsnelheid, peil, habitatsamenstelling en fysisch-chemische omstandigheden. De frequentie, omvang en voorspelbaarheid van deze variatie in milieu- of habitatomstandigheden vormt een belangrijk filter van de 'habitat template' (Southwood 1977, 1988, Townsend & Hildrew 1994). Habitat templates bieden daarmee inzicht in de relatie tussen ruimtelijke en temporele variabiliteit (habitatstabiliteit) en strategieën van soorten op de betreffende schaalniveaus (Townsend & Hildrew 1994). Een voorbeeld is het kenmerk meerjarige levenscyclus bij ongewervelden. Soorten met een meerjarige levenscyclus zullen beter ontwikkelen wanneer het habitat stabiel blijft in de tijd.

Volgens de landschapsfilters-benadering (Poff 1997) kunnen de heersende milieuomstandigheden op verschillende schaalniveaus gezien worden als een hiërarchische serie van 'filters', die soorten met een verspreiding binnen een groot geografisch gebied (de regionale 'soortenpool') 'uitfiltert' op basis van het ontbreken van eigenschappen die noodzakelijk zijn om succesvol te overleven onder bepaalde milieuomstandigheden (Figuur 2). Landschapsfilters gaan ervan uit dat milieurandvoorwaarden als het ware bepaalde levensstrategieën en daarmee soorten uitfilteren op iedere schaal, gaande van de hydrologische eenheid/stroomgebied, het landschap, het waterlichaam tot aan het habitat (Poff 1997).

FIGUUR 2

HET 'FILTEREN' VAN SOORTEN MET BEPAALDE KENMERKEN OP VERSCHILLENDE HIËRARCHISCHE RUIMTELIJKE SCHALEN MET BIJHORENDE HABITAT TEMPLATE (WERKENDE MILIEUFACTOREN EN PROCESSEN). HABITAT- OF LANDSCHAPSFILTERS OP DE SCHAAL VAN HET STROOMGEBIED (A) BEPERKEN HET VOORKOMEN VAN OF DE ABUNDANTIE VAN SOORTEN DIE VOORKOMEN OP DE SCHAAL VAN HET BEEKDALLANDSCHAP (B) EN ZO VERDER DOORGAAND NAAR DE SCHAAL VAN HET WATERLICHAAM (C) EN HET HABITAT (D) ZOALS AANGEGEVEN DOOR HET STEEDS KLEINER WORDEN VAN DE REGIONALE SOORTEN 'POOL'. OMDAT WATEREN VAAK DYNAMIEK BEVATTEN VARIEERT DE WERKING VAN DE LANDSCHAPSFILTERS IN TIJD EN RUIMTE. GEBASEERD OP POFF (1997), WIENS (2002) EN TOWNSEND & HILDREW (1994).



Systeemvoorwaarden die spelen op hydrologische eenheid/stroomgebiedsniveau, zoals geomorfologie van de ondergrond en het temperatuurverloop in een water kunnen bijvoorbeeld beperkend zijn voor bepaalde soorten, terwijl voor andere soorten nu juist voorwaarden gesteld worden aan het microhabitat of de aanwezigheid van concurrenten. De verschillen tussen soorten zijn het gevolg van 'trade-offs'; eigenschappen die elkaar uitsluiten of die altijd in bepaalde combinaties voorkomen. Vaak gaat een investering in een bepaalde aanpassing ten koste van de mogelijkheid tot investering in andere eigenschappen van de soort. Landschapsfilters voorspellen dus omstandigheden op verschillende ruimtelijke schalen. Soorten verschillen in hun functionele aanpassingen om onder dergelijke omstandigheden voor te komen. Met landschapsfilters op verschillende schalen kan op basis van levensstrategieën de aanwezigheid van soorten worden voorspeld. Daarnaast kunnen op deze wijze ook de eisen aan de omgeving voor het herstel van specifieke soorten worden afgeleid. Zo stelt bijvoorbeeld de voortplanting van beekvissen zowel eisen aan het systeem (bijvoorbeeld stroomsnelheid, temperatuur, connectiviteit), als aan het habitatniveau (bijvoorbeeld substraatvariatie). Op iedere afzonderlijke schaal speelt ruimtelijke en temporele variatie of heterogeniteit.

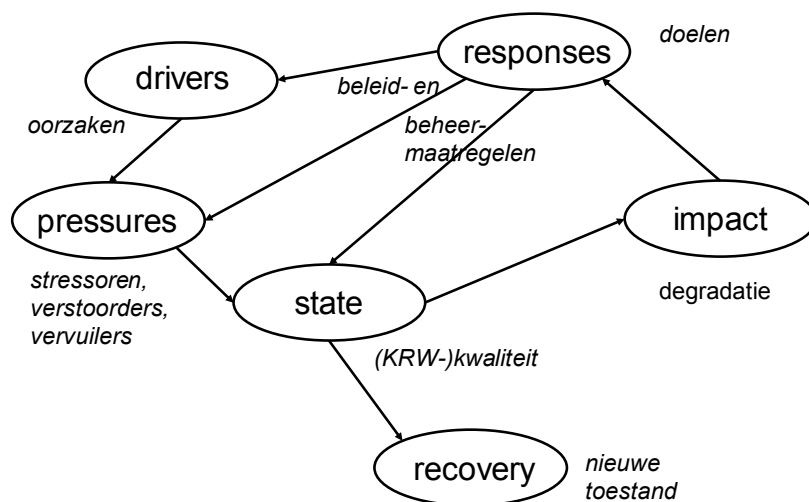
2.3 HET DPSIRR-MODEL OF DE ZESDE S

Om de interacties tussen de menselijke activiteiten en het milieu te structureren is het DPSIRR-model ontwikkeld (Feld et al. 2011). DPSIRR staat voor: Driving forces (=menselijke activiteiten), Pressures (=drukfactoren), State (=toestand van stuurfactoren), Impact (=gevolg voor ecosysteem), Responses (=menselijke reactie in de vorm van maatregelen), Recovery (=herstel van het ecosysteem). Hiermee wordt de keten tussen oorzaak en gevolg in beeld gebracht (Figuur 1). Voor het kiezen van maatregelen is begrip van deze keten noodzakelijk. Dit begrip biedt mogelijkheden om op verschillende plaatsen in de keten maatregelen te treffen (van bronmaatregelen indien de driver wordt aangepakt tot effectgerichte maatregelen).

DPSIRR is een praktische en systematische benadering om systeemanalyses die rekening houden met verschillende schalen uit te voeren. Menselijke activiteiten in een stroomgebied kunnen druk uitoefenen op wateren en de toestand van het water bepalen. Dit heeft gevolgen voor het waterecosysteem, wat leidt tot een maatschappelijke reactie die tot uiting komt in maatregelen. Maatregelen zijn sturende menselijke activiteiten/krachten die de toestand van het waterecosysteem veranderen met als (gewenst) effect herstel. Bijvoorbeeld: landbouwkundig landgebruik (Driver) leidt tot het afspoelen van fosfaat (Pressure/Stressor) met als gevolg voedselrijk water met blauwalgenbloei (Impact) waar op wordt ingegrepen door de aanleg van bufferzones (Response), wat leidt tot helder water (Recovery).

De DPSIRR keten hangt direct samen met het 5-S-Model (maatregelen in Figuur 3).

FIGUUR 3 DE DPSIRR-MODEL INTERACTIES (BEWERKT NAAR EEA 1995)



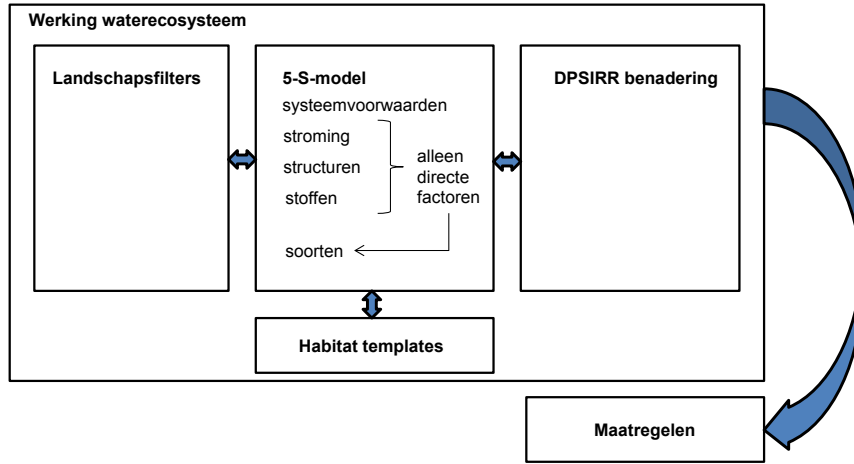
2.4 BOUWSTENEN VOOR HET ECOLOGISCH RAAMWERK

Het ecologisch raamwerk bestaat uit de integratie van vier ecologische concepten (Figuur 5). De kern bestaat uit de factorgroepen in het **5-S-Model**, die staan voor patronen en processen die van belang zijn voor het ecosysteemfunctioneren, de biologische aspecten van schalen en processen daartussen worden door de **Landschapsfilters** gedekt. De invloed van menselijke activiteiten is onderdeel van de **DPSIRR ketens** en de functionele kenmerken van de soorten (KRW indicatoren) zijn opgenomen in de **Habitat Templates**. In de voorgaande paragrafen is dieper ingegaan op de achtergrond van deze ecologische concepten. Het complete ecologisch raamwerk filtert factoren uit waaraan juiste maatregelen gekoppeld kunnen worden. De vier ecologische concepten vormen samen het ecologisch raamwerk en indiceren de maatregelen. Deze vier concepten worden internationaal en wetenschappelijk gedragen. Voor toepassing

in de praktijk (specifieke watertypen en organismengroepen) is het nodig om de conceptuele relaties om te zetten in relevante factoren die achterliggende patronen en processen representeren. Specifiek gaat het om de relevante factoren (patronen en processen) van stroming, structuren en stoffen in relatie tot een gehele KRW-organismengroep, per watertype.

FIGUUR 5

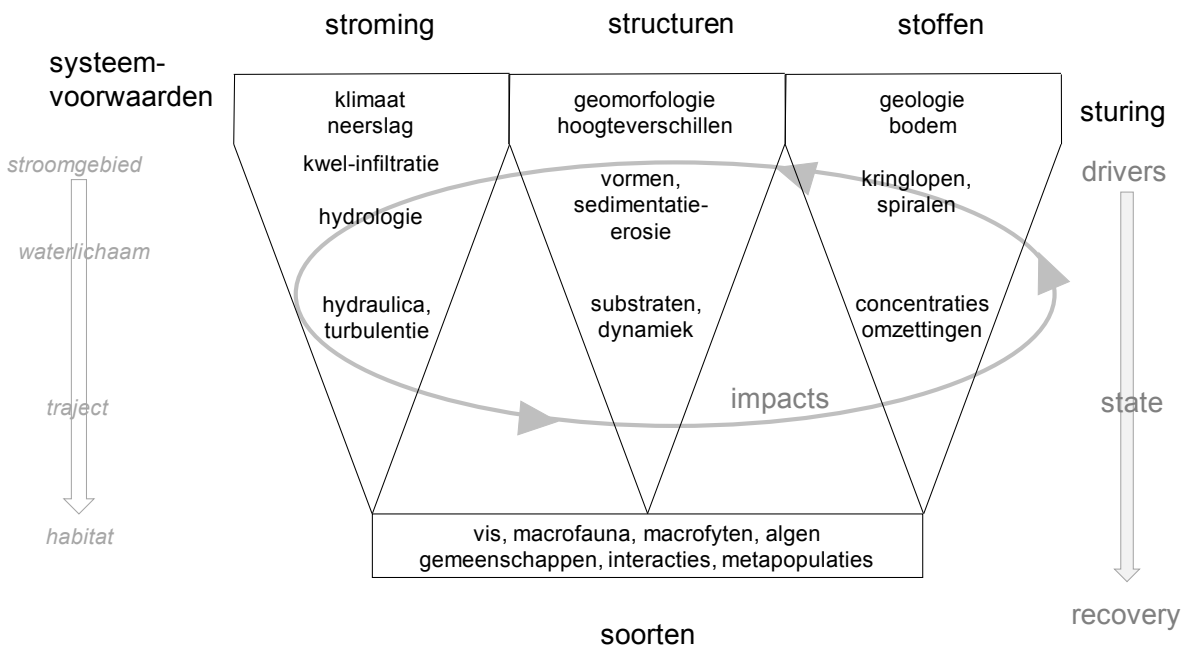
DE ONDERDELEN VAN HET ECOLOGISCH RAAMWERK VISIE



Het uiteindelijke ecologische raamwerk bestaat uit een beschrijving van de toepassing van de combinatie van relaties tussen factoren binnen iedere combinatie van KRW-hoofdwater type en KRW-organismengroep (“biologische kwaliteitselementen”). Het integreert het 5-S-model, de habitat templates, de werking van landschapsfilters en het DPSIRR concept (Figuur 7). Hierbij geldt wel dat de KRW-waterlichamen (delen van) ruimtelijke eenheden in stroomgebieden of waterbeheereenheden zijn. KRW-waterlichamen en overige wateren omvatten vaak meerdere ecologische watertypen.

FIGUUR 7

DE SAMENHANG TUSSEN DE GEPRESENTEERDE CONCEPTEN



Het onderscheid tussen randvoorwaardenstellende, sturende factoren en ecologische sleutelfactoren is niet enkel en alleen gekoppeld aan de 5-S'en uit het 5-S-model. Tussen deze factoren bestaat ook onderlinge interactie. Om het verschil tussen drukfactoren, stuurfactoren en sleutelfactoren duidelijk in beeld te houden (zie kader 1), zijn verschillende typen schema's ontwikkeld. De schema's samen geven een volledig beeld van de doorwerking van menselijke activiteiten op KRW-indicatoren.

De interactie tussen factoren en processen binnen en tussen schaalniveaus is steeds aanwezig, maar verschilt in hiërarchie en intensiteit. Het belang van factoren verschilt en is afhankelijk van het watertype en van de range van milieufactoren. In hoeverre de verschillende factoren van belang zijn, draagt dus in hoge mate bij aan de selectie of prioritering van de meest kosteneffectieve maatregelen.

2.5 BELANG VAN PATRONEN EN PROCESSEN

Een waterecosysteem wordt op hoofdlijnen bepaald door een aantal belangrijke patronen en processen. In het 5-S-model zijn deze patronen en processen gegroepeerd in vijf categorieën: systeemvoorwaarden, stroming, structuren, stoffen en stroming (Verdonschot et al. 1998). Deze patronen en processen worden hierna factoren genoemd. Niet alle factoren in een waterecosysteem zijn echter even relevant. De ene factor is belangrijker voor een organismengroep dan de andere. Daarnaast is ook de range in parameterwaarden van een factor van belang. Zo zijn bijvoorbeeld in een sterk brak water weinig andere factoren voor organismen van belang dan chloride, omdat de fysiologische aanpassingen van de organismen aan hoge chlorideconcentraties allesoverheersend zijn. Tenslotte bestaat er een hiërarchie in factoren; in het 5-S-model werken factoren hoog in het model (bijvoorbeeld binnen de systeemvoorwaarden) op een hoog ruimtelijk en temporeel schaalniveau (groot gebied, lange tijd). Factoren laag in het model (bijvoorbeeld soorten) werken op laag schaalniveau (lokaal en kort durend)(linker kolom in Figuur 1).

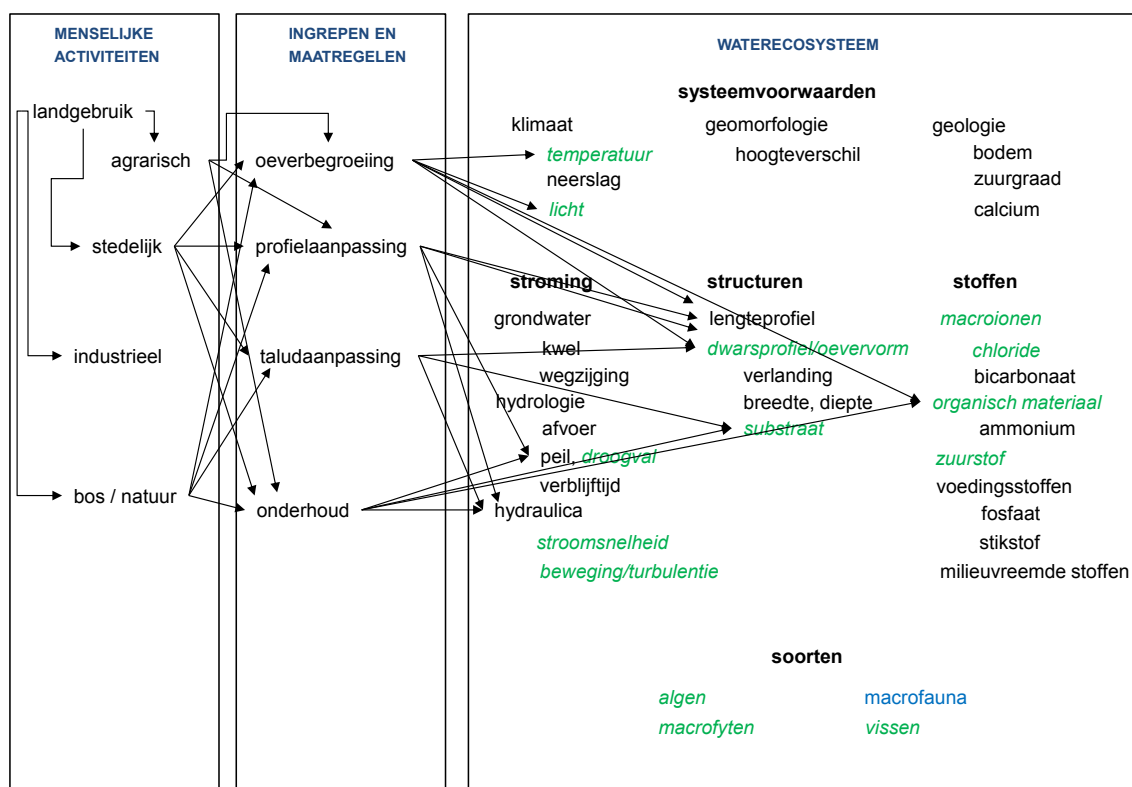
Ook wordt onderscheid gemaakt tussen directe en indirecte factoren. Directe oorzakelijke factoren of ecologische sleutelfactoren zijn factoren die direct voorwaarden zijn voor organismen om voor te kunnen komen. Indirecte factoren zijn factoren die indirect van belang zijn en mogelijk de voorwaarden voor organismen om voor te kunnen komen aansturen. Zo is bijvoorbeeld het profiel van een beek niet direct sturend voor het al dan niet aanwezig zijn van een macrofauna-organisme. Dit verloopt via de aanwezige substraten die direct voorwaardenstellend zijn, m.a.w. ecologische sleutelfactoren. De ecologische sleutelfactoren definiëren de leefruimte (niche) van een organisme. Factoren die door de mens gestuurd kunnen worden, worden stuurfactoren genoemd. Stuurfactoren kunnen overlappen met sleutelfactoren maar vaak is dat niet het geval.

2.6 INTERACTIE TUSSEN FACTOREN

Wanneer menselijke activiteiten in een waterlichaam plaatsvinden, dan heeft dat meestal gevolgen voor meer dan één factor in het waterecosysteem. Bijvoorbeeld landbouwkundige activiteit (Figuur 6) zal leiden tot eutrofiëring. Dit betekent dat niet alleen stikstof en fosfaat toenemen, maar vaak ook kalium, natrium en chloride. Vaak zal er eveneens een toename zijn van de invloed van toxische stoffen, versnelde afspoeling van regenwater van het land, toevoer van sediment en zelfs verdwijnen van bladtoevoer door het kappen van bomen. Iedere menselijke activiteit heeft effecten op meerdere factoren in het waterecosysteem.

Wanneer niet direct op de menselijke activiteit kan worden ingegrepen (met oorzaak- of brongerichte maatregelen), zoals op een landbouwkundige activiteit, worden effectgerichte ingrepen gepleegd of er worden maatregelen genomen zoals het instellen van bufferzones en het realiseren van waterbergingen. Het belangrijkste bij het nemen van deze effectgerichte maatregelen is dat ze alle door de ingrepen en maatregelen beïnvloede factoren in het waterecosysteem ook wijzigen. In het voorbeeld van de landbouw is het dus niet alleen de hydrologie maar zijn het ook de stoffen en de structuren die door de menselijke activiteit veranderd zijn. Door, in het voorbeeld van landbouwkundige activiteit, een maatregel te nemen die alleen de hydrologie herstelt, hoeft dus nog geen ecologische herstelontwikkeling op te treden, omdat de nutriënten en eventueel andere stressoren, zoals toxische stoffen, ook moeten worden aangepakt.

FIGUUR 6 DOORWERKING VAN MENSELIJKE ACTIVITEITEN, EN INGEPEN EN MAATREGELEN OP BELANGRIJKE FACTOREN (PATRONEN EN PROCESSEN) IN HET WATERECOSYSTEEM. VOORBEELD STRUCTUURGERELATEERDE INGEPEN EN MAATREGELEN



LEGENDA: GROEN: FACTOREN DIE VOORWAARDEN VOOR EEN ORGANISME ZIJN OM VOOR TE KUNNEN KOMEN. BLAUW: DE BETREFFENDE ORGANISMENEGROEP. ZWART: DE HOOFDFACTOREN VAN HET BETREFFENDE WATERECOSYSTEEM.

2.7 VERANDERINGEN EN VERSTORINGEN IN RUIMTE EN TIJD

- De ecologische effecten van veranderingen (verstoringen) in regimes van milieufactoren (in termen van patronen en processen) zijn afhankelijk van:
 - Hoeveelheid/omvang
 - Duur van optreden (timing)
 - Frequentie van optreden
 - Moment/periode van optreden
 - Snelheid van optreden

De respons van een ecosysteem op een verandering in de afvoerdynamiek hangt bijvoorbeeld af van de hoeveelheid (hoe groot is de afvoerpiek?), de duur (hoe lang houdt de piek aan?), de frequentie (hoe vaak treedt de piek op?), het moment (wanneer in het jaar treden de pieken op?) en hoe snel (hoe snel na de regenbui treedt de piek op?). De variabiliteit in regimes speelt een belangrijke rol in het bepalen van de geschiktheid, de ruimtelijke structuren en de temporele dynamiek binnen een habitat, biotoop of water en stuurt de ecologische processen op verschillende hiërarchische schaalniveaus binnen het ecosysteem (Poff & Ward 1990, Townsend & Hildrew 1994; Poff 2002). Klimaat, geologie en geomorfologie (topografie) beïnvloeden de regimes vanaf hoger schaalniveau, vegetatie en fauna beïnvloeden regimes door terugkoppeling en de menselijke activiteiten beïnvloeden de regimes van 'buitenaf'. Wijzigt er iets in een regime, bijvoorbeeld door klimaatverandering, dan kunnen er (afhankelijk van de omvang, frequentie, timing, het moment en de snelheid) veranderingen optreden in ecologische processen. Hierdoor kunnen vervolgens weer de structuren en functies binnen het ecosysteem, biotoop en/of habitat veranderen.

2.8 EFFECTEN VAN MENSELIJKE ACTIVITEITEN EN DRUKFACTOREN

Menselijke activiteiten kunnen leiden tot veranderingen in milieufactoren. Bij herstel is sprake van positieve invloed, terwijl bij verstoring sprake is van negatieve invloed op het ecosysteem functioneren. Menselijke activiteiten met negatieve effecten worden vaak onder de noemer van pressoren of drukfactoren gerangschikt. Drukfactoren oefenen stress uit op het ecosysteem. Drukfactoren betreffen meestal niet individuele factoren maar factorcomplexen. Bij landbouwkundig grondgebruik bijvoorbeeld, kunnen meerdere drukfactoren tegelijk tot uiting komen, zoals eutrofiering, kanalisatie, waterkwantiteitsbeheer en toxische belasting. Ieder van deze drukfactoren bestaat zelf weer uit individuele factoren, zoals fosfaat-, stikstof- en kaliumgehalte. Deze factoren kunnen zowel stuur- als sleutelfactor zijn. De hiërarchie in de DPSIRR-keten kan gebruikt worden in de aanpak van drukfactorcomplexen. De schaal van herstelmogelijkheden neemt sterk toe als maatregelen zich richten op de drivers van drukfactoren. Het betreft meestal beleidsmaatregelen met - in ruimte en tijd - grootschalige effecten.

2.9 HERSTELMAATREGELEN

In de KRW is gekozen voor het gebruik van de natuurlijke referentie als ijkpunt voor de maatlaten en als richtinggever voor herstel. In Nederland ontbreken natuurlijke referenties. Herstellen van natuurlijke referenties is meestal onmogelijk omdat de milieuomstandigheden irreversibel zijn veranderd, bijvoorbeeld door het afgraven van veen, of omdat de milieuomstandigheden maatschappelijk gezien niet omkeerbaar zijn. Dit is bijvoorbeeld het geval als het landgebruik is veranderd, de afvoerregimes meer dynamisch zijn geworden, of omdat biologische processen stochastisch zijn en nieuwe situaties zich anders zullen ontwikkelen. Om toch effectieve (no-regret) herstelmaatregelen te nemen, is het belangrijk te werken met ontwikkelingsrichtingen die ingebed zijn in toekomstige omstandigheden. Dit betekent dat streefbeelden of referenties flexibel zijn en dat met ontwikkelscenario's in relatie tot ontwikkelingen in het gehele stroomgebied of waterbeheereenheid zal moeten worden gewerkt. Dit vraagt gedegen kennis van de autecologie van soorten en soortinteracties.

Bij het kiezen van herstelmaatregelen speelt het schaalniveau een belangrijke rol. Generieke beleidsmaatregelen, zoals het inzetten van evenwichtsbemesting, heeft een veel groter ruimtelijk effect dan een bufferzone langs een perceel. Zo hebben grootschalige

maatregelen in het stroomgebied ook veel meer effect dan lokale maatregelen. Bij het nemen van lokale maatregelen moet bedacht worden of deze passen bij grootschaligere langere termijn doelstelling. Dan kunnen passende maatregelen worden genomen die ook in een groter geheel effectief blijven. Met als gevolg dat een langere termijn visie over het gehele stroomgebied rekening houdend met toekomstige maatschappelijke ontwikkelingen beschikbaar moet zijn voordat herstelmaatregelen worden gekozen.

2.10 HERSTELPROCESSEN

Lange tijd is gewerkt met patroonherstel. We herstelden beken door hier en daar een meanderend traject aan te leggen of 'verbeterde' sloten en watergangen door de oevers af te graven en natuurvriendelijk te maken. Plaatselijk was de verwachting dat gewenste soorten zich zouden vestigen. Vaak bleven relevante processen buiten beeld en leidden de herstelmaatregel nauwelijks tot ecologische verbetering. De oorzaken waren het niet in beschouwing nemen van alle direct relevante ecologische processen; de nieuwe meander ondervond het niet-gewijzigde dynamische afvoerregime en de eutrofiëring, de natuurvriendelijke oevers ondervonden het omgekeerde peilregime en de verslibbing.

Uit het bovenstaande volgt steeds dat het gaat om het herstellen van alle directe factoren die er voor het ecosysteem toe doen. Procesherstel is daarbij veelal goedkoper dan patroonherstel. Ter verduidelijking: een beek kan prima haar loop vormen en een stilstaand water kan prima een oever/begeleidend moeras vormen. Dit vraagt echter wel om een andere insteek bij het kiezen/nemen van maatregelen, want vooraf opgelegde maar niet passende ingrepen, kunnen tot falen leiden.

3

METHODEN

3.1 FASERING

De bouw van het ecologisch raamwerk is in 3 stappen uitgevoerd:

- Stap 1. Het per cluster van KRW-typen en per KRW-organismengroep op basis van literatuur en expert-kennis selecteren van de direct relevante oorzakelijke factoren of ecologische sleutelfactoren behorende tot de factorgroepen stroming, structuren en stoffen.
- Stap 2. Het vaststellen van alle andere relaties uit Stap 1 betreffende de indirecte factoren.
- Stap 3. Het uitwerken van het ecologisch raamwerk.
- Deze stappen worden hierna toegelicht.

3.2 INVENTARISATIE VAN SLEUTELFACTOREN (STAP 1)

Om de ecologische sleutelfactoren per organismengroep per KRW-type te identificeren, is een workshop met experts georganiseerd. In deze workshop is naar sleutelfactoren gekeken voor de factorgroepen stroming, structuren en stoffen. Iedere deelnemer van de workshop ontving vooraf een eigen set 5-S-model relatieschema's (Bijlage 1) voor betreffende KRW-organismengroep en dat cluster van KRW-typen waartoe zijn/haar expertise behoorde. Aan de deelnemers is gevraagd om voorafgaand aan de workshop in de relatieschema's de betreffende factor-organismengroep aan te geven en van onderbouwende literatuurreferenties te voorzien. Voor het uiteindelijke resultaat is het van belang alle relaties tussen sleutelfactoren en organismengroepen met wetenschappelijke literatuur te onderbouwen. Tabel 1 geeft de indeling in expertgroepen (naar KRW-organismengroep en KRW-type).

TABEL 1 INDELING IN KRW-TYPEN, KRW-ORGANISMENGROEPEN EN EXPERTGROEPEN

	Diatomeeën	Macrofyten	Macrofauna	Vissen
Stromende wateren				
Langzaam stromende beken	1	2	3	5
Snelstromende beken	1	2	3	5
Stilstaande wateren zoet				
Sloten (zoet)	1	2	4	6
Kanalen	1	2	4	6
Ondiepe meren	1	2	4	6
Diepe meren	1	2	4	6
Stilstaande wateren brak				
Zwak brakke wateren	7	7	7	7
Brakke wateren	7	7	7	7

- Groep 1: Diatomeeën (stromende en stilstaande wateren, 6 relatieschema's)
- Groep 2: Macrofyten (stromende en stilstaande wateren, 6 relatieschema's)
- Groep 3: Macrofauna stromende wateren (2 relatieschema's)
- Groep 4: Macrofauna stilstaande wateren (4 relatieschema's)
- Groep 5: Vissen stromende wateren (2 relatieschema's)
- Groep 6: Vissen stilstaande wateren (4 relatieschema's)
- Groep 7: Brakke stilstaande wateren (alle organismen groepen, 8 relatieschema's)

Tijdens de workshop zijn door iedere deelnemer voor ieder relevant cluster van KRW-typen en KRW organismengroep de relevante ecologische sleutelfactoren ingebracht.

Vervolgens is gevraagd om als expertgroep de geïndiceerde directe sleutelfactor-organismengroep relaties te prioriteren op een schaal van 1 (hoge prioriteit) tot 10 (lage prioriteit). In de uiteindelijke relatieschema's is de prioritering weergegeven in de dikte van de verbindingspijl.

4

RESULTATEN

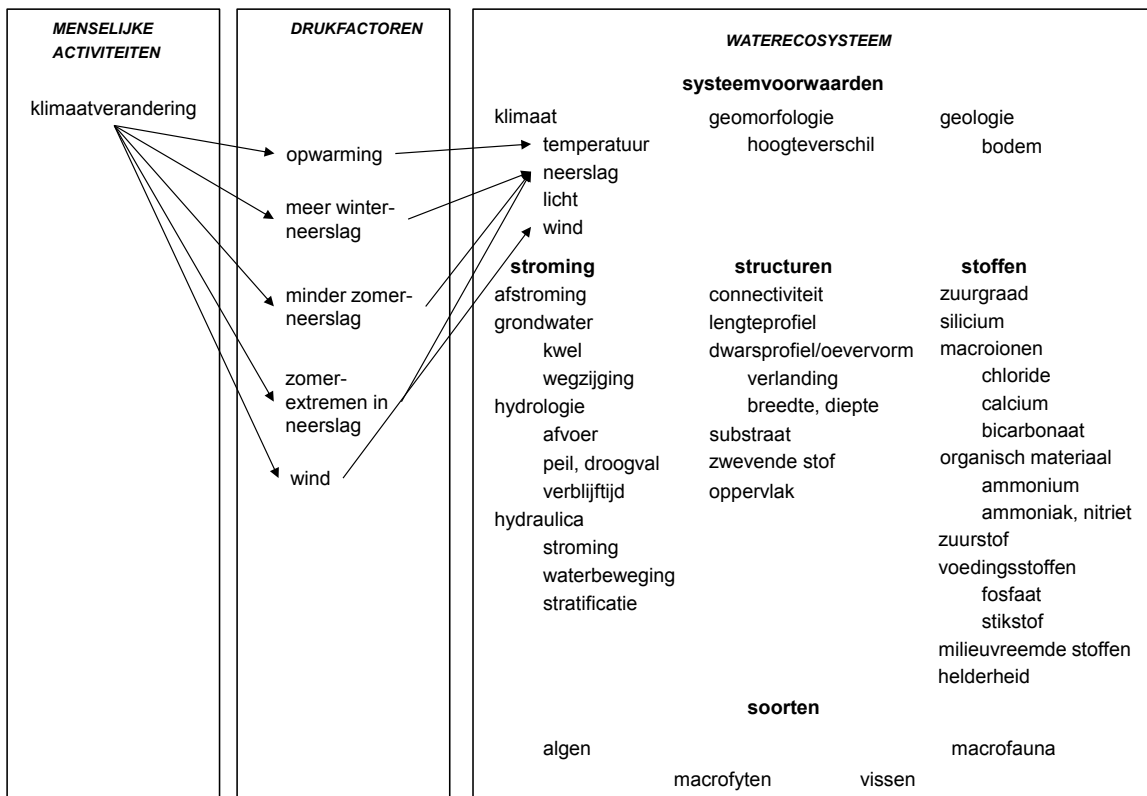
4.1 RELATIESCHEMA'S

4.1.1 MENSELIJKE ACTIVITEITEN

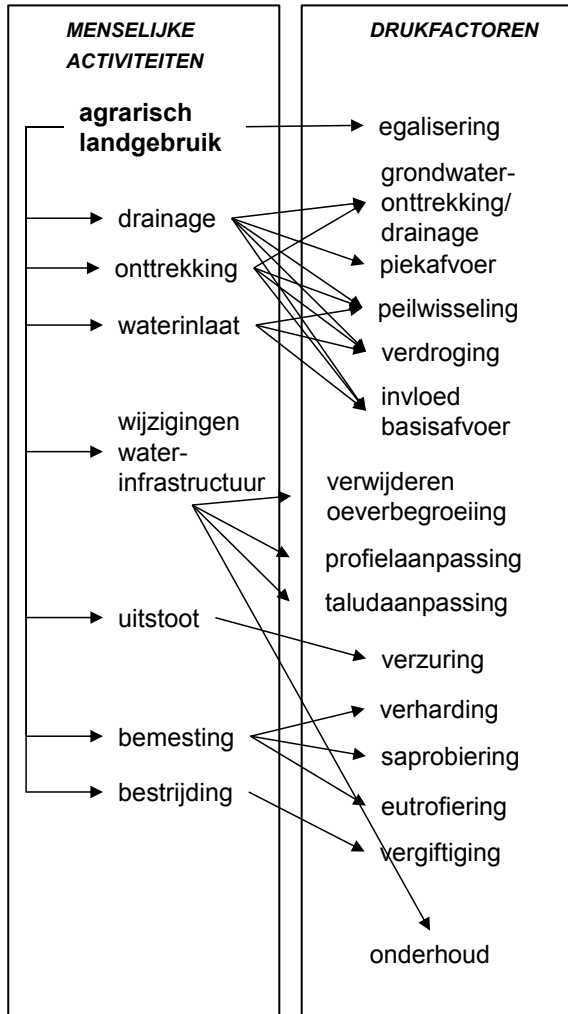
De in het DPSIRR model gehanteerde 'driving forces' of oorzakelijke menselijke activiteiten en krachten als gevolg van deze activiteiten, staan in dit document gelijk aan de term menselijke activiteiten. De belangrijkste menselijke activiteiten die invloed op de Nederlandse oppervlaktewateren uitoefenen zijn: klimaatverandering, landbouwkundig landgebruik, verstedelijking, industrie (incl. energieopwekking), bos- en natuur en directe soorten manipulatie. Deze categorieën van activiteiten oefenen ieder, via de drukfactoren (pressures), invloed uit op de toestand van factoren in het aquatisch ecosysteem (states). Zo leidt bijvoorbeeld verstedelijking tot oppervlaktewater- en grondwatergebruik, tot lozingen van RWZI's (toename stofbelasting), tot toename verhard oppervlak en daarmee tot versnelde afstroming, wat weer tot veranderingen in de waterstelsels (bijvoorbeeld hydromorfologische wijzigingen zoals kanalisatie) en toename in beheer en onderhoud leidt.

In de figuren 9 tot en met 14 zijn de menselijke activiteiten aan de drukfactoren gekoppeld.

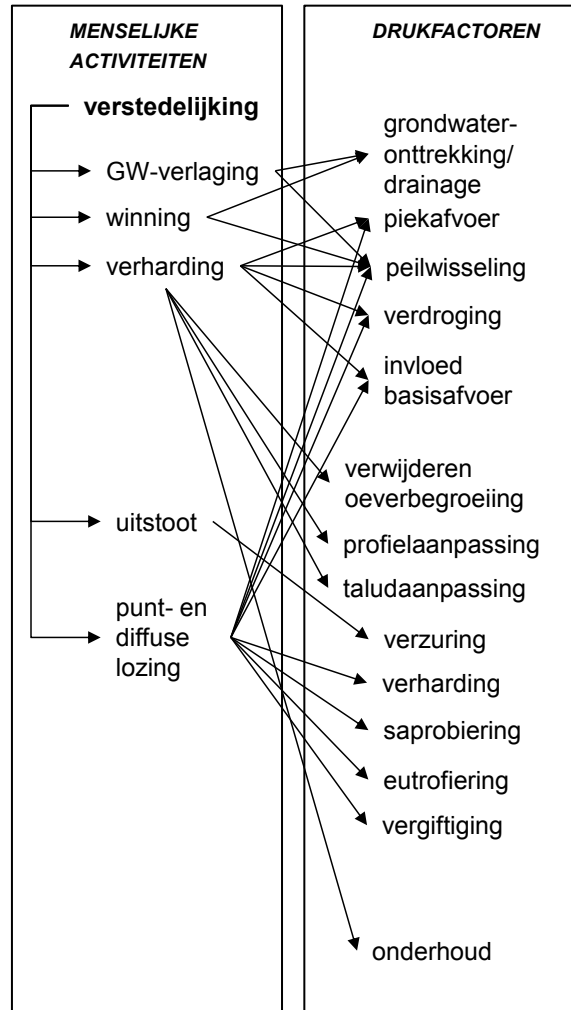
FIGUUR 9 RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT KLIMAATVERANDERING, DRUKFACTOREN EN FACTOREN IN HET WATERECOSYSTEEM



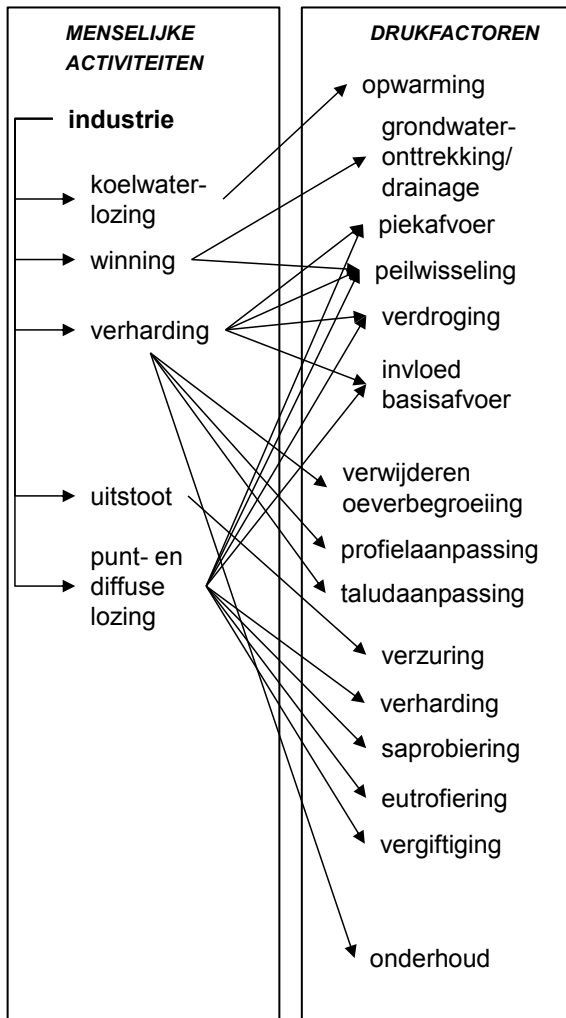
FIGUUR 10 RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT



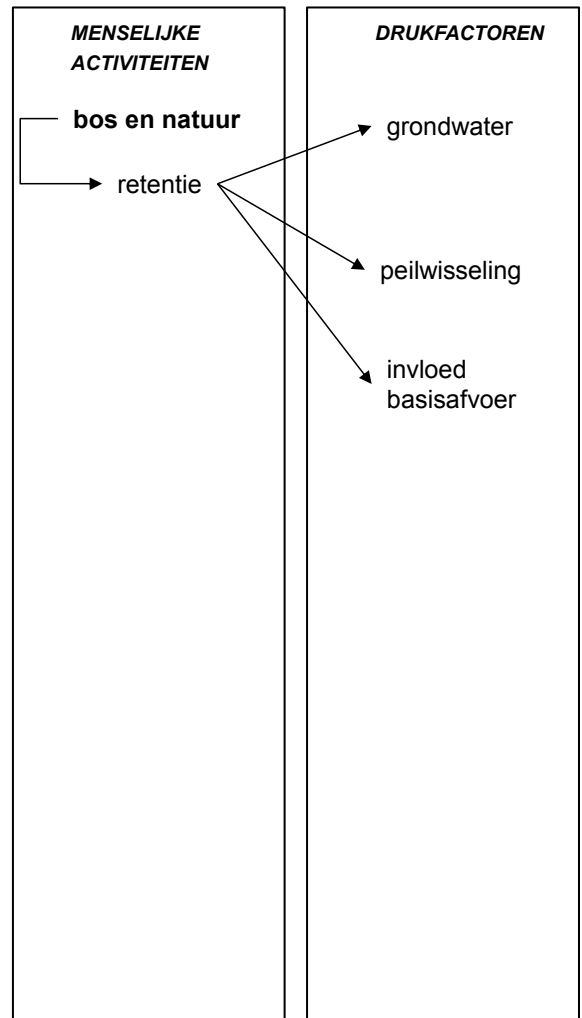
FIGUUR 11 RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT AGRARISCH LANDGEBRUIK EN DRUKFACTOREN. VERSTEDELIJKING EN DRUKFACTOREN



FIGUUR 12 RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT

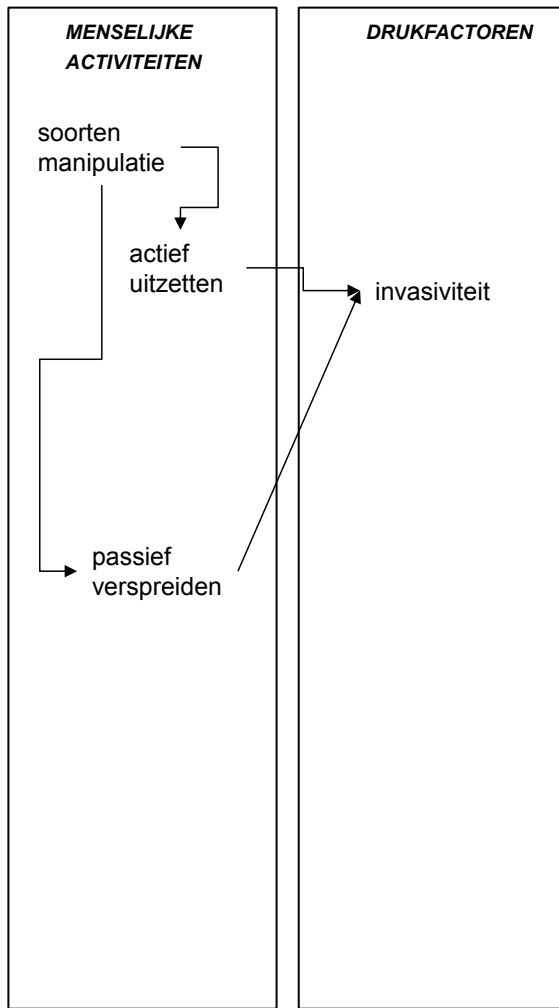


FIGUUR 13 RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT INDUSTRIE EN ENERGIEWINNING EN DRUKFACTOREN. BOS EN NATUUR EN DRUKFACTOREN



FIGUUR 14

RELATIE TUSSEN DE MENSELIJKE ACTIVITEIT SOORTENMANIPULATIE EN DRUKFACTOREN



4.2 EFFECTEN VAN MENSELIJKE ACTIVITEITEN EN DRUKFACTOREN

De effecten van drukfactoren op de processen en daarmee op stuur- en sleutelfactoren in het waterecosysteem zijn per watertype verschillend. Zo speelt stratificatie zich alleen af in diepe meren en komt afvoerdynamiek alleen voor in stromende wateren. Voor de verschillende categorieën menselijke activiteiten zijn in de tabellen 2, 3 en 4 de relaties met processen en het type waterecosysteem beschreven.

TABEL 2 DE RELATIE TUSSEN DE DRUKFACTOREN ALS GEVOLG VAN KLIMAATVERANDERING EN HUN UITWERKING OP PROCESSEN IN HET WATEREOSYSTEEM EN RELEVANTIE (AANGEDUID MET +) PER WATERTYPE. DE DRUKFACTOREN ZIJN DEZELFDE ALS OPGENOMEN IN FIGUUR 9 T/M 14

drukfactoren	effecten op processen	watertype						
		snel beek +(klein)	langzaam beek +(klein)	sloot	kanaal	ondiep meer	diep meer	brak
opwarming	nutriënten-hh	+	+	+	+	+	+	+
	stratificatie						+	
	zuurstof-hh	+	+	+	+	+		
	thermofilie	+(klein)	+(klein)	+(schaduw)	+			
	mismatch	+	+	+	+	+	+	+
	fenologie	+	+	+	+	+	+	+
>winterneerslag	afvoerdynamiek	+	+					
	afstroming	+	+	+	+			+
	peildynamiek	+	+	+	+	+	+	+
	waterbeweging	+	+	+		+		+
	inundatie	+	+	(+)				
<zomerneerslag	droogval	+	+	+		+(klein)		+
	zoute kwel			+		+		+
	indamping	+	+	+	+	+		+
>zomerextremen	zie winter- en zomerneerslag							
wind	golflslag					+	+	+
	salt-spray			+	+	+		+
	resuspensie/lichtlimitatie				+	+	+	+
	zie ook stratificatie							

hh=huishouding

TABEL 3 DE RELATIE TUSSEN DE DRUKFACTOREN ALS GEVOLG VAN AGRARISCH LANDGEBRUIK, VERSTEDELIJING, INDUSTRIE EN ENERGIE, BOS EN NATUUR EN SOORTBEHEER EN HUN UITWERKING OP PROCESSEN IN HET WATERECOSYSTEEM EN RELEVANTIE (AANGEDUID MET +) PER WATERTYPE

drukfactoren	effecten op processen	watertype						
		snel beek	langzaam beek	sloot	kanaal	ondiep meer	diep meer	brak
egalisering	afstroming	+	+	+	+			+
grondwateronttrekking	droogval	+	+	+		+(klein)		+
	peildynamiek	+	+	+	+	+	+	+
piekafvoer	afvoerdynamiek	+	+					
	waterbeweging	+	+					
	inundatie	+	+	(+)				
peilwisseling	resuspensie/lichtlimitatie				+	+	+	+
	zie ook peildynamiek							
verdroging	indamping	+	+	+	+	+		+
	zoute kwel			+		+		+
	zie ook peildynamiek							
invloed basisafvoer	zie ook peildynamiek, afvoerdynamiek en waterbeweging							
verwijderen oeverbegroeiing profielaanpassing	thermofilie	+(klein)	+(klein)	+(schaduw)	+			
	loopontwikkeling	+	+					
	erosie-sedimentatie	+	+			+	+	
taludaanpassing	taludontwikkeling	+	+	+	+	+		+
verzuring	zuur-base evenwicht		+	+		+		
verharding	ionenverrijking		+	+	+	+		
saprobiëring	zuurstof-hh	+	+	+	+	+		
eutrofiëring	nutriënten-hh	+(klein)	+(klein)	+	+	+	+	+
	zie ook zuurstof-hh							
vergiftiging	milieuvreemde stoffen	+	+	+	+	+	+	+
onderhoud	macrofyten (maaieren)	+	+	+	+			+
	substraat (baggeren)	+	+	+	+			+
	zie ook zuurstof-hh							
soortbeheer	invasiviteit	+	+	+	+	+	+	+

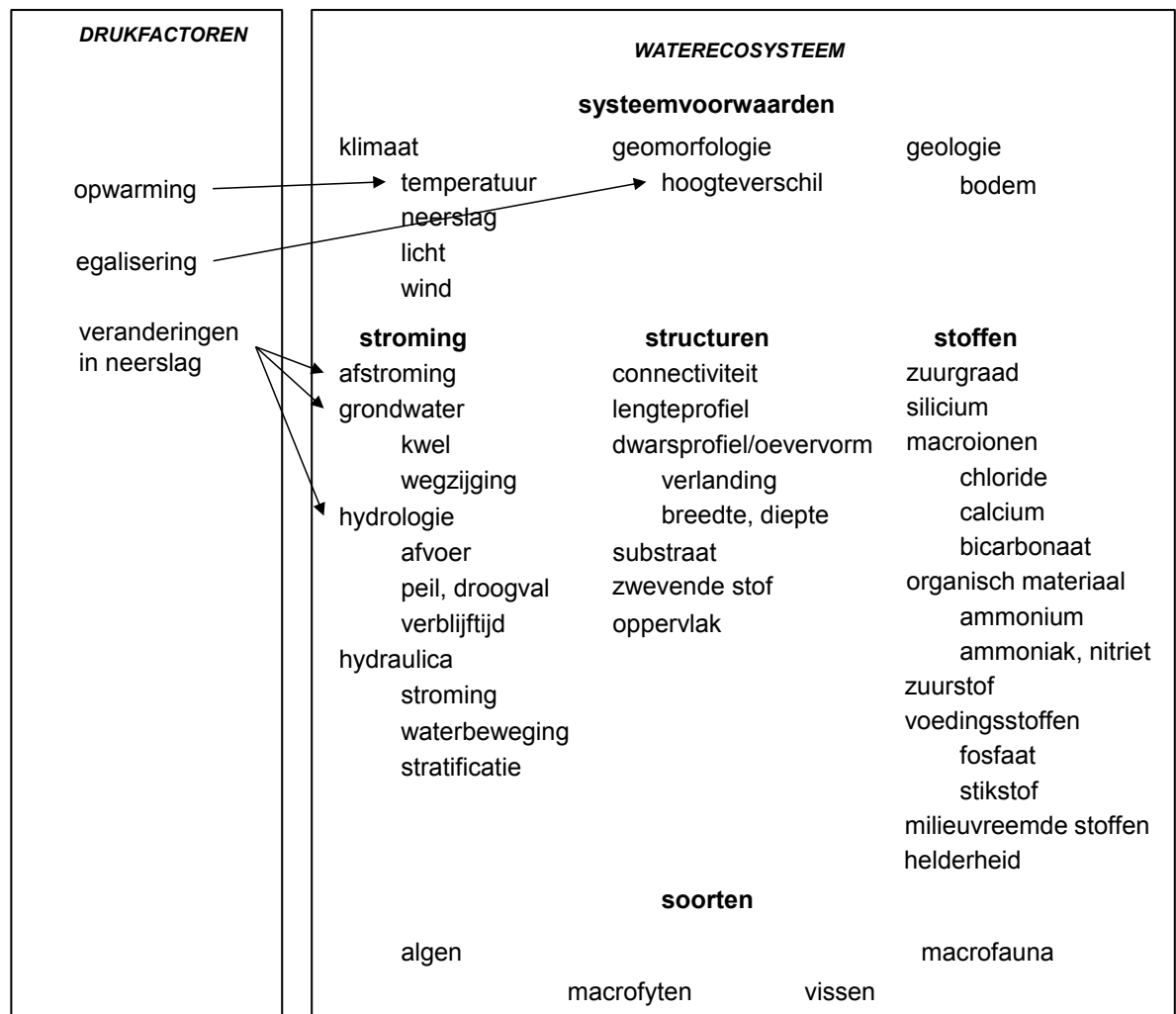
hh=huishouding

TABEL 4 DE RELATIE TUSSEN DE DRUKFACTOREN ALS GEVOLG VAN MENSELIJKE ACTIVITEITEN EN HUN DIRECTE EFFECTEN OP BIOLOGISCHE PROCESSEN IN HET WATERECOSYSTEEM EN RELEVANTIE (AANGEDUID MET +) PER WATERTYPE

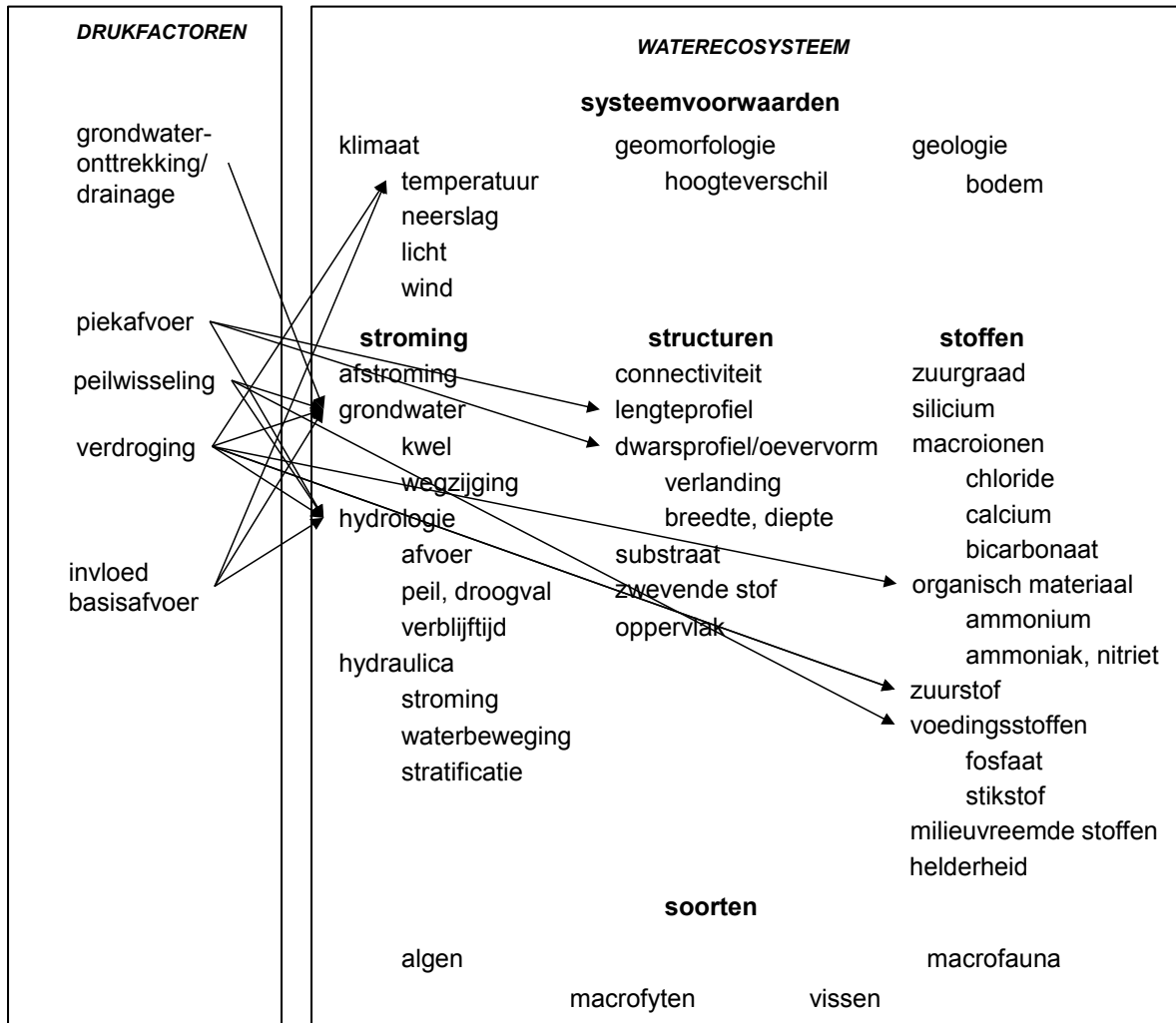
drukfactoren	effecten op processen	watertype						
		snel beek	langzaam beek	sloot	kanaal	ondiep meer	diep meer	brak
nutriënten	verlanding			+	+	+	+(oever)	+
	algenbloei		+	+	+	+	+	+
	flabontwikeling		+	+	+	+		+
verstoring	exoten	+	+	+	+	+	+	+
	ziekten			+		+		+
connectiviteit	dispersie	+	+	+	+	+	+	+
	verbindingen	+	+	+	+	+	+	+

In de figuren 15 tot en met 19 zijn de drukfactoren gekoppeld aan de stuur- en sleutelfactoren in het waterecosysteem.

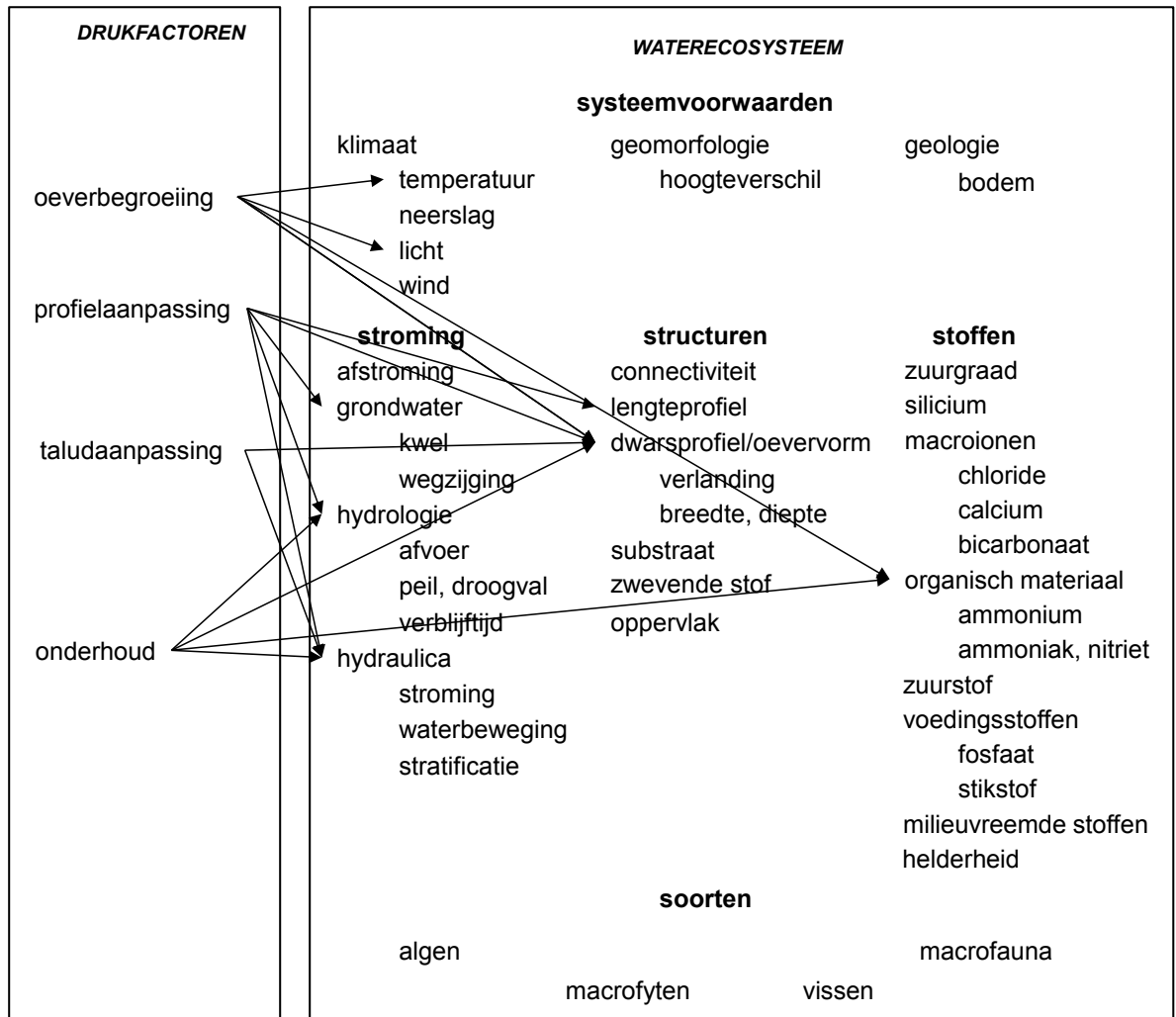
FIGUUR 15 DE RELATIE TUSSEN DRUKFACTOREN GERELATEERD AAN DE CATEGORIE SYSTEEMVOORWAARDEN EN STUUR- EN SLEUTELFACTOREN IN HET WATERECOSYSTEEM



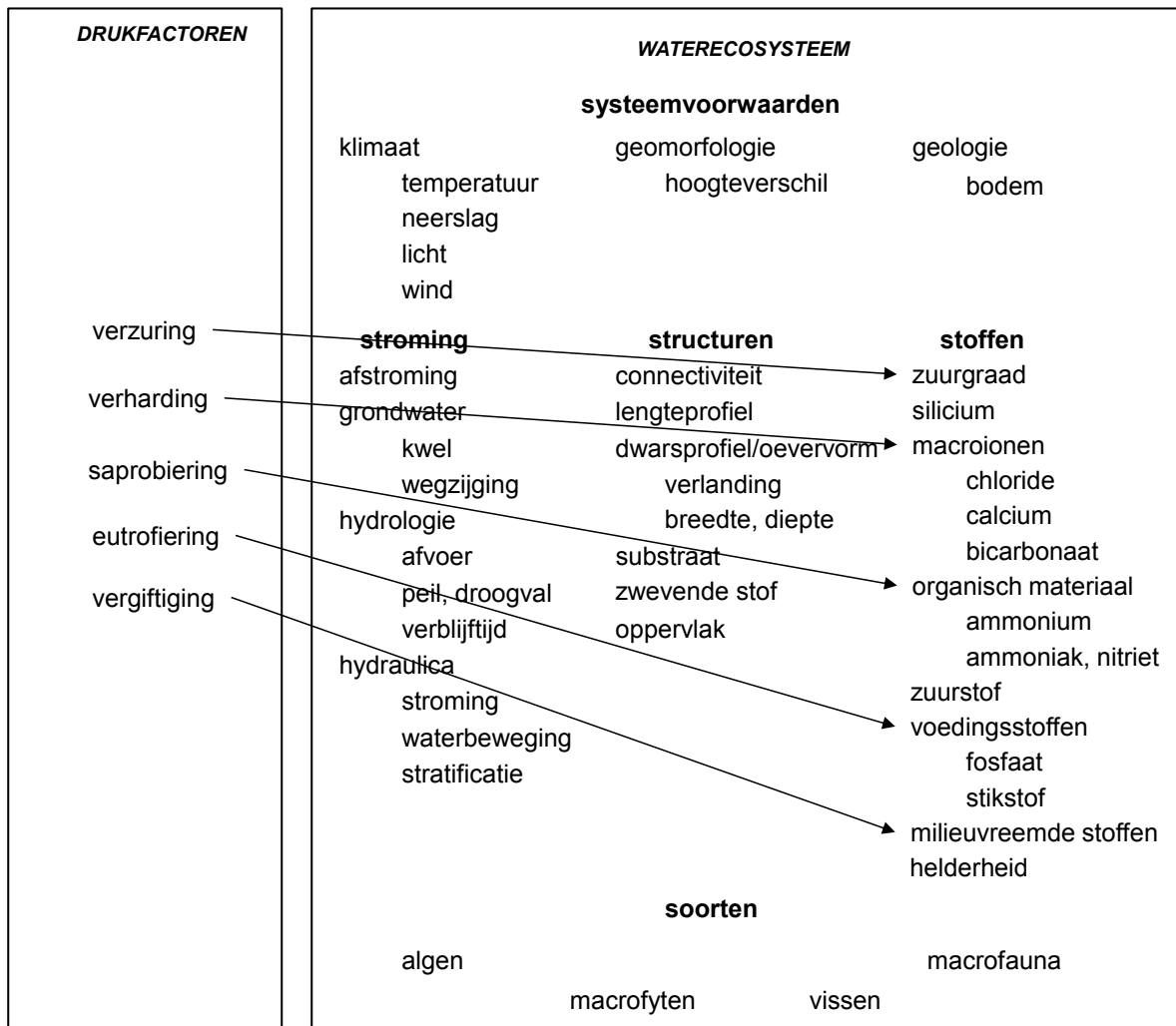
FIGUUR 16 DE RELATIE TUSSEN DRUKFACTOREN GERELATEERD AAN DE CATEGORIE STROMING EN STUUR- EN SLEUTELFACTOREN IN HET WATRECOOSYSTEEM



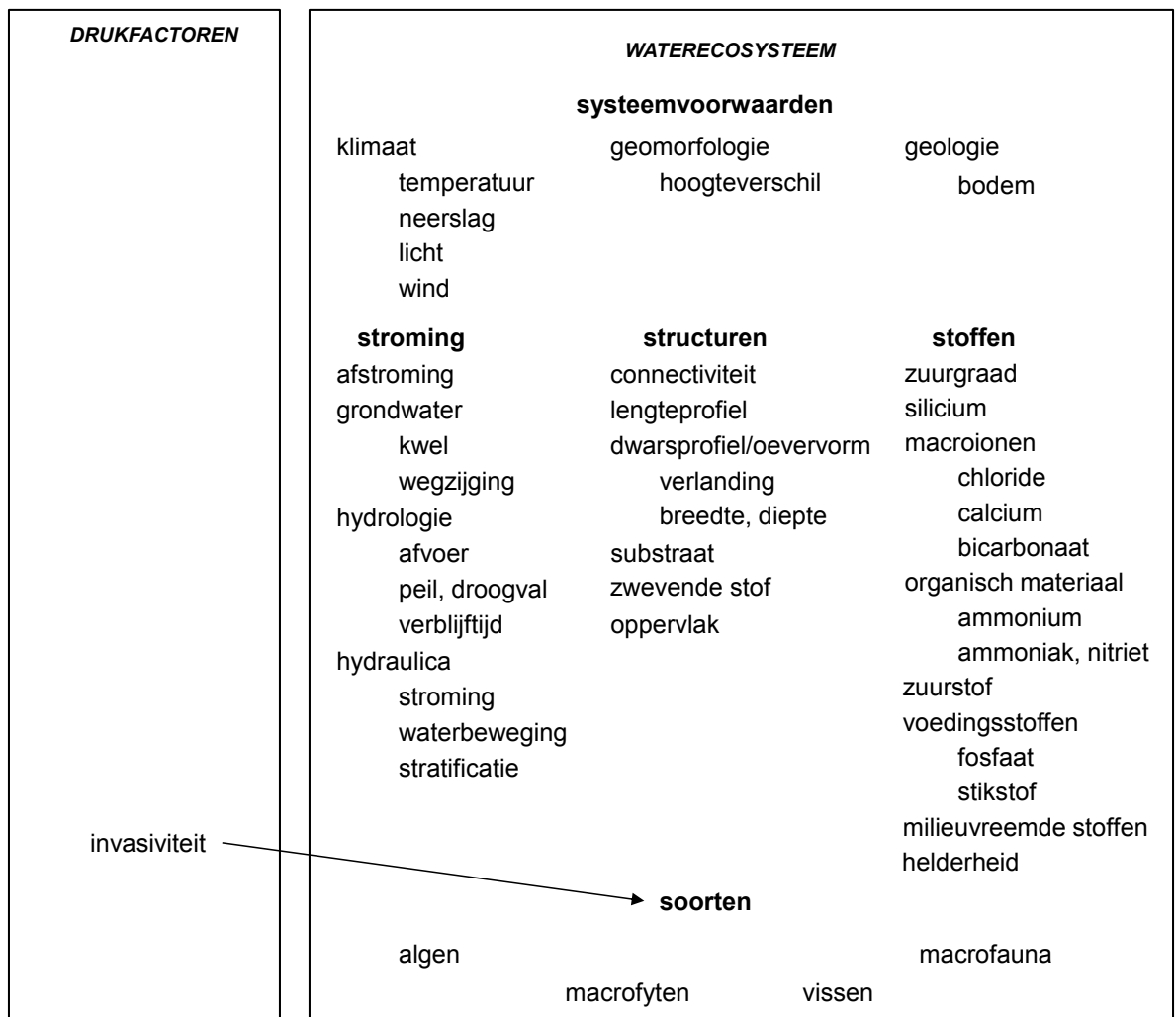
FIGUUR 17 DE RELATIE TUSSEN DRUKFACTOREN GERELATEERD AAN DE CATEGORIE STRUCTUREN EN STUUR- EN SLEUTELFACTOREN IN HET WATERECOSYSTEEM



FIGUUR 18 DE RELATIE TUSSEN DRUKFACTOREN GERELATEERD AAN DE CATEGORIE STOFFEN EN STUUR- EN SLEUTELFACTOREN IN HET WATRECOOSYSTEEM



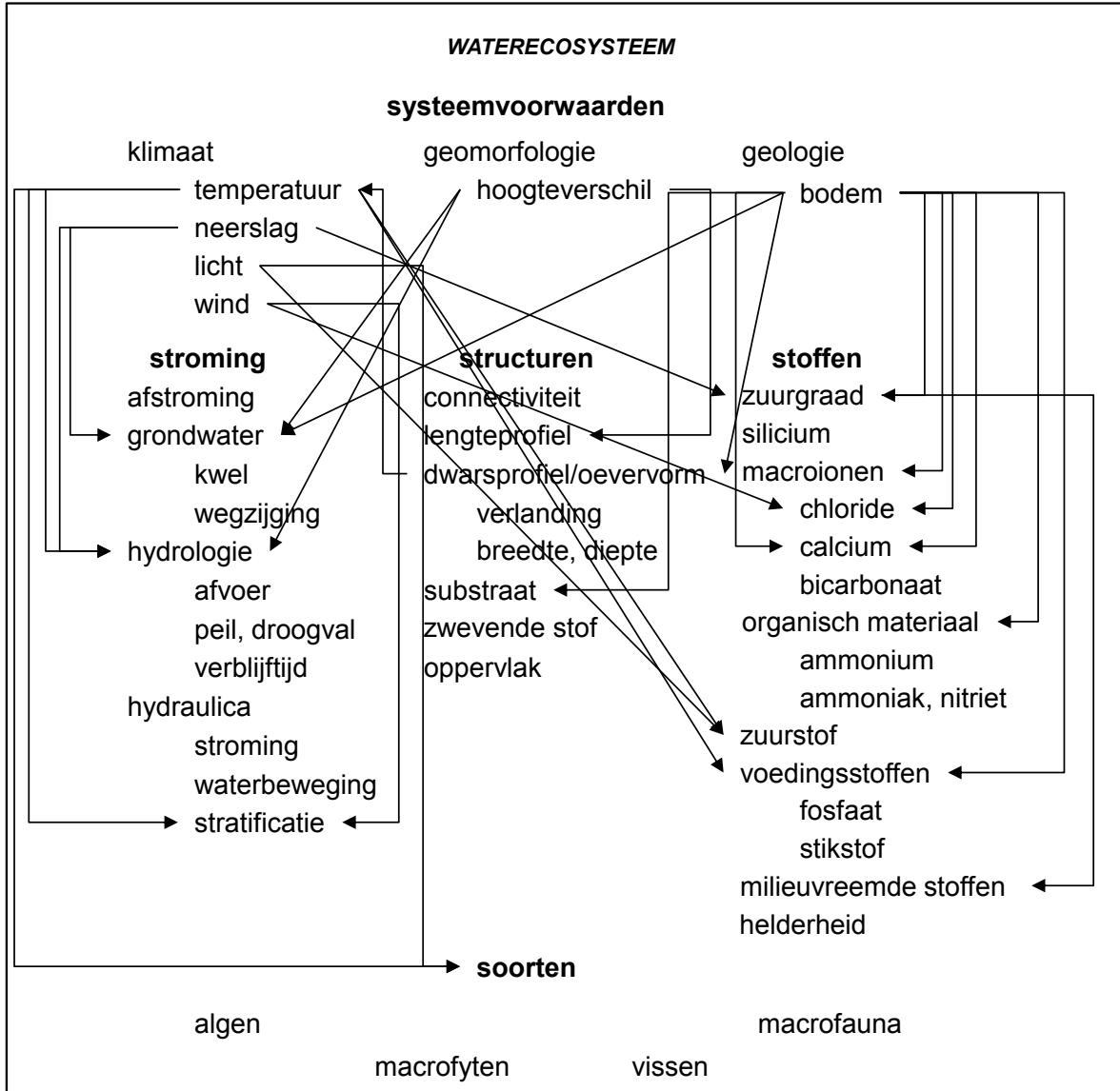
FIGUUR 19 DE RELATIE TUSSEN DRUKFACTOREN GERELATEERD AAN DE CATEGORIE SOORTEN EN STUUR- EN SLEUTELFACTOREN IN HET WATERECOSYSTEEM



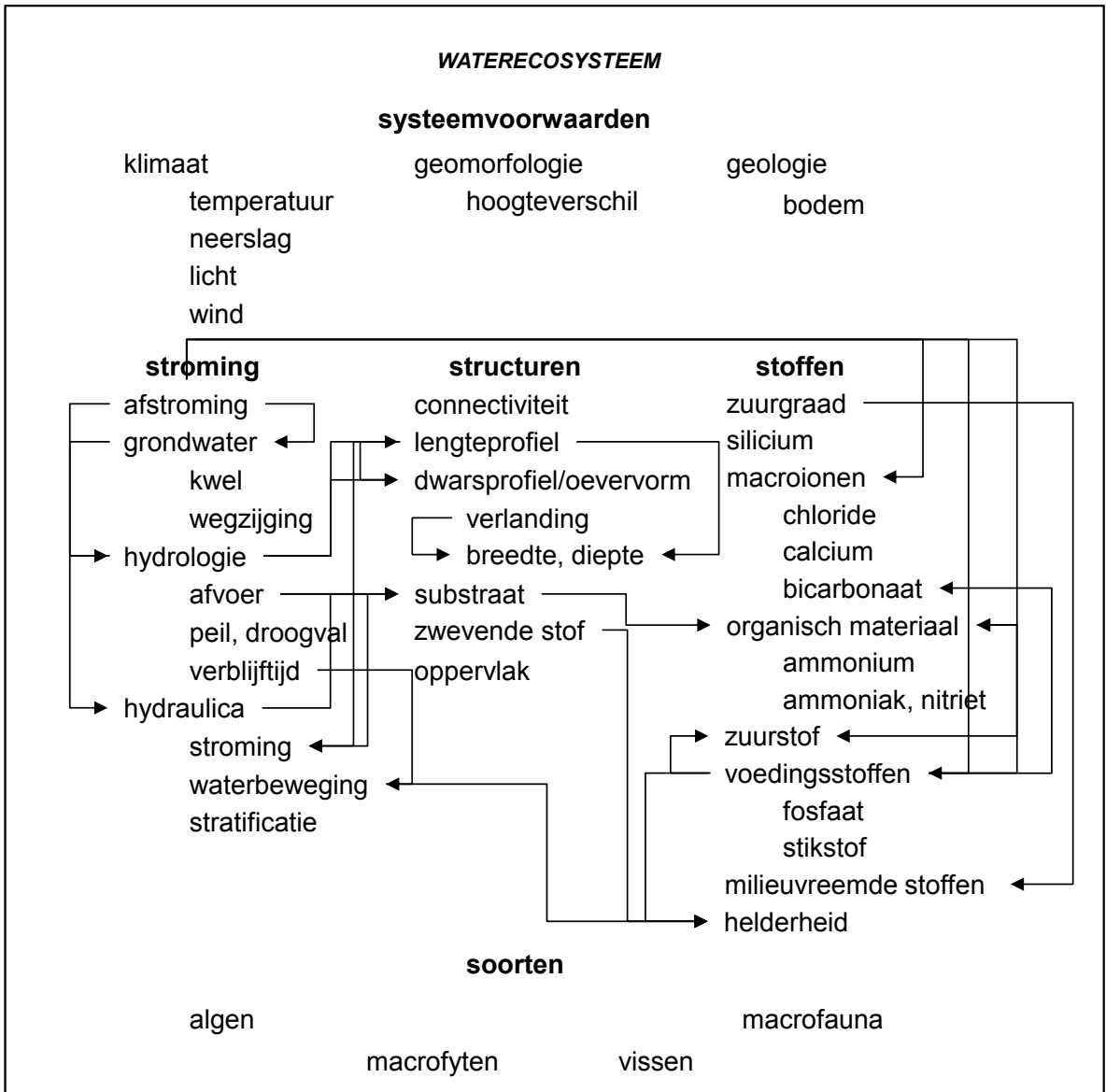
4.3 'INDIRECTE' RELATIES IN HET WATRECOOSYSTEEM

De voor soorten indirecte relaties in het waterecosysteem kunnen zeer complex zijn. Onderscheid is gemaakt tussen relaties van systeemvoorwaarden met stroming, structuren, stoffen en soorten (Figuur 20) en tussen stroming, structuren en stoffen onderling (Figuur 21).

FIGUUR 20 RELATIES VAN PROCESSEN EN FACTOREN VAN SYSTEEMVOORWAARDEN MET STROMING, STRUCTUREN, STOFFEN EN SOORTEN



FIGUUR 21 RELATIES VAN TUSSEN PROCESSEN EN FACTOREN VAN STROMING, STRUCTUREN, STOFFEN ONDERLING



4.4 EXPERTTOELICHTING OP 'DIRECTE' RELATIES IN HET WATERECOSYSTEEM

De voor soorten directe relaties in het waterecosysteem zijn het product van de workshop en aanvullende informatie. Gezien het grote aantal zijn de schema's opgenomen in Bijlage 2. Deze paragraaf geeft weer wat de verschillende expertgroepen als toelichting hebben opgemerkt bij het invullen van de relatieschema's en is door de auteur als zodanig overgenomen. Zoals in de vervoloparagrafen duidelijk wordt, verschilt de toelichting sterk per organismengroep.

De weging van factoren is bepaald aan de hand van de mate van beperking die de betreffende factor aan de organismengroep oplegt. Welke factor het meest beperkend is, kan per situatie verschillen. De experts hebben ook meer aandacht besteed aan de selectie van factoren dan aan de weging hoewel dit per organismengroep verschilt. De eenheden constantheid en variatie zouden bij de meeste factoren eveneens toegevoegd kunnen worden. Voor veel organismen is het erg belangrijk dat de milieuvariabelen constant zijn en dat er geen grote fluctuaties zijn. Een situatie met een constante, toereikende zuurstofconcentratie is bijvoorbeeld te verkiezen boven een hogere, maar sterk fluctuerende zuurstofconcentratie.

Over het algemeen zijn de experts van mening dat veel factoren in de schema's met elkaar samenhangen, waardoor het moeilijk is de variabelen los van elkaar zien en op volgorde te wegen. Zo hangen in stromende wateren droogval, peil en afvoer met elkaar samen, evenals de afvoer en temperatuurverloop. Ook beïnvloedt licht de aanwezigheid van biofilm, algen en temperatuur en daardoor ook de zuurstof. Zuurstof, temperatuur en stroming kunnen ook niet los van elkaar gezien worden. Deze samenhang tussen factoren mag bij de interpretatie niet uit het oog verloren worden. Indirecte variabelen hebben een sterk sturende werking.

De volgende paragrafen geven een toelichting op de schema's zoals die voortkwamen uit de workshop discussies.

KRW-ORGANISMENGROEP: ALGEN

De groep van algen is opgedeeld in vastzittende (beperkt tot de diatomeeën (kiezelwieren)) en zwevende (het fytoplankton) algen. Bij de algen is alleen het onderscheid tussen de stromende en de stilstaande wateren van belang. Een meer gedifferentieerde typologie is, naar de mening van de experts, niet nodig.

Opmerkingen bij de schema's:

- De aanwezige algen zijn onderdeel van de factor zwevend stof. Het gaat bij zwevende stof in feite om de hoeveelheid licht of de helderheid van het water. Ook het humusgehalte is ondergebracht bij de sleutelfactor helderheid (lichtbeschikbaarheid).
- Wanneer droogval optreedt, is er minder zwevende stof aanwezig en is deze relatie ook minder van belang.
- De fytoplanktonrelaties in ondiepe en diepe meren zijn bijna dezelfde als die voor de diatomeeën, behalve dat de relaties met het dwarsprofiel/oevertorm en het substraat bij het fytoplankton afwezig zijn. Er is wel een relatie van het fytoplankton met het zoöplankton.
- Het directe verband tussen diepte en algen in de diepe meren is wel belangrijk maar niet als extra relatie in het schema opgenomen.
- De relatie met hydraulica verwijst naar de verblijftijd van het water.

KRW-ORGANISMENGROEP: MACROFYTEN

De groep van macrofyten is opgedeeld naar submerse macrofyten of ondergedoken waterplanten en helofyten of boven het wateroppervlak uitstekende oeverplanten. Bij de hoofd-watertypen zijn de vennen apart onderscheiden van de ondiepe meren.

Opmerkingen bij de schema's:

- De relatie met licht bij langzaam en snelstromende beken is direct afhankelijk van de mate van beschaduwning vanaf de oever. Bij de relatie van macrofyten met licht geldt dat in sloten en meren de lichtintensiteit op een zekere diepte wordt bepaald door de absorptiecapaciteit van humuszuren, algen, detritus, anorganische stof en de achtergrondextinctie van het water zelf. Omdat de lichtintensiteit daadwerkelijk sturend is t.o.v. diepte is voor diepe meren de diepte niet apart aangegeven als directe of sleutelfactor.
- De relatie met substraat verwijst naar de beschikbaarheid van microhabitats of substraat-typen die een duidelijke invloed hebben op de soortensamenstelling van macrofyten.
- De relatie met bodem (op hoog schaalniveau) is hierbij via het substraat ondervangen.
- Het proces droogval kan een grote invloed hebben op bedekking en soortensamenstelling van de submerse macrofyten.
- Ook het onderhoud heeft een duidelijke invloed op de bedekking/soortensamenstelling maar deze factor is niet in schema aangeduid (gewicht 4) omdat deze niet genoemd is in de expert bijeenkomst.

KRW-ORGANISMENGROEP: MACROFAUNA

De groep macrofauna is als geheel meegenomen in de expert evaluaties.

Opmerkingen bij de schema's:

Stromende wateren

- Bronbeken (KRW-typen R1, R2) verschillen zo van de overige stromend watertypen dat hiervoor een apart schema is gemaakt.
- Het maken van onderscheid tussen snelstromende en langzaam stromende beken of kleine en grote beken bleek bij het invullen van de schema's niet nodig. Toch is het zo dat sommige factoren wel belangrijker zijn voor bepaalde typen beken, bv hoe kleiner de beek hoe groter het belang van temperatuur.
- Het schema voor langzaam stromende beken geldt voor KRW-typen R3, R4, R13 en R17.

Veel factoren in de schema's hangen met elkaar samen, waardoor het moeilijk is de variabelen los van elkaar zien en op volgorde te wegen. Zo hangen droogval, peil en afvoer met elkaar samen. De afvoer en temperatuur behoren aan elkaar geschakeld. Ook beïnvloedt licht de aanwezigheid van hout en blad, biofilm, algen en temperatuur en daardoor weer zuurstof. Zuurstof, temperatuur en stroming kunnen ook niet los van elkaar gezien worden. Deze samenhang tussen factoren mag bij de interpretatie niet uit het oog verloren worden. Indirecte variabelen hebben een sterk sturende werking.

Weging van factoren

- De belangrijkste sleutelfactor in stromende wateren is de beschikbaarheid van zuurstof.
- Dan volgt de voedselbeschikbaarheid in de vorm van organisch materiaal, biofilm, macrofyten, boomblad en algen. In bovenlopen is aanwezigheid van blad belangrijker dan in benedenlopen. Organisch materiaal kan ook gezien worden als organische component van substraat, maar het heeft ook een voedsel-functie.
- De stroming is een complexe factor, maar eveneens van groot belang. Stromingsvariatie is

belangrijker dan stroomsnelheid en ook voor deze factor geldt dat constantheid belangrijk is: het stromende water heeft een stabiel mozaïek van verschillende stromingen.

- Licht is als indirecte variabele sterk sturend, maar heeft geen directe invloed. De factor 'licht' kan vervangen worden door de factor 'beschaduwing' omdat deze laatste belangrijker voor beken is. De aanwezigheid van bomen en houtige structuren zorgen naast schaduw ook voor bladval, organisch materiaal en structuur. Voor adulte insecten die aangewezen zijn op houtige structuren voor beschutting, voortplanting e.d. zijn bomen eveneens van groot belang.
- Met de sleutelfactor substraat worden in de schema's zowel structuur (zoals hout, vegetatie, oevervorm, dwarsprofiel, boomwortels) als substraat zelf bedoeld. De macrofyten in het schema gelden ook als structuur omdat voor macrofauna de soort waterplant er over het algemeen minder toe doet, maar vooral de aanwezigheid van structuur belangrijk is.
- Terrestrische milieus zijn voor beekmacrofauna erg belangrijk. Als men de kwaliteit van de beekmacrofauna wil verbeteren (de ruimtelijke configuratie), moet een beek niet als water bekeken worden; het hele beekdal moet worden beschouwd
- De factor milieuvreemde stoffen is moeilijk te wegen. Als ze er zijn kunnen ze allesbepalend zijn, maar de kans dat dit voorkomt is klein. Milieuvreemde of toxische stoffen zijn allesbepalend als ze lethaal worden wat betreft dosis. Als dat gebeurt vormen ze de belangrijkste factor. Bij de factoren organisch materiaal en ammonium moet er rekening mee worden gehouden dat deze ook toxisch kunnen zijn.
- De factor 'droogval' kan in sommige beken natuurlijk zijn, terwijl in andere beken droogval een drukfactor is. Een aantal macrofaunasoorten heeft voor bepaalde fasen van hun levenscyclus droogval nodig. Deze komen in de KRW-typen 'droogvallende beken' voor. Droogval is vooral van belang in KRW-type R3. Vooral voor de KRW-typen R1 en R2 is temperatuur belangrijk en is dan samen met zuurstof van belang.
- De eenheden constantheid en variatie zouden toegevoegd kunnen worden bij stroming stromingsvariatie en bij structuur structuurvariatie. Voor beekmacrofauna is het erg belangrijk dat de milieuvariabelen constant zijn en er geen grote fluctuaties zijn. Zo is bijvoorbeeld een situatie met een constante, toereikende zuurstofconcentratie te verkiezen boven een hogere, maar sterk fluctuerende zuurstofconcentratie. In termen van constantheid en variatie geldt voor de volgende factoren een aparte score: zuurstof 1, stroming 1, substraat 2, voedsel 3, beschaduwing 2.
- De zuurgraad is vooral van belang in kalkrijke en zure beken.
- Het stroomgebied en het traject, m.a.w. het beekdallandschap, is belangrijk i.v.m. het doorlopen van alle levensfasen van aquatische en terrestrische stadia van soorten. Sommige soorten hebben bijvoorbeeld beschutting nodig bij paarvluchten.
- Bij de relatie met algen is ook de biofilm bedoeld.

Stilstaande wateren

Watertype Sloten

- Bij de sleutelfactor zuurstof wordt ook de zuurstoffluctuatie bedoeld.
- De factoren dwarsprofiel/oevervorm, fosfaat, stikstof en waterbeweging via O₂-fluctuatie zijn indirect van belang.
- De relatie met de macrofyten verloopt via het voedsel (zie ook meren ondiep oeverzone).
- De relatie met ammoniak, sulfide en nitriet zijn onderdeel van de relatie met zuurstof.
- Voor macrofyten geldt ook het belang als groeivorm.
- Onderhoud is niet als factor opgenomen maar kan als volgt worden gescoord: baggeren (4), maaien op langere tijdschaal (7) en direct na maaien (1-3).

Watertype Kanalen

- Het factorschema geldt pelagisch inclusief de bodem maar exclusief de plantenzie of natuurvriendelijke oever.
- Van indirect belang zijn de factoren licht en oevervorm.
- Van het organisch materiaal is het fijne detritus niet beperkend en het grove detritus wellicht wel, tenminste voor zoverre er geen bomen vlak langs het kanaal staan.

Watertype Meren ondiep

- Het schema geldt alleen voor de oeverzone en geldt niet voor de pelagische zone.
- De factoren onder structuren betekenen heterogeniteit.
- Factoren van indirect belang zijn: dwarsprofiel/oevervorm, bicarbonaat, fosfaat, stikstof, beweging via O₂-fluctuatie en peildynamiek.
- In de relatie met macrofyten is ook de groeivorm meegenomen. De macrofyten zijn eveneens als bron van voedsel van belang.
- Waterbeweging is ook via de factor zuurstof van belang.
- De relatie met diepte is niet onafhankelijk van het substraat (vergelijk drijvende planten waarbij dieren bovenin zitten).
- Het organisch materiaal is geen beperkende factor, wel is de afbreekbaarheid bepalend en afhankelijk van pH, O₂, enz.
- Een aandachtspunt is de mate van isolatie van wateren.
- De zuurgraad is alleen van belang indien van toepassing, zoals bijna zwak zure en zure typen.
- De factor chloride representeert ook ionenrijkdom.

Watertype Meren diep

- Het schema geldt alleen voor het profundaal en de macrofauna refereert naar het benthos.
- Factoren van indirect belang zijn: licht, bodem, macrofyten, oevervorm, breedte/diepte, kwel en bicarbonaat.
- De factor structuren refereert ook naar heterogeniteit.
- De factor zuurstof impliceert ook de toxische componenten ammoniak en sulfide en het anorganische koolstof (CO₂).
- De factor chloride duidt ook het EGV of de ionenrijkdom aan.

KRW-ORGANISMENGROEP: VISSSEN

De schema's zijn ingevuld voor visgemeenschappen. De experts hebben echter vastgesteld dat er een grote hoeveelheid literatuur is (o.a. zogenaamde Habitat-Geschiktheids-Index-modellen) op soortniveau. Gebruik brengt meer resolutie aan in de thans geïdentificeerde factoren en voegt naar verwachting nieuwe factoren toe. De literatuurlijst is apart aangeleverd en is vooral per soort beschikbaar en nauwelijks op niveau van visgemeenschap.

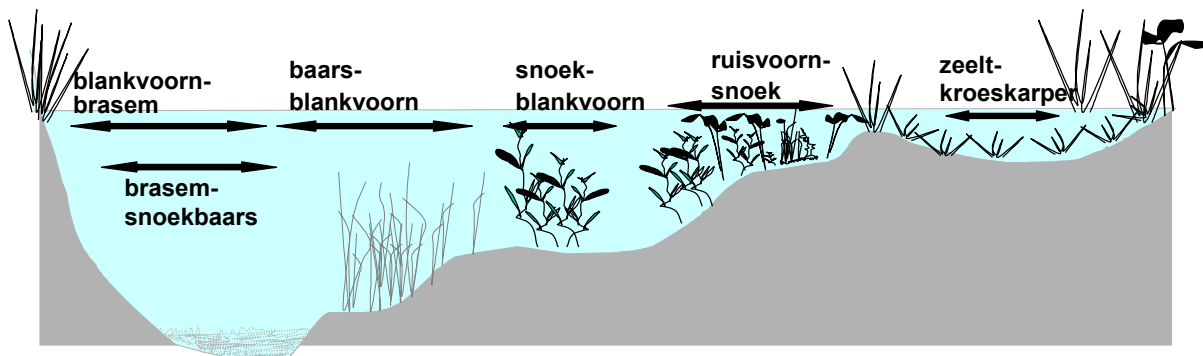
STROMENDE WATEREN

- Bij de factor substraat behoort ook het hout. Bij de factor macrofyten behoort ook de oevervegetatie. Droogval wordt verondersteld niet op te treden in deze schema's. De relatie met de voedingsstoffen verloopt indirect via algen/macrofyten (gewicht = 3 bij langzaam stromend en 4 bij snelstromend). De combinatie van de factoren afvoer, dwarsprofiel en habitatdiversiteit scoort gewicht = 1. De hydromorfologische processen leiden tot de habitatdiversiteit.

Stilstaande wateren

Het uitgangspunt voor de schema's voor stilstaande wateren wordt gevormd door de visgemeenschappen zoals gehanteerd bij de uitwerking van de KRW-maatlatten. Deze visgemeenschappen zijn grotendeels al beschreven door Quak (1996) en zijn tijdens een clusteranalyse van bemonsteringsdata geïdentificeerd (Jaarsma et al., 2007). Het betreft de volgende gemeenschappen (Figuur 14):

FIGUUR 14 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET VOORKOMEN VAN KENMERKENDE COMBINATIES VAN VISSOORTEN (VISGEMEENSCHAPPEN) LANGS EEN VERLANDINGSREEKS IN EEN MEER OF PLAS



Voor stilstaande wateren zijn vier van de zes bovenstaande gemeenschappen gebruikt: Brasem-Snoekbaars, Baars-Blankvoorn, Ruisvoorn-Snoek en Zeelt-Kroeskarper. Deze gemeenschappen liggen op een verlandingsgradiënt van kaal en troebel open water (Brasem-Snoekbaars) via helderder en eventueel begroeid open water (Baars-Blankvoorn) naar helder en plantenrijk water met veel begroeide oeverzone (Ruisvoorn-Snoek) en tenslotte sterk verland ondiep water met veel ondergedoken en emergente vegetatie (Zeelt-Kroeskarper). Deze vier visgemeenschappen bepalen in grote lijnen de vissamenstelling in de vier typen stilstaande wateren (sloten, kanalen, diepe meren, ondiepe meren), maar de verhouding tussen de gemeenschappen varieert. Zo wordt de visstand in sloten vooral gekenmerkt door de Zeelt-Kroeskarper gemeenschap en eventueel de Ruisvoorn-Snoek gemeenschap, in heldere diepe plassen door de Baars-Blankvoorn gemeenschap en in troebele (scheepvaart)kanalen de Brasem-Snoekbaars gemeenschap. Om deze reden is per visgemeenschap een schema ingevuld, steeds voor het type 'grote ondiepe meren'.

Een korte introductie tot de visgemeenschappen:

Brasem-Snoekbaars gemeenschap

Dit is een gemeenschap van troebel water, meestal als gevolg van een combinatie van algen en organisch en anorganisch zwevend stof. De dominante soorten (Brasem en Snoekbaars) zijn lichtschuw. De troebelheid is de belangrijkste factor. Na troebelheid vormt een kale, onbegroeide bodem een belangrijke factor. Er mogen wel obstakels, richels e.d. zijn (deze worden door snoekbaars zelfs geprefereerd), maar geen bodembedekkende vegetatie. Brasem kan hier niet tegen omdat deze soort dan zijn benthivore (bodemvoedselende en bodemwoelende) gedrag niet kan vertonen. Als derde belangrijke factor geldt de dimensie van het water. De gemeenschap is kenmerkend voor open water en dat aspect is veelal kenmerkend voor grotere (meer dan enige hectares) en diepere (meer dan 1 à 2 meter diep) wateren. Deze factor is echter minder belangrijk dan de eerder genoemde factoren (en hier misschien wel niet onafhankelijk van, dus indirect).

Baars-Blankvoorn gemeenschap

Deze gemeenschap is de minst onderscheidende van de vier. De kenmerkende soorten komen over een brede range aan verlandingscondities voor; er is slechts een geringe preferentie voor open water (Figuur 14). Er is slechts één bepalende factor, namelijk de helderheid van het water. De gemeenschap is kenmerkend voor duidelijk helderder water dan de Snoekbaars-Brasem gemeenschap. Of helderheid echt doorslaggevend is, is nog onbekend. Er zijn aanwijzingen dat deze factor een afgeleide is van voedselarme condities (waarin deze soorten succesvol kunnen concurreren). Feit is dat de gemeenschap kenmerkend is voor oligotrofe heldere meren, zoals deze thans worden aangetroffen in Scandinavië en in Nederland in oligotrofe heldere diepe (zandwin)plassen.

Ruisvoorn-Snoek gemeenschap

Deze gemeenschap is duidelijk gekoppeld aan helder en sterk begroeid water. Oevervegetatie wordt gezien als de belangrijkste factor, vanwege de afhankelijkheid van de kenmerkende soorten hieraan in hun levenscyclus. Ook ondergelopen terrestrische vegetatie (grasland) voldoet. Na oevervegetatie is submerse vegetatie de tweede factor, belangrijk als schuilgelegenheid en foerageerhabitat. De derde factor is waterdiepte, omdat de gemeenschap in wat dieper water voorkomt dan de Zeelt-Kroeskarper gemeenschap.

Zeelt-Kroeskarper gemeenschap:

Dit is een visgemeenschap die kenmerkend is voor sterk verlandend water, waarin grote temperatuur- en zuurstoffluctuaties optreden. Zuurstof wordt om die reden als belangrijkste factor gezien. De vissoorten in de groep zijn algemeen tolerant voor lage zuurstofgehalten, hoewel de precieze tolerantie per soort wat verschilt. Hetzelfde geldt voor allerlei aan deze condities verwante factoren, zoals temperatuur (typerend voor ondiep water) en ammoniak (typerend voor voedselrijke en zeer plantenrijke condities). Na zuurstof zijn drie factoren van belang die moeilijk te prioriteren zijn: emergente vegetatie, submerse vegetatie en concurrentievermogen (de soorten worden snel weggeconcurrereerd en/of opgegeten in minder extreme milieus).

Behalve de factoren die duidelijk aan de genoemde visgemeenschappen gekoppeld zijn, zijn er ook algemene factoren geïdentificeerd:

- Het substraat duidt bij alle stilstaande typen de kale bodem aan.
- Grootte van het water; hoe groter het water, hoe groter de soortenrijkdom.
- Connectiviteit: hoe meer connectiviteit (verbindingen met andere wateren), hoe groter de soortenrijkdom.
- Diepte: hoe ondieper, hoe kleiner de vis(soorten).

Stromende wateren

- Tot de factor substraat behoort ook het hout.
- Tot de factor macrofyten behoort ook de oevervegetatie.
- Droogval wordt verondersteld niet op te treden in deze schema's.
- De relatie met de voedingsstoffen verloopt indirect via algen/macrofyten (gewicht = 3 bij langzaam en 4 bij snelstromend).
- De combinatie van de factoren afvoer, dwarsprofiel en habitatdiversiteit scoort gewicht = 1.
- De hydromorfologische processen leiden tot de habitatdiversiteit.

*KRW-type: Brakke wateren*Algemeen

Voor de brakke wateren is voor de workshop geen onderscheid gemaakt tussen verschillende organismengroepen. In de KRW systematiek worden 4 typen onderscheiden: M30 zwak brakke wateren, M31 kleine brakke tot zoute wateren, M32 grote brakke tot zoute meren, O2 estuarium met matig getijverschil. De typologie is gebaseerd op zoutgehalte, vorm en oppervlak (STOWA, 2007).

Door de groep is gebruik gemaakt van de 5-S-model categorieën:

Systeemvoorwaarden:

- Geïsoleerd - niet geïsoleerd
- Wel/geen (tijdelijke) droogval
- Morfologie van het water
- Dobben, krekens en getijdewateren

Stoffen:

- Dynamiek en grootte van chloridegehalten (naar maxima, gemiddelden, medianen)
- Trofiegraad (vaak (zeer) voedselrijk)
- Troebelheid (vaak troebele wateren)

Stroming:

- Wel/geen (zoet)waterafvoer (overlap met stoffen)
- Wel/geen (zout)water instroom (overlap met stoffen)
- Mate van neerslag en verdamping, kwel en wegzijging

Structuren:

- Diepte (met kans op stratificatie vanwege zwaarder zout water)
- Rond (plassen, dobben) of lijnvormig (slenken, geulen)

Soorten:

- Algen of waterplanten gedomineerd, vaak soortenarm, maar hoge abundantie van weinig soorten.
- Macrofauna: mobiliteit soorten i.v.m. migratie/herkolonisatie na droogval of ander incident.

De algemene ecosysteemaspecten, omgevingsaspecten en maatregelen-gebonden aspecten zijn beschreven door Claassen (2001). Aanvullende informatie met plannen om concrete gebieden op te knappen is beschreven door Doeglas (1999). Lenselink & Gerits (2000) beschrijven verleden, heden en toekomst, functies en gebruik en herstel(maatregelen) van brakke wateren.

Algen

Voor alle brakke wateren geldt dat tot de algen, zoals opgenomen in het relatieschema, behoren de benthische algen, de draadalgen en het fytoplankton. Bij de parameter chloride betreft het ook fluctuaties in het chloridegehalte.

Macrofyten

Bij de macrofyten zijn de zwak brakke en brakke wateren samen genomen en zijn de waterplanten en oeverplanten gescheiden. Discussie binnen de groep heeft geleid tot de opvatting dat binnen brak (zwak brak) chloride minder of niet onderscheidend is en dat het verschil tussen zoet en brak juist bepalend is. Voor de watermacrofyten geldt dat er erg weinig soorten zijn (de brakwatergradiënt heeft weinig invloed op de soortensamenstelling) en dat daarmee de watermacrofyten vooral als structurelement van belang zijn. De factor droogval is geïnterpreteerd als droogval van de lagere oeverdelen in combinatie met onnatuurlijk peilbeheer. Bij de oevermacrofyten geldt oeverbreedte als belangrijke factor, duidt het licht op mate van beschaduwing en verwijst droogval naar de lagere oeverdelen in combinatie met onnatuurlijk peilbeheer.

Macrofauna

Bij de macrofauna geldt dat chloride verwijst naar fluctuaties in chloridegehalte. Breedte en diepte vormen de factor dimensie. Bij bodem heeft de relatie alleen betrekking op veenbodems. Macrofyten (bij brakke wateren inclusief de macro-algen) dienen vooral als substraat. Bij de brakke wateren verwijst de score 1-5 naar de aard van het substraat: bodem, slib, oeverbeschoeiing, detritus, stenen of planten.

Vissen

Bij de vissen verwijst de factor algen naar de draadwieren in relatie tot driedoorns. Het dwarsprofiel geeft de relatie aan met paaiplekken. Daarbij is opgemerkt dat van naast de in het schema genoemde factoren nog van belang zijn: vispassages (zie connectiviteit), pesticiden, zware metalen, toxische stoffen en hormonen (zie voor alle vier milieuvreemde stoffen). Over de vissen in brak water is nog weinig bekend, behalve dat er weinig soorten in voorkomen en dat brakke wateren voor de voortplanting van deze soorten niet direct van belang zijn.

4.5 'DIRECTE' RELATIES IN HET WATERECOSYSTEEM

In paragraaf 3.4 en bijlage 2 zijn de uit de workshop voortgekomen schema's met toelichtingen opgenomen. Binnen iedere discussiegroep is getracht tot een onderlinge afstemming te komen. Tussen de groepen heeft deze afstemming niet plaatsgevonden. Een voorbeeld van de daaruit voortvloeiende inconsistenties is de relatie met temperatuur. Alle organismengroepen zijn gescoord voor alle watertypen, behalve de macrofyten. Echter in de groep Brakke wateren is de temperatuur voor geen enkele organismengroep gescoord. Om meer consistentie te bereiken zijn alle organismengroepen en de 36 gescoorde ecologische sleutelfactoren door de auteur doorlopen en is in de volgende paragrafen een voorstel tot afstemming beschreven.

ORGANISMENGROEPEN

Helofyten

De helofyten zijn uit de schema's gehaald omdat alleen voor langzaam en snelstromende beken en voor brakke wateren helofyten gescoord zijn. In beken zijn ten opzichte van stilstaande wateren helofyten echter veel minder belangrijk. Het ontbreken van informatie in stilstaande wateren is reden om de groep vooralsnog buiten beschouwing te laten. Deze kan later worden aangevuld, samen met de drijvende waterplanten.

WATERTYPEN

Vennen

Veel expertgroepen hebben watertypen geaggregeerd. Een bijzondere uitzondering vormen de vennen bij de expert groep macrofyten. Een meer gedetailleerde beschouwing toont dat het verschil met ondiepe meren in de hoogte van scores voor enkele factoren zit. Daarom zijn de vennen weer opgenomen onder de ondiepe meren om de onderlinge vergelijkbaarheid tussen de verschillende KRW-organismengroepen te handhaven.

SLEUTELFACTOREN

Temperatuur

De factor temperatuur is toegevoegd voor de zwak brakke en brakke wateren omdat er geen redenen zijn dat de factor anders zou zijn dan in zoete wateren. Het is onwaarschijnlijk dat macrofyten niet ook reageren op temperatuur. Daarom is temperatuur toegevoegd aan alle macrofyten-watertype combinaties.

Licht

De factor licht is belangrijk voor de groei van planten. De scores voor macrofauna in sloten en ondiepe wateren zijn waarschijnlijk gerelateerd aan zichtjagers. Dit geldt ook voor de andere stilstaande en langzaam stromende wateren en voor de organismengroep vissen. Waarom submerse macrofyten een score 1 krijgen en benthische diatomeeën een score 4 is onevenwichtig omdat beide in vergelijkbare mate lichtafhankelijk zijn. Aanpassing van de scores is dus nodig.

Bodem

De factor bodem is slechts voor 4 macrofauna-watertypen gescoord. De bodem is wel van belang in relatie tot de nalevering van nutriënten en potentieel toxische condities. Nutriënten uit de waterbodem grijpen anders in op het ecologisch functioneren dan nutriënten in het oppervlaktewater, maar in beide gevallen is de bodem een indirecte factor. De macrofauna leeft op of in de bovenste laag van de bodem. Hier kan de factor bodem of de factor substraat gescoord worden. In gevallen van een kale bodem is het een kwestie van definitie. Omdat zo weinig experts bodem hebben gescoord is ervoor gekozen bodem onder te brengen bij substraat, die bijna steeds wel is gescoord.

Afvoer

De hoeveelheid kubieke meters water die door een beek of rivier stromen zijn voor de macrofauna niet direct sturend, de factor stroming (stroomsnelheid en stromingsvariatie in ruimte en tijd) wél.

Peil/Droogval

De factor peil/droogval is onregelmatig gescoord op droogval en niet op peil. De achtergrond van de scores is steeds toegelicht naar de feitelijke droogval van wateren. Droogval is een sterk sturende factor en leidt tot een eigen watertype: een typologisch kenmerk. Droogval-lende watertypen zouden apart in de typologie moeten worden opgenomen. Bij vissen is om dezelfde reden droogval weggelaten omdat aangenomen is dat het om permanente wateren ging. Droogval is belangrijk voor de oeverontwikkeling en speelt bij alle kleine en of ondiepe wateren. Droogval is daarom bij deze typen toegevoegd.

Verblijftijd

De factor verblijftijd is alleen voor algen benoemd. De argumentatie ontbreekt in de toelichting. Verblijftijd in stilstaande wateren hangt direct samen met de chemische samenstelling van het water. De waterbeweging zelf heeft nauwelijks invloed op de aanwezige soorten, behalve wanneer de verblijftijd korter is dan de levensduur van algen of wanneer door waterbeweging resuspensie optreedt (directe factor licht). Omdat dit waarschijnlijk alleen lokaal voorkomt, bijvoorbeeld in boezemwateren voor gemalen, is deze factor geschrapt.

Hydraulica

Deze factor is alleen bij fytoplankton in stilstaande wateren gescoord, samen met waterbeweging. De hoge score voor hydraulica is verplaatst naar licht (zie factor waterbeweging) en hydraulica als factor is vervallen.

Stroming

De factor stroming speelt in stromende wateren. Alleen de factor is niet gescoord voor macrofauna in langzaam stromende beken en macrofyten in snelstromende beken. Deze scores zijn toegevoegd.

Waterbeweging

De factor waterbeweging heeft betrekking op stilstaande wateren. Voor stromende wateren is deze factor onderdeel van stroming. Daarom is de score 1 voor waterbeweging in snelstromende beken-macrofyten opgenomen onder stroming.

Voor deze parameter zijn geen scores zijn opgegeven, behalve voor zwak brakke en brakke wateren in relatie tot scheepvaart. Scheepvaart leidt tot directe fysieke beschadiging en tot turbulentie (inclusief loswoelen). Turbulentie treedt ook op onder invloed van wind en door bodemwoelende vissen. Turbulentie is indirect van belang en verloopt via helderheid (voor planten en zichtjagers), zuurstofconsumptie door het opgewervelde bodemmateriaal en beperkte primaire productie en substraatstabiliteit. Directe fysieke beschadiging is vergelijkbaar met maaien. Dit is ook vergelijkbaar met wegvissen, het beschadigen en onttrekken van planten of dieren aan het watersysteem. Voor de kanalen en ondiepe meren in relatie tot macrofauna geven de experts zelf aan dat waterbeweging betrekking heeft op turbulentie en zuurstof. Deze scores zijn verplaatst naar de directe factoren.

Ook voor algen verloopt de relatie via helderheid van de waterkolom en niet de fysieke waterbeweging. De factor waterbeweging is als indirecte factor gekenmerkt.

Connectiviteit

De factor connectiviteit is alleen voor vissen gescoord. Dit doet geen recht aan het belang van verbindingen of juist het ontbreken daarvan voor alle planten en diergroepen. Waarom connectiviteit niet voor vissen in brakke wateren is gescoord is onduidelijk. Hier is een score toegevoegd. Connectiviteit speelt wel op een andere schaal dan de overige factoren. Connectiviteit hangt direct samen met dispersie capaciteit van betreffende organismen. Connectiviteit is ook lang niet voor alle vissoorten van belang.

Dwarsprofiel, oevervorm

De factor dwarsprofiel/oevervorm is inconsistent gescoord. Voor organismen die een kleine ruimtelijke schaal benutten, zoals diatomeeën en macrofauna, is deze factor indirect en verloopt via substraat (habitat). Voor vissen is de oeverstructuur wel van belang, ook in stilstaande wateren. Dit laatste is niet gescoord, mogelijk door de keuze van visgemeenschappen. Besloten is de factor als indirect te beschouwen en onder te brengen bij substraat.

Breedte/diepte

De factor breedte blijkt steeds betrekking te hebben op diepte. Breedte is daarom weggehaald. Diepte is voor macrofyten alleen in de zwak brakke en brakke wateren gescoord. Deze score is weggehaald omdat de relatie via licht verloopt. Daarbij is diepte al in de typologie verdisconteerd.

Oppervlak

Deze factor scoort alleen voor vissen in zoete stilstaande wateren.

Substraat

Substraat scoort bijna steeds. Voor macrofyten in ondiepe meren is een score toegevoegd.

Zwevende stof

Deze factor is alleen gescoord voor algen en hangt direct samen met helderheid of licht. Daarom is deze indirecte factor geschrapt.

Zuurgraad

De zuurgraad is inconsistent gescoord. Voor vissen wel in snelstromende wateren en niet in de overige wateren. Voor macrofauna is zuurgraad niet gescoord in de langzaam stromende wateren en de kanalen. Zuurgraad is een type bepalende factor maar speelt ook een rol binnen watertypen, behalve voor snelstromende beken waar geen zwak zure of zure situaties in Nederland van voorkomen noch in (zwak) brakke wateren. De overige scores voor zuurgraad zijn toegevoegd.

Silicium

Silicium is alleen voor diatomeeën van belang.

Macro-ionen

Voor de macro-ionen is er een verschil in scores gegeven door de algen en de macrofyten experts. De eerste groep scoorden zowel op macro-ionen als op chloride terwijl de tweede groep zich beperkte tot de hoofdcategorie macro-ionen. Omdat voor planten verschillende macro-ionen van belang zijn, is de benadering van de macrofytenexperts gevolgd en is deze ook toegepast op de algen. Bij de vissen is eenmaal een vraagteken gescoord. Dit vraagteken is weggehaald.

Omdat chloride en calcium beide macro-ionen zijn, zijn beide voorlopig bij de macro-ionen. Het verdient echter aanbeveling om in de toekomst iedere component afzonderlijk in het schema op te nemen en de verzamelgroep macro-ionen op te heffen.

Chloride

Voor macrofauna in kanalen toegevoegd.

Calcium

Is alleen voor de macrofauna gescoord omdat het bijdraagt aan de skelet vorming van kreeftachtigen en de schelpen van slakken en tweekleppigen. Voor macrofauna is calcium als sleutelfactor in kanalen toegevoegd.

Bicarbonaat

Door de macrofytenexperts is bicarbonaat gekoppeld aan zuurgraad. Deze benadering is voor algen en macrofyten gevolgd.

Organisch materiaal

Deze factor is door de brakwatergroep gescoord voor algen terwijl de algenexperts alleen ammonium hebben gescoord. Dit laatste stemt overeen met de definitie van een directe factor en is ook voor (zwak) brakke wateren aangepast. Waarom deze factor voor macrofauna in sloten en ondiepe meren wel van belang is en niet in kanalen is inconsistent. De score voor kanalen is toegevoegd.

Ammonium

Geen opmerkingen.

Ammoniak, nitriet (sulfide)

Deze factoren zijn door de experts toegevoegd. Deze stoffen ontstaan wanneer een bodem of water zuurstofloos wordt. Het zijn volgfactoren op de zuurstofhuishouding in organisch belast oppervlaktewater of in organisch rijkere bodems. De stoffen zijn wel direct dodelijk voor dierlijke organismen en zijn daarom gehandhaafd.

Zuurstof

De algen experts scoren zuurstof. Algen produceren zelf zuurstof maar worden niet gestuurd door zuurstof. Deze scores zijn geschrapt.

Voedingsstoffen

Een vergelijkbare situatie als met macro-ionen. Voor algen is gedifferentieerd tussen fosfaat en stikstof terwijl voor macrofyten beide samengenomen zijn. Dit laatste is ook voor algen gevolgd, mede omdat de scores voor fosfaat en stikstof gelijk zijn.

Fosfaat en stikstof zijn beide nutriënten en zwavel oefent direct hierop invloed uit, daarom staan deze drie stoffen nog onder voedingsstoffen. Het verdient echter aanbeveling om iedere component afzonderlijk in het schema op te nemen en de verzamelgroep voedingsstoffen op te heffen.

Fosfaat

Geen opmerkingen omdat een van de belangrijkste factoren is binnen de voedingsstoffen.

Stikstof

Stikstof is alleen door de experts genoemd voor macrofyten in (zwak) brakke wateren. Stikstof is direct van belang voor alle primaire producenten en een belangrijke factor van de voedingsstoffen. Stikstof is daarom voorlopig ondergebracht (betreft alleen de (zwak) brakke wateren).

Zwavel

Sulfaat heeft invloed op de fosfaathuishouding, bijvoorbeeld wanneer aangevoerd met inlaatwater en valt daarmee onder nutriënten. Sulfaat is direct van belang voor de voedingsstofhuishouding.

Helderheid

De helderheid van de waterkolom bepaalt het lichtklimaat. Licht is daarmee de sleutelfactor en helderheid verval.

Milieuvreemde stoffen

Milieuvreemde stoffen komen, zoals de naam al zegt, niet van nature voor, maar worden door de mens ingebracht. Dit is een aparte categorie die wel is gescoord door de algenexperts maar niet door de anderen. Andere experts hebben toxiciteit wel benoemd als zijnde van belang en bij bepaalde concentraties allesoverheersend. Deze factor is apart in het basisschema opgenomen en werkt direct.

Soorten: algen, macrofyten, macrofauna, vissen en zoöplankton

De verschillende interacties tussen soortgroepen zijn nogal inconsistent gescoord. Er zijn drie belangrijke relaties te onderscheiden: i) de rol van macrofyten als substraat/structuur voor algen, macrofauna en vissen, ii) de voedselwebrelaties en iii) de licht/nutriëntenhuishouding. De voedselwebrelaties zijn op orde indien ieder van de KRW-organismengroepen op orde is. Deze zijn buiten beschouwing gelaten. De relatie met licht/nutriënten in de vorm van aangroei is onderdeel van licht en nutriënten. Omdat zoöplankton niet tot de KRW-organismen behoort en het een voedselwebrelatie betreft, worden ze ook buiten beschouwing gelaten. Dat betekent niet dat zoöplankton ecologisch gezien onbelangrijk is. Het toevoegen van zoöplankton wordt aanbevolen.

Voor de macrofauna in langzaam stromende beken, kanalen en brakke wateren en voor vissen in (zwak) brakke wateren zijn scores toegevoegd.

Direct menselijk ingrijpen

Er zijn verschillende vormen van het direct door de mens beïnvloeden van soorten. Bijvoorbeeld het onderhoud (maaien en baggeren), het bevissen, scheepvaart en het uitzetten van soorten. Vergelijkbaar met de milieuvreemde stoffen is deze factor apart in het basisschema opgenomen.

4.6 SYNTHESE VAN DIRECTE RELATIES

Op basis van paragraaf 4.4 en 4.5 zijn alle directe of sleutelfactoren voor de KRW organismengroepen samengevat in Tabel 5.

TABEL 5 OVERZICHT VAN ALLE SLEUTELFACTOREN EN WEGINGSFACTOR PER KRW ORGANISMENGROEP EN HOOFDWATERTYPE (1=STERK, 10=ZWAK)

KRW organismengroep	Hoofd-watertype	tem-pera-tuur	licht	droog-val	stro-ming	connec-tiviteit	diepte	opper-vlak	sub-straat	zuur-graad	silicium	macro-ionen
diatomeeën	beken	4-7	4-7	1-3	4-7				1-3	1-3	4-7	1-3
fytoplankton	stilstaand	4-7	1-3	1-3						1-3	4-7	1-3
diatomeeën	stilstaand	4-7	4-7	1-3					4-7	1-3	4-7	1-3
algen	(zwak) brak	4-7	4-7	1-3					4-7			1-3
submerse macrofyten	lzs beken	5	1	3	2-3				2-3	3		3
	ss beken	5	1	3	1				1			
	sloten	7	1	5					2-3	2		4
	ondiepe meren	7	1-2	2-5					2-3	1-2		8
	diepe meren	8	1						2-3	1-2		4
	(zwak) brak	8	1	3					4			5
macrofauna	lzs beken	1	8	1	1-2				2-3	1		
	ss beken	1-5		1	1-2				3			
	sloten	5	8	1			3		3	1		5 (Cl, Ca)
	kanalen	7	8						5	1		5 (Cl, Ca)
	ondiepe meren	7	8	1			3		3	1		5 (Cl, Ca)
	diepe meren	8	8						10	1-3		5 (Cl, Ca)
	zwak brak	8	8	1			4		1			1 (Cl)
	brak	8	8	1			5		1-5			6 (Cl)
vissen	lzs beken	4	1	1	1	2			1	5		
	ss beken	3		1	1	1			1			
	sloten	4	1	1		8	1	10	10	5		
	kanalen	8	1			8	4	8	1	5		
	ondiepe meren	4	1	1		8	1	10	1	5		
	diepe meren	8	1			8	8	8	8	5		
	zwak brak	8	1	1		3			4			
	brak	8	1	1		8			4			

		organisch materiaal	ammo- nium	zuur- stof	voedings- stoffen	ammoniak, nitriet, sulfide	macro- fyten	milieu- vreemde stoffen	direct menselijk ingrijpen
diatomeeën	beken		4-7		4-7		4-7	4-7	
fytoplankton	stilstaand		4-7		4-7		8-10	4-7	
diatomeeën	stilstaand		4-7		4-7		8-10	4-7	
algen	(zwak) brak		4-7		4-7		4-7	8-10	
submerse macrofyten	lzs beken				1-2				
	ss beken				2-3				
	sloten				1			1-2	4
	ondiepe meren				1-2				
	diepe meren				1-2				
	(zwak) brak				7 (t-N)				
macrofauna	lzs beken	3-4		2-3			3		
	ss beken	4		1			3	?	
	sloten	3		2		via 02	1	5	1-7
	kanalen	3		1			3	4	
	ondiepe meren	3		1			1		
	diepe meren	3		1		via 02			
	zwak brak			2			1		
	brak			2			3		
vissen	lzs beken			2			2		
	ss beken			1			3		
	sloten			4		4	1		
	kanalen			8		8	8		
	ondiepe meren			4		4	1		
	diepe meren			8		8	8		
	zwak brak			1			1		
	brak			1			4		

Gemiddeld zijn er 8 (6-11) factoren per combinatie organismengroep-watertype van belang. Dit zijn de sleutelfactoren waarop met maatregelen direct gestuurd kan worden (Tabel 5).

De factoren of factorcomplexen temperatuur, licht, droogval, substraat, zuurgraad en macrofyten zijn bijna voor alle groepen en typen naar voren gebracht als zijnde van belang. De factor stroming speelt alleen in stromende wateren. Silicium en ammonium zijn alleen voor algen (silicium voor diatomeeën) van belang. Macro-ionen en voedingsstoffen zijn alleen voor planten van belang terwijl chloride, calcium en organisch materiaal alleen voor macrofauna als sleutelfactoren zijn benoemd. Connectiviteit en oppervlak zijn alleen voor vissen van direct belang. Diepte, ammoniak, nitriet en sulfide zijn voor alle fauna van belang. Milieuvreemde stoffen zijn voor de algen en macrofauna en submerse macrofyten in sloten benoemd. Direct menselijk ingrijpen is alleen bij sloten benoemd.

Voor diatomeeën, algen en fytoplankton zijn de meeste sleutelfactoren en wegingsfactoren in alle watertypen bijna hetzelfde. Jammer genoeg hebben de experts de weging van 1-10 vereenvoudigd tot 3 klassen (1-3, 4-7, 8-10). Afwijkingen in sleutelfactoren zijn de factor stroming in stromende wateren en het ontbreken van de factoren zuurgraad en silicium in (zwak) brakke wateren. In de gevallen van afwijkingen in wegingsfactoren betreft dit steeds slechts 1 klasse.

Voor submerse macrofyten geldt ook dat de meeste sleutelfactoren in alle watertypen bijna hetzelfde zijn. Afwijkingen binnen deze organismengroep zijn stroming in stromende wateren, het ontbreken van zuurgraad in snelstromende en (zwak) brakke wateren. Ook macro-ionen spelen in snelstromende wateren geen belangrijke rol.

Voor macrofauna laten de schema's meer verschillen zien. In snelstromende wateren speelt licht nauwelijks een rol, in grote wateren speelt droogval geen rol, stroming speelt alleen in stromende wateren, diepte alleen in ondiepe en (zwak) brakke wateren, zuurgraad, calcium en organisch materiaal niet in (zwak) brakke wateren en tenslotte macrofyten niet in diepe meren.

Ook voor vissen laten de schema's verschillen zien. In snelstromende wateren speelt licht nauwelijks een rol, droogval niet in diepere wateren, stroming alleen in stromende wateren, diepte en oppervlak niet in stromende en (zwak) brakke wateren en tenslotte zuurgraad niet in snelstromende en (zwak) brakke wateren.

Omdat voor algen geen nader onderscheid is gemaakt tussen langzaam en snelstromende wateren, noch tussen diepe en ondiepe stilstaande wateren komen de verschillen daar minder tot uiting. Echter, veel verschillen die benoemd zijn voor submerse macrofyten, macrofauna en vissen, gelden ook voor algen. Bijvoorbeeld het niet van belang zijn van droogval in diepe wateren of van zuurgraad in snelstromende en (zwak) brakke wateren.

De onder anaerobe condities gevormde ammoniak, nitriet en sulfide zijn alleen voor vissen in stilstaande wateren benoemd, maar deze gelden ook voor macrofauna in stilstaande wateren.

TABEL 6

ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN EN ACHTERLIGGENDE SLEUTELPROCESSEN

Sleutelfactor	Sleutelproces
temperatuur	luchttemperatuurregime lichtinval (beschaduwning) lichtdoordringing (helderheid) bodemadsorptie (diepte)
licht	lichtinval (beschaduwning) lichtdoordringing (helderheid)
droogval	verdamping (temperatuur, neerslag) wegzijing (kwel)
stroming	afvoerregime (toevoer) geomorfologie (verhang) morfologische processen (structuurvariatie)
diepte	thermocline (temperatuurhuishouding) lichtinval en -doordringing zuurstofhuishouding
oppervlak	home range
substraat	biologische aanpassingen (aanhechting, structuur, voedsel) toevoer (b.v. bladval, afstroming) hydraulische en morfologische processen macrofytengroei
zuurgraad	neerslag-aandeel chemische processen in bodem of ontbreken daarvan Sphagnumontwikkeling
silicium	oplosbaarheid
macro-ionen	geomorfologie chemische processen in bodem (oplosbaarheid) wateraanvoer
organisch materiaal	toevoer (b.v. bladval, afstroming) afsterven macrofyten (algen) decompositieprocessen
ammonium	decompositieprocessen
zuurstof	productie consumptie aeratie diffusie
voedingsstoffen	toevoer (inwaaien, afstroming, toestroming) decompositieprocessen chemische processen in de bodem depositie
ammoniak, nitriet, sulfide	chemische processen onder anaerobe omstandigheden
macrofyten	voedingsstoffenhuishouding bodemprocessen lichtinval
milieuvreemde stoffen	menselijke lozingen
direct menselijk ingrijpen	onderhoud (maaien, baggeren) biologisch beheer

4.7 DOORKIJK

Het doel van het te ontwikkelen ecologisch raamwerk is het geven van een onderbouwing aan de keuze van de (kosten-)effectieve en alle in samenhang probleem-oplossende maatregelen (completeheid van maatregelen) en het afleiden van passende doelen. Om dit doel te bereiken is kennis nodig van die sleutelfactoren en achterliggende sleutelprocessen (Tabel 6) die direct het ecosysteem functioneren bepalen en die bij gerichte sturing verbetering bewerkstelligen.

In deze visie op aquatisch ecosysteem functioneren en afgeleide parameters voor modelontwikkeling en waterbeheer is een eerste stap gezet om de direct sturende factoren of ecologische sleutelfactoren voor de verschillende organismengroepen in beeld te krijgen. Hierbij gaat het niet alleen om het op basis van expert kennis benoemen van deze sleutelfactoren, maar ook om de keuze te baseren op wetenschappelijke literatuur en de invloed van de factoren onderling te wegen. Het project is erin geslaagd belangrijke sleutelfactoren of groepen daarvan te benoemen en veelal ook een relatieve weging mee te geven. Het project is er niet altijd in geslaagd de sleutelfactoren wetenschappelijk te onderbouwen. Daarnaast heeft nog geen aanscherping van de sleutelfactoren plaats gevonden in de richting van de daadwerkelijk belangrijke aard of te monitoren parameters. Zo is bijvoorbeeld zuurstofgehalte vermeld bij macrofauna, maar gaat het in feite om het minimumgehalte aan zuurstof over een bepaalde tijdseenheid, omdat dit minimumgehalte de overlevingskansen van macrofauna bepaalt. Dit verdient aandacht in een vervolg. Ook is er nog geen volledige balans verkregen in de benadering van iedere organismengroep.

De rol van de benoemde ecologische sleutelfactoren in de modelontwikkeling is van groot belang. De sleutelfactoren zijn de direct sturende factoren voor de organismen en daarmee van het grootste belang voor de ontwikkeling en toestand van het ecosysteem. De sleutelfactoren zijn de abiotische randvoorwaarden om uitspraken te kunnen doen over de ecologische kwaliteit. Voor de KRW-Verkenner en het Volg-en-Stuur Systeem betekent dit dat beide benaderingen ieder van deze ecologische sleutelfactoren moeten kunnen voorspellen of opnemen om een juiste en complete relatie tussen abiotiek en biotiek te verkrijgen. Dit stelt extra eisen aan het abiotische deel van beide benaderingen.

Ecologische sleutelfactoren met wegingen zijn nog niet voldoende om in de KRW-Verkenner abiotiek en biotiek te koppelen. Daarbij is het nodig om vanuit de ecologie de sleutelfactoren per watertype te voorzien van parameterwaarden of grenswaarden waarbinnen de organismengroep (optimaal) functioneert. Dit houdt in dat voor de ecologische sleutelfactoren getalswaarden voor de verschillende maatlatklassen afgeleid moeten worden. Deels kunnen deze afgeleid worden uit de beschikbare monitoringsdata van de waterbeheerders. Echter niet alle sleutelfactoren zijn momenteel onderdeel van de standaard monitoringsprogramma's en zullen uit bestaand onderzoek of expertkennis moeten worden afgeleid. Omgekeerd zouden de ecologische sleutelfactoren ook leidend kunnen worden bij het samenstellen van de monitoringsprogramma's in de toekomst.

Ecologisch zijn vaak niet de gemiddelden of de incidentele getalswaarden van sleutelfactoren van belang. Meestal zijn extremen bepalend. Een eenvoudig voorbeeld is de parameter zuurstof. Zuurstof wordt nog steeds incidenteel tweewekelijks tot maandelijks op een vrij willekeurig moment overdag gemeten in de routinemonitoring. Zuurstof is een ecologische sleutelfactor op het moment dat een minimumwaarde over een bepaalde tijd wordt overschreden. Vaak treedt deze overschreiding op in de vroege ochtenduren, maar dit is sterk

afhankelijk van het weersverloop van de dag. Om zuurstof zinvol te meten zou daarom over perioden van 48-72 uur continu gemeten moeten worden, met een herhaling per seizoen. Dergelijke metingen leveren informatie op over het proces van de zuurstofhuishouding en daarmee ook over het metabolisme van het ecosysteem. Deze informatie is bepalend voor de vraag of het noodzakelijk is om maatregelen t.a.v. de zuurstofhuishouding te nemen.

REFERENTIES

European Environment Agency, 1995. Europe's Environment: The Dobbris Assessment. Earthscan, London.

Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P.F.M. & Friberg, N., 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research* 44: 120-209.

Jaarsma, N., M. Klinge & R. Pot (red), 2007. Achtergronddocument referenties en maatlatten visserij ten behoeve van de kaderrichtlijn water

Poff, N. L., Brinson, M. M. & Day Jr, J. W. 2002 Aquatic ecosystems and global climate change: Arlington, VA: Pew Center on Global Climate Change.

Poff, N.L., and J.V. Ward. 1990. "The Physical Habitat Template of Lotic Systems: Recovery in the Context of Historical Pattern of Spatio-Temporal Heterogeneity." *Environmental Management* 14:629-646.

Poff, N.L.R., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409. potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States.

Quak, J., 1993. De Visstand in stromende wateren. In: RAAT, A. J. P. (ed.) *Vismigratie, Visgeleiding en Vispassages in Nederland*. Nieuwegein: Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij.

Southwood T. R. E., 1988. Tactics, Strategies and Templets. *Oikos* 52 (1): 3-18.

Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? Presidential address to British Ecological Society, 5 January 1977. *Journal of Animal Ecology* 46 (2): 337-365.

Townsend, C.R. & Hildrew, A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265- 275.

Verdonschot, P.F.M., Driessen, J.M.C., Mosterdijk, H.G. & Schot, J.A., 1998. The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In: H.O. Hansen & B.L. Madsen, *River Restoration '96, Session lectures proceedings*. International Conference arranged by the European Centre for River Restoration: 36-44. National Environmental Research Institute, Denmark.

BIJLAGE 1

DOOR FACTOREN WEERGEGEVEN PATRONEN EN PROCESSEN

SYSTEEMVOORWAARDEN

Klimaat

Temperatuur =	temperatuurhuishouding: verdamping; fysiologie, groei (biomassa), reproductie en levenscyclus van soorten; snelheid chemische processen (bv decompositie, mineralisatie, spiraallengte); ijsvorming; thermofilie; voedselweb-mismatch bij opwarming; fenologie (groeiseizoen).
Neerslag =	neerslagprocessen: afstroming; infiltratie; verzuring.
Licht =	instraling: lichtinval, radiatie; stratificering; groei; primaire productie; daglengte; golflengte.
Wind =	windwerking: golfslag; waterbeweging; destratificering.

Geomorfologie

Hoogteverschil =	versnelling afvoer en stroomsnelheid: zie afvoer en stroomsnelheid.
------------------	---

Geologie

Bodem zuurgraad =	zuur-base evenwicht: fysiologie.
Calcium =	verharding; fysiologie.

STROMING

Grondwater =	grondwaterstromen en -processen.
Kwel =	kwelprocessen: processen van lokale en regionale en van ondiepe en diepe kwel of combinaties daarvan; zoute kwel (verzilting).
Wegzijging =	infiltratieprocessen: processen van wegzijging.
Hydrologie =	waterhuishouding.
Afstroming =	processen van oppervlakkige en ondiepe afstroming; af- en uitspoeling voedingsstoffen, sulfaat; afspoeling voedingsstoffen, organisch materiaal, milieuvreemde stoffen; erosie omliggende gronden (resuspensie, vertroebeling, limitatie primaire productie).
Inundatie =	overstromingsprocessen: berging, retentie; vernatting; mineralisatie.
Afvoer =	afvoerdynamiek: verhoging veelal erosie, substraatdynamiek, verleniging spiralen, verslechtering zuurstofhuishouding, vertroebeling, fysische stress soorten, drift, inundatie; verlaging veelal sedimentatie, stabilisering, verslibbing, kortere spiralen, meer organisch materiaal, minder zuurstof, verlaging stroomsnelheden.
Peil, droogval =	peildynamiek: verlaging/droogval veelal verdroging, oever- en/of bodem-mineralisatie, indamping (met toename hardheid en buffercapaciteit), inlaat (gebiedsvreemd water); wisseling veelal versnelde mineralisatie van droogvallende delen, schommelingen bicarbonaat (bij kalkrijk); verhoging veelal fosfaatbinding; levenscyclusaanpassingen; peilbeheer.

Verblijftijd =	retentie: verlenging veelal minder waterbeweging, voedselverrijking; verkorting veelal meer waterbeweging, voedselverrijking.
Hydraulica =	stromingsprocessen.
Stroomsnelheid =	stromingsdynamiek: reeratie; transport stoffen en materiaal; erosie-sedimentatie; drift
Waterbeweging =	turbulentie: circulatiestromen; resuspensie, opwerveling en vertroebeling met negatieve effecten op zuurstofhuishouding, lichtdoordringing, limitatie primaire productie; golfslag (erosie [oost-]oeverafslag, losslaan planten, beperking verlanding); destabilisering sediment; slibafzetting/sedimentatie.
Stratificatie =	vorming spronglaag (seizoenverschijnsel): hypolimnion zuurstofverarming, kouder; destratificatie verandering zuurstofhuishouding; winterstratificatie warmere onderlaag 4oC.

STRUCTUREN

Lengteprofiel =	loopontwikkeling: lengteprofielontwikkeling; sinuositeit; afvoerdynamiek demping; water vasthouden; substraatvariabiliteit.
Dwarsprofiel, oevervorm =	taludontwikkeling.
Verlanding =	verlanding: successie.
Breedte, diepte =	dimensies:.
Substraat =	substraatstabiliteit en -mozaïeken.
Connectiviteit =	verbindingen; migratie; dispersiecapaciteit; exoten; ziekten, parasieten.

STOFFEN = STOFSTROMEN (CYCLI EN SPIRALEN)

Macroïonen

Chloride:	saltspray; bij indamping; zoute kwel; chloride fluctuaties; fysiologische (osmoregulatie) en gedragsaanpassingen; 'Kromme van Remane' (brakwaterminimum).
Bicarbonaat =	buffering:
Organisch materiaal =	Ammonium
Zuurstof =	zuurstofhuishouding: zuurstofdepletie (anaerobie)
Voedingsstoffen =	nutriëntenhuishouding (cycli, spiralen en stromen): productie-decompositie; microbiële afbraakprocessen / mineralisatie (afbraak organisch materiaal en vrijkomen voedingsstoffen); eutrofiering; productie (plantengroei en -bloei); extremen zoals algenbloei, omslag helder-troebel, lichtlimitatie; sulfaatreductie
Fosfaat =	fosfaathuishouding:
Stikstof =	stikstofhuishouding: (de)nitrificatie;

MILIEUVREEMDE STOFFEN

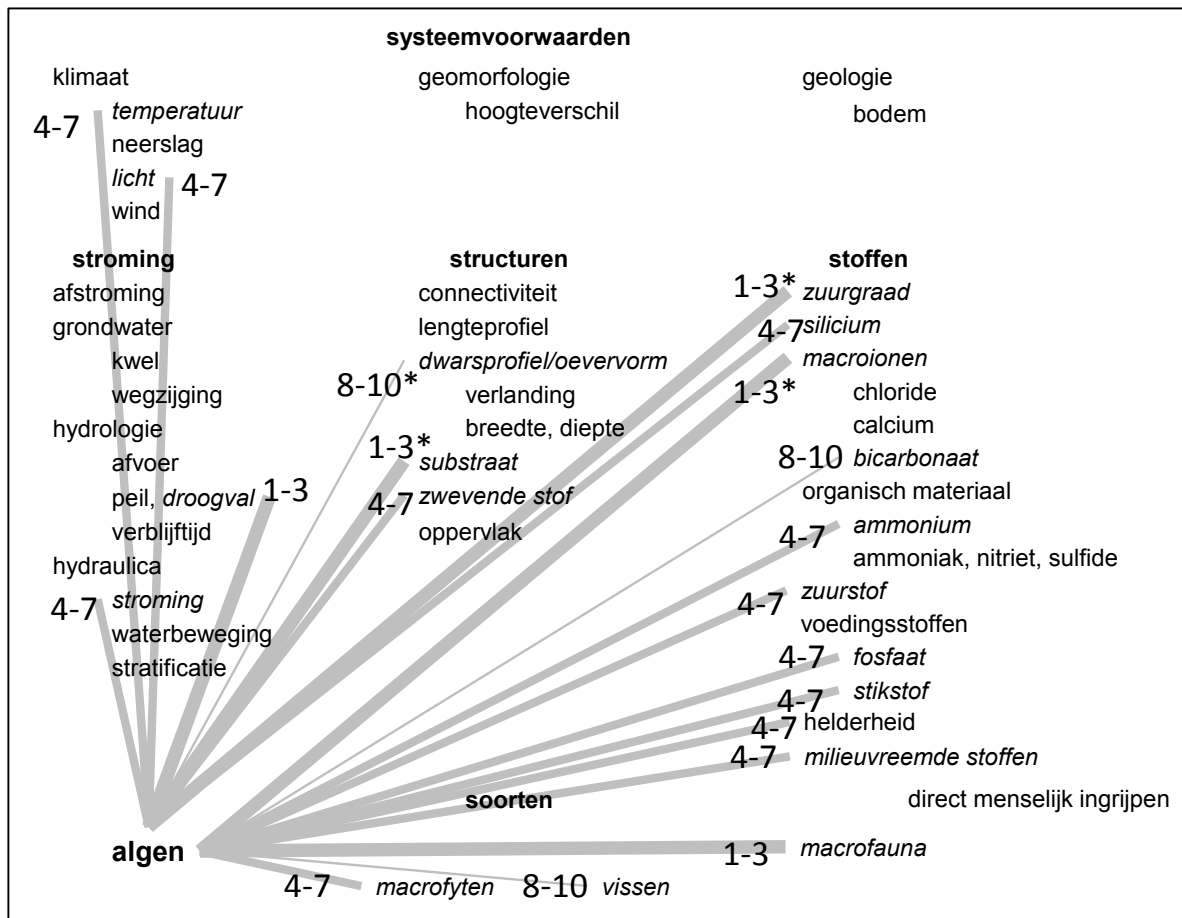
Soorten =	voedselwebben (bv predatie-prooi), interacties (bv competitie), demografie populaties (bv aanwas, sterfte), levenswijze en -cycli (bv groei, reproductie, fenologie)
Algen =	primaire productie/assimilatie eencelligen: fytoplankton/algenbloei (zuurstofdepletie nacht, productie cyanotoxines); flabvorming ('floating algal beds': lichtlimitatie); kroosvorming (lichtlimitatie, zuurstofdepletie).
Macrofyten =	primaire productie/assimilatie meercelligen; verlanding; successie.
Macrofauna =	secundaire productie.
Vissen =	secundaire productie.

BIJLAGE 2

SCHEMA'S VAN SLEUTELFACTOR RELATIES MET KRW-ORGANISMENGROEPEN

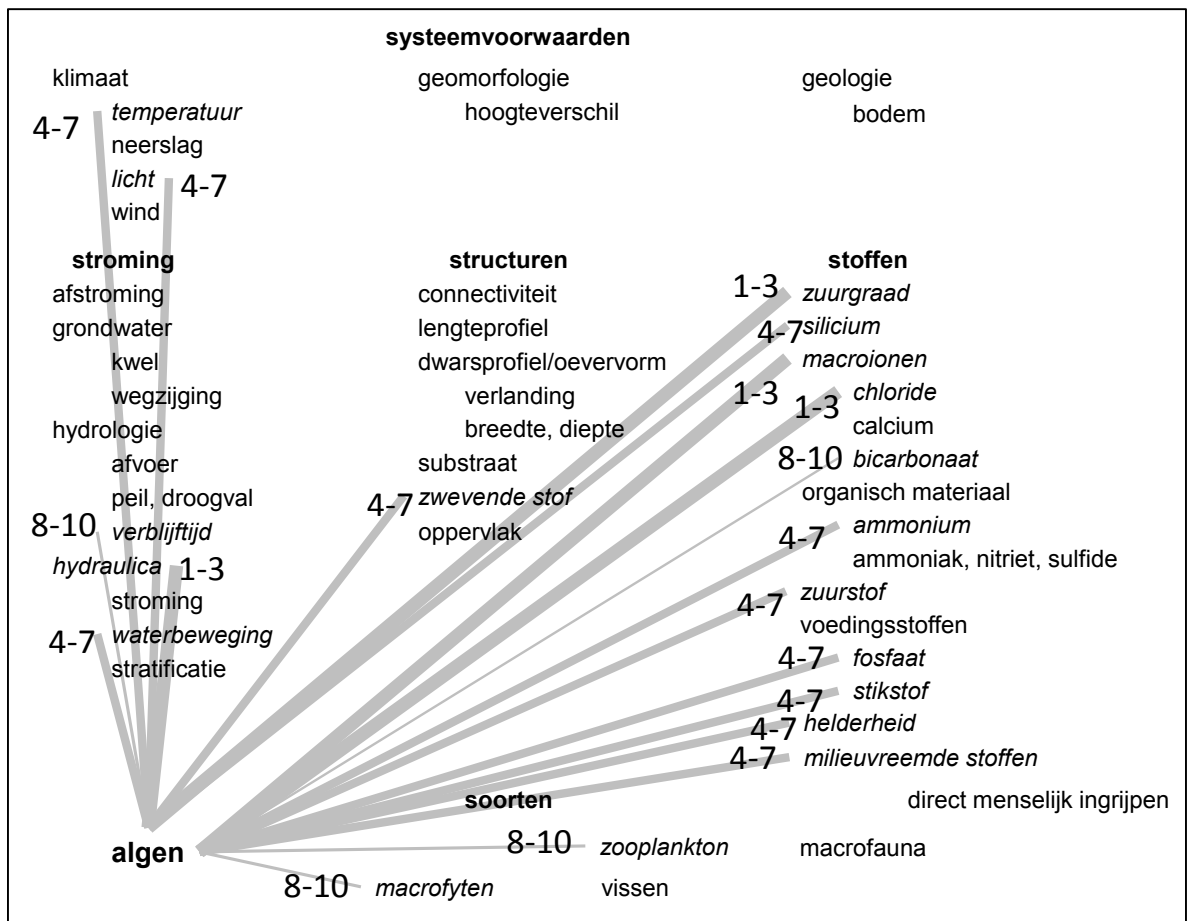
KRW-ORGANISMENGROEP: ALGEN

LANGZAAM EN SNELSTROMENDE BEKEN – DIATOMEEËN

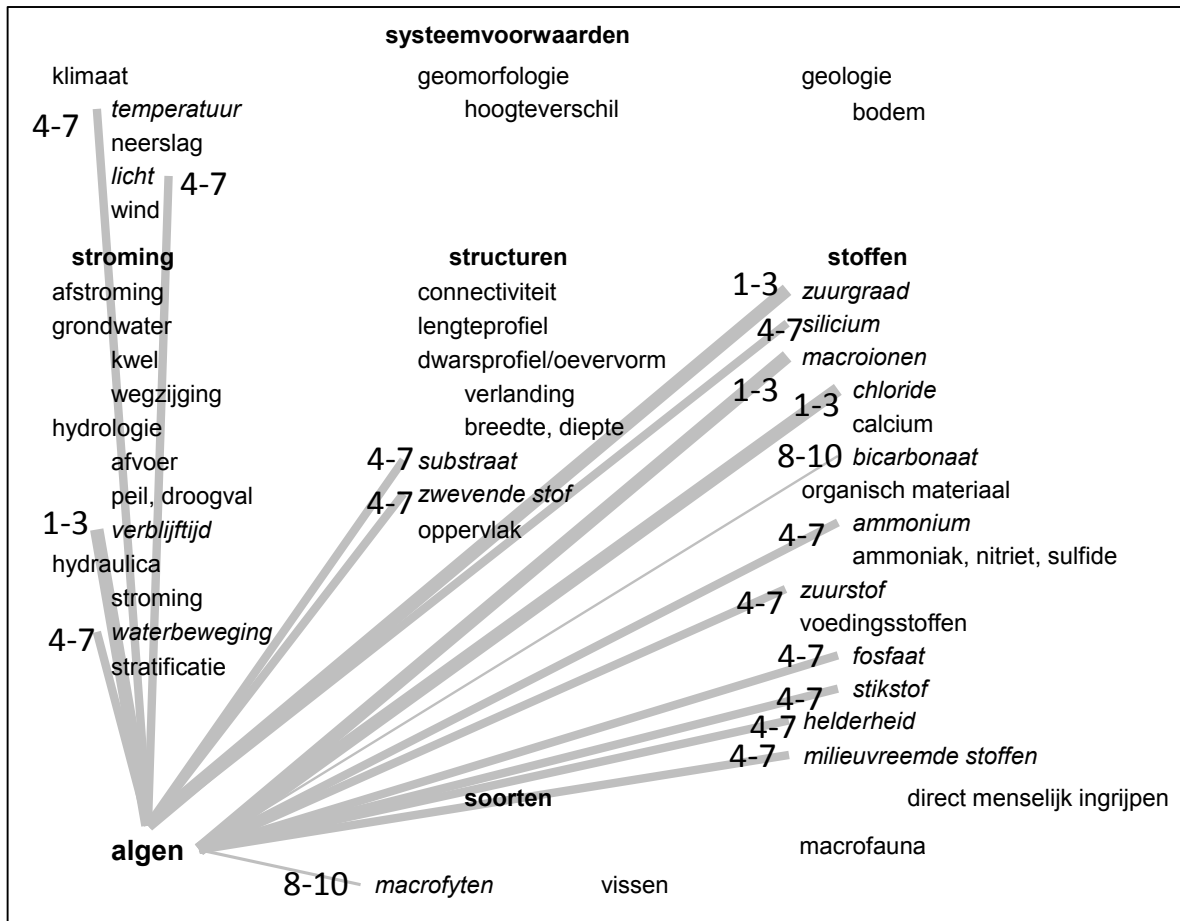


*op soortniveau

SLOTEN, KANALEN, ONDIEPE EN DIEPE MEREN – FYTOPLANKTON



SLOTEN, KANALEN, ONDIEPE EN DIEPE MEREN – DIATOMEEËN



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP ALGEN

ALGEMEEN

Algemeen: Aberle & Wiltshire, 2006; Borics et al., 2003; Charles et al., 2006; Kelly et al., 2008; Padisák, 1993; Peterson & Stevenson, 1992; Soininen, 2003; Soininen & Könönen, 2004; Soininen et al., 2004; Soininen, 2005; Soininen, 2007; Werner & Köhler, 2005

Temperatuur: De Senerpont Domis et al. 2007; Paerl & Huisman, 2008; Van der Grinten et al. 2005; Yun et al., 2010

Licht: Kruk et al., 2002

Bodem: Barbiero, 2000; Laugaste & Pork, 1996

Grondwater: Kruk et al., 2002

Peil/droogval: Heinsalu et al., 2008; Wiklund et al., 2010

Verblijftijd: Schagerl et al., 2009; Lucas et al., 2009; Soballe & Kimmel, 1987

Beweging/turbulentie: Goldenberg & Lehman, 2012; Reynolds et al., 1982; Reynolds et al., 1984; Reynolds & Walsby, 1975

Import/flushing: KöhlerJ & Hoeg, 2000

Diepte: Moos et al., 2005; Moss et al., 1997

Oevervorm: Bondar et al., 2006

Stoffen: Philibert et al., 2006; Stevenson, 1984; Kelly & Whitton, 1995; Kelly et al., 1995; Rimet, 2012; Denys, 2007; Charles et al., 2006; Eloranta & Soininen, 2002; Kitner & Poulickova, 2003; Schönfelder et al., 2002; Reynolds & Walsby, 1975 Shapiro, 1990; Talling, 1976; McGowan et al., 1999

Bicarbonaat: Philibert & Prairie, 2002; Tison et al., 2005; Lek et al., 2004; Shapiro, 1990

Fosfaat: Miller et al., 1992; Winter & Duthie, 2000

Stikstof: Niedermayr & Schagerl, 2010

Silicium: Hausmann & Pienitz, 2009

Koolstof: Ibelings & Maberly, 1998

Toxicanten: Gold et al., 2003; Morin et al., 2012

Macrofyten: Vermaire & Gregory-Eaves 2008

ONDIEPE EN DIEPE MEREN

Seizoen: Jørgensen, 1948; Raeder et al., 1997; Stevenson et al., 1996; Roos et al., 1981

Temperatuur: Smol & Stoermer, 2010; Soininen, 2007; Stevenson et al., 1996; Bigler & Hall 2002; Lotter et al., 1997; Schmidt et al., 2004; Vilbaste & Truu, 2003; Weckström et al., 1997

Licht: Kolbe, 1932; Stevenson et al., 1996

Hoogteverschil: Soininen, 2007; Weckström et al., 1997

Kwel: Ter Braak, 1987

Droogval/peil: Smol & Stoermer, 2010; Kolbe, 1932

Beweging/turbulentie: Stevenson et al., 1996

Habitatvariatie(verlanding: Stevenson et al., 1996

Breedte / oppervlakte: Smol & Stoermer, 2010; Ter Braak, 1987; Vermaire et al., 2011,

Diepte: Jørgensen, 1948; Smol & Stoermer, 2010; Soininen, 2007; Chohnoky, 1929; Raeder et al., 1997; Vermaire et al., 2011; Schmidt et al., 2004; Werner & Smol, 2005

Substraat (o.a. macrofyten): Jørgensen, 1948; Smol & Stoermer, 2010; Raeder et al. 1997; Stevenson et al. 1996; Round, 1981; Buczko, 2007; Cox, 1988; Messyas & Kuczynska-Kippen, 2006

Zuurgraad (pH): Jørgensen, 1948; Smol & Stoermer, 2010; Soininen, 2007; Denys, 2006; Denys, 2007; Bigler & Hall, 2002; Chen et al., 2008; Gottschalk & Kahlert, 2012; Kingston et al., 1992; Schmidt et al., 2004; Vyverman et al., 1996; Weckström et al., 1997; Werner & Smol, 2005

Calcium: Vyverman et al., 1996; King et al., 2000

Chloride: Smol & Stoermer, 2010; Denys, 2006

Macro-ionen: Soininen, 2007; Denys, 2006; Ter Braak, 1987

Bicarbonaat-alkaliniteit: Soininen, 2007; Denys, 2007; Rimet, 2012; DeNicola et al. 2004, Lotter et al., 1997; Werner & Smol, 2005

Organisch afbreekbaar materiaal (saprobie, organische stikstof): Ter Braak, 1987; Vilbaste & Truu, 2003

DOC – humus: Soininen, 2007; Kingston et al., 1992; Vermaire et al., 2011; Schmidt et al., 2004

Zuurstof: Ter Braak, 1987

Nutriënten (trofie): Van der Werff & Huls, 1957-1974; Jørgensen, 1948; Stevenson et al. 1996; Vermaire et al., 2011; Gottschalk & Kahlert 2012; Vilbaste & Truu, 2003; Stenger-Kovacs et al., 2007; Werner & Smol, 2005

Fosfaat: Smol & Stoermer, 2010; Soininen, 2007; Stevenson et al. 1996; Denys, 2006; Denys, 2007; Bennion et al., 1996; Carrick et al., 1988; Chen et al., 2008; Fairchild et al., 1985; Hall & Smol 1999; Lotter et al., 1998; Poulíková et al., 2004; Raeder & Busse, 2001; King et al., 2000

Silicium: Soininen, 2007; Werner, 1977; Denys, 2006; Ter Braak, 1987; Carrick et al., 1988

Anorganische stikstof: Soininen, 2007; Ter Braak, 1987; Carrick et al., 1988; Fairchild et al., 1985

Macrofauna (begrazing): Roos, et al. 1981

Vissen (begrazing): Smol & Stoermer, 2010

Zware metalen, incl. aluminium: Soininen, 2007; Cattaneo et al., 2004; Kingston et al., 1992; Medley & Clements, 1998

Pesticiden: Stevenson et al., 1996

Macrofyten (biomassa): Vermaire et al., 2011

LANGZAAM EN SNELSTROMENDE BEKEN

Seizoen: Stevenson et al., 1996; Krejci & Lowe 1987

Temperatuur: Soininen, 2007; Stevenson et al., 1996; Fisher et al., 2010; Lavoie et al., 2005

Licht: Stevenson et al., 1996; Lavoie et al. 2005 (turbiditeit),

Hoogteverschil: Soininen, 2007; Potapova & Charles, 2002; Fisher et al., 2010

Droogval/peil: Smol & Stoermer, 2010;

Stroomsnelheid: Stevenson et al., 1996; Potapova & Charles, 2002;

Beweging/turbulentie: Stevenson et al., 1996; Rimet, 2012;

Habitatvariatie(verlanding): Juggins, 1992; Stevenson et al., 1996

Substraat (o.a. macrofyten) Soininen, 2007; Stevenson et al., 1996; Round, 1981; Kutka & Richards, 1996; Townsend & Gell, 2005

Zuurgraad (pH): Smol & Stoermer, 2010; Van Dam & Mertens, 1995; Soininen, 2007; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Fisher et al., 2010; Lavoie et al., 2005

Chloride: Hustedt, 1957; Soininen, 2007; Juggins, 1992; Kolbe, 1927; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Hofmann 1997

Macro-ionen Soininen, 2007; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Potapova & Charles, 2003; Blinn & Bailey, 2001; Fisher et al., 2010; Lavoie et al., 2005; Munn et al., 2002; Ponader et al., 2008

Bicarbonaat-alkaliniteit: Soininen, 2007; Potapova & Charles, 2003

Organisch afbreekbaar materiaal (saprobie, organische stikstof): Hustedt, 1957; Soininen, 2007; Lange-Bertalot, 1978; Lange-Bertalot, 1979; Rimet, 2012

DOC – humus: Lavoie et al., 2005

Ammonium: Potapova & Charles, 2002; Fisher et al., 2010

Zuurstof: Hustedt, 1957; Lange-Bertalot, 1979

Nutriënten (trofie): Hustedt, 1957; Van der Werff & Huls, 1957-1974; Stevenson et al., 1996; Rott et al., 2003; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Biggs et al., 1998; Lobo et al., 2010; Lavoie et al., 2005; Kelly et al., 2009

Fosfaat: Soininen, 2007; Stevenson et al., 1996; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Blinn & Bailey, 2001; Munn et al., 2002; Ponader et al., 2008; Pringle & Bowers, 1983

Silicium: Soininen, 2007; Fisher et al., 2010

Anorganische stikstof: Soininen, 2007; Rimet, 2012; Potapova & Charles, 2002; Munn et al., 2002

Macrofauna (begrazing): Stevenson et al., 1996; Biggs et al., 1998; Hirst et al., 2004

Zware metalen (incl. aluminium): Soininen, 2007; Rimet, 2012; Ivorra i Castella, 2000; Besch et al., 1972; Duong et al., 2008

Pesticiden: Rimet, 2012; Morin et al., 2009; Rimet & Bouchez, 2010

Zwevende stof: Reavie & Smol, 1998

ZOETE WATEREN

Hoogteverschil: Vyverman, 1992

Droogval/peil: Van der Werff & Huls, 1957-1974; Van Dam et al., 1994;

Substraat (o.a. macrofyten): Van der Werff & Huls, 1957-1974

Zuurgraad (pH): Hustedt, 1939; Van der Werff & Huls, 1957-1974; Van Dam et al., 1994; Cholnoky, 1968; Schönfelder et al., 2002

Chloride: Schönfelder et al., 2002

Bicarbonaat-alkaliniteit: Schönfelder et al., 2002

Organisch afbreekbaar materiaal (saprobie, organische stikstof): Van der Werff & Huls, 1957-1974; Cholnoky, 1968; Van Dam et al., 1994; Hellebust & Lewin, 1977; Sláde ek, 1986; Sláde ek, 1973; Werner, 1977

Zuurstof: Cholnoky, 1968; Van Dam et al., 1994;

Nutriënten (trofie): Van der Werff & Huls, 1957-1974; Van Dam et al., 1994; Besse-Lototskaya et al., 2011; Schönfelder et al., 2002

Fosfaat: Gaiser et al., 2006

Zware metalen (incl. aluminium): Stevenson et al., 1996; Morin et al., 2012

Pesticiden: Debenest et al., 2009

BRAK

Temperatuur: Snoeijs, 1999

Droogval/peil: Van der Werff & Huls, 1957-1974

Beweging/turbulentie: Ulanova & Snoeijs, 2007

Diepte: Weckström & Juggins, 2005

Substraat (o.a. macrofyten): Van der Werff & Huls, 1957-1974;

Chloride: Hustedt, 1957; Van der Werff & Huls, 1957-1974; Van Dam et al., 1994; Snoeijs 1999; Ulanova & Snoeijs, 2007; Weckström & Juggins, 2005

Organisch afbreekbaar materiaal (saprobie, organische stikstof): Admiraal et al., 1987; Hellebust & Lewin, 1977; Werner, 1977

Zuurstof: Cholnoky, 1968

Nutriënten (trofie): Van der Werff & Huls, 1957-1974; Snoeijs, 1999; Stachura-Suchoples, 2001; Ulanova & Snoeijs, 2007; Weckström & Juggins, 2005

REFERENTIES

Aberle, N. and K. H. Wiltshire, 2006: Seasonality and diversity patterns of microphytobenthos in a mesotrophic lake. – *Arch. Hydrobiol.* 167: 447–465.

Admiraal, W., C. Riaux-Gobin, R.W.P.H. Laane, (1987): Interactions of ammonium, nitrate, and D- and L-amino acids in the nitrogen assimilation of two species of estuarine benthic diatoms. *Marine Ecology Progress Series* 40: 267-273.

Barbiero RP (2000) A multi-lake comparison of epilithic diatom communities on natural and artificial substrates *Hydrobiologia* 438: 157–170.

Bennion H, Juggins S, Anderson NJ 1996 Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. *Env Sci Technol* 30: 2004-2007.

Besch WK, Ricard M, Cantin R 1972 Benthic diatoms as indicators of mining pollution in the Northwest Miramichi river system, New Brunswick, Canada. *Int Rev ges Hydrobiol* 57: 39-74.

Besse-Lototskaya, A., P.F.M. Verdonschot, M. Coste, B. Van de Vijver (2011): Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators* 11: 456-467.

Biggs BJF, Kilroy C, Lowe RL 1998 Periphyton development in three valley segments of a New Zealand grassland river: test of a habitat matrix conceptual model within a catchment. *Arch Hydrobiol* 143: 147-177.

Bigler C & Hall R 2002 Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *J Paleolimnol* 27: 97-115.

Blinn DW & Bailey PCE 2001 Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: a response to secondary salinization. *Hydrobiologia* 466: 231-244.

Bondar E, Pinay G, Preiner S, Schiemer F & Hein T (2006) Hydromorphology controlling phytobenthos development and productivity along shorelines of a large river: an experimental approach. In: *Proceedings 36th International Conference of IAD, Vienna 2006*. Austrian Committee DanubeResearch / IAD, Vienna.

Borics, G., B. Tóthmérész, I. Grigorszky, J. Padisák, G. Várbíró and S. Szabó, 2003: Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. – *Hydrobiologia* 502: 145–155.

Buczko K 2007 The occurrence of the epiphytic diatom *Lemnicola hungarica* on different European Lemnaceae species. *Fottea* 7: 77-84.

Carrick HJ, Lowe RL, Rotenberry JT 1998 Guilds of benthic algae along nutrient gradients: relationships to algal community diversity. *J N Am Benthol Soc* 7: 117-128.

Cattaneo A, Couillard Y, Wunsam S, Courcelles M. 2004 Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *J Paleolimnol* 32: 163-175.

Charles, D. F., F. W. Acker, D. D. Hart, C. W. Reimer and P. B. Cotter, 2006: Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: Rivers of the eastern United States. – *Hydrobiologia* 561: 27 –57.

Chen G, Dalton C, Leira M, Taylor D 2008 Diatom-based total phosphorus (TP) and pH transfer functions for the Irish Ecoregion. *J Paleolimnol* 40: 143-163.

Cholnoky, B.J. (1929): Epiphyten-Untersuchung im Balatonsee. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 22: 313-345.

Cholnoky, B.J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Cramer, Lehre. 699p.

Cox EJ 1988 Has the role of the substratum been underestimated for algal distribution patterns in freshwater ecosystems? Biofouling 1: 49-63.

De Senerpont Domis LN, Mooij WM & Huisman J (2007) Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. Hydrobiologia 584: 403-413.

Debenest T, Pinelli E., Coste M., Silvestre J., Mazzella N., Madigou C., Delmas F. 2009 Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. Aquat Toxicol 93: 11-17.

DeNicola DM, De Eyto E, Wemaere A, Irvine K 2004 Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes. J Phycol 40: 481-495.

Denys, L. (2006): Calibration of littoral diatoms to water chemistry in standing fresh waters (Flanders, lower Belgium): inference models for historical sediment assemblages. Journal of Paleolimnology 35: 763-787.

Denys, L. (2007): Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). Journal of Paleolimnology 38: 97-116.

Duong TT, Morin S, Herlory O, Feurtet-Mazel A, Coste M, Boudou A 2008 Seasonal effects of cadmium accumulation in periphytic diatom communities of freshwater biofilms. Aquat Toxicol 90: 19-28.

Eloranta P & Soininen J (2002) Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. Journal of Applied Phycology 14: 1-7.

Fairchild GW, Lowe R.L, Richardson WB 1985 Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay. Ecology 66: 465-472.

Fisher J, Deflandre-Vlandas A, Coste M, Delmas F, Jarvie HP 2010 Assemblage grouping of European benthic diatoms as indicators of trophic status of rivers. Fund Appl Limnol 176: 89-100.

Gaiser EE, Childers DL, Jones RD, Richards JH, Scinto LJ, Trexler JC 2006 Periphyton responses to eutrophication in the Florida Everglades: Cross-system patterns of structural and compositional change. Limnol Oceanogr 51: 617-630.

Gold C, Feurtet-Mazel A, Coste M & Boudou A (2003) Impacts of Cd and Zn on the Development of Periphytic Diatom Communities in Artificial Streams Located Along a River Pollution Gradient Arch. Environ. Contam. Toxicol. 44: 189-197.

Goldenberg SZ & Lehman JT (2012) Diatom response to the whole lake manipulation of a eutrophic urban impoundment Hydrobiologia 691:71-80.

Gottschalk S. & Kahlert M 2012 Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. Hydrobiologia doi10.1007/s10750-012-1128-7

Hall RI & Smol JP 1999 Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer EF & Smol JP eds The diatoms: applications for the environmental sciences, Cambridge Univ Press, Cambridge, 128-168.

- Hausmann S & Pienitz R (2009) Seasonal water chemistry and diatom changes in six boreal lakes of the Laurentian Mountains (Que ´bec, Canada): impacts of climate and timber harvesting. *Hydrobiologia* 635:1–14.
- Haute Mauricie): the possible role of epilimnetic CO concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 27: 465–480.
- Heinsalu A, Luup H, Alliksaar T, Nõges P & Nõges T (2008) Water level changes in a large shallow lake as reflected by the plankton:periphyton-ratio of sedimentary diatoms *Hydrobiologia* 599:23–30.
- Hellebust, J.A., J. Lewin (1977): Heterotrophic nutrition. In: Werner, D. The biology of diatoms. Botanical Monographs 13. Blackwell, London. 169-197.
- Hirst H, Chaud F, Delabie C, Jüttner I, Ormerod SJ 2004 Assessing the short-term response of stream diatoms to acidity using inter-basin transplantations and chemical diffusing substrates. *Freshw Biol* 49: 1072-1088.
- Hofmann G 1997 Diatom communities in the rivers Werra and Ulster(Germany) and their response to reduced salinity. *Limnologica* 27: 77-84.
- Hustedt, F. (1939): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. III. Die ökologische Faktoren und ihr Einfluss auf die Diatomeenflora. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 16: 274-394.
- Hustedt, F. (1957): Die Diatomeenflora des Flusssystem der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen* 34: 181-440.
- Ibelings BW, Maberly SC (1998) Photoinhibition and the availability of inorganic carbon restrict photosynthesis by surface blooms of cyanobacteria. *Limnol Oceanogr* 43: 408–19.
- Ivorra i Castella, N. (2000): Metal induced succession in benthic diatom consortia. *Academisch Proefschrift, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.* 163p.
- Jørgensen, E.G. (1948): Diatom communities in some Danish lakes and ponds. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter* 5(2): 1-140.
- Juggins, S. (1992): Diatoms in the Thames estuary, England: Ecology, palaeoecology, and salinity transfer function. *Bibliotheca Diatomologica* 25. Cramer, Berlin. 216p.
- Kelly M.G., King L., Jones R.I., Barker P.A. & Jamieson B.J. (2008) Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes *Hydrobiologia* 610:125–129.
- Kelly M.G., Penny C.J. & Whitton B.A. (1995) Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302 : 179-188.
- Kelly MG & Whitton BA (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kelly MG, Haigh A, Colette J, Zgrundo A. 2009 Effect of environmental improvements on the diatoms of the River Axe, southern England. *Fottea* 9: 343-349.
- King L, Barker P, Jones RI 2000 Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshw Biol* 45: 425-442.
- Kingston JC, Birks HJB, Uutala AJ, Cumming BF, Smol JP 1992 Assessing trends in fishery resources and lake water aluminium from paleolimnological analyses of siliceous algae. *Can J Fish Aq Sci* 49: 116-1127.

- Kitner M & Poulickova A (2003) Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509: 519–524.
- Köhler J & Hoeg S (2000) Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. *Hydrobiologia* 424: 13-24.
- Kolbe, R.W. (1927): Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. *Pflanzenforschung* 7: 11-13, 107-143.
- Kolbe, R.W. (1932): Grundlinien einer allgemeinen Ökologie der Diatomeen. *Ergebnisse der Biologie* 8: 221-348.
- Krejci ME & Lowe RL 1987 The seasonal occurrence of macroscopic colonies of *Meridion circulare* (Bacillariophyceae) in a spring-fed brook. *Trans Am Micr Soc* 106: 173-178.
- Kruk C, Mazzeo N, Lacerot G & Reynolds CS (2002). Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J Plankton Res* 24: 901-912.
- Kutka FJ & Richards C 1996 Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *J N Am Benth Soc* 15: 469-480.
- Lange-Bertalot, H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 51: 393-427.
- Lange-Bertalot, H. (1979): Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 56: 184-219.
- Laugaste R & Pork M (1996) Diatoms of Lake Peipsi-Pihkva : a floristic and ecological review *Hydrobiologia* 338 : 63-76.
- Lavoie I, Campeau S, Grenier M, Dillon PJ 2005 A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Can J Fish Aq Sci* 8: 1793-1811.
- Lek S., Scardi M., Verdonchot P.F.M., Descy J.P. and Park Y.S. (eds), 2005. Modelling community structure in freshwater ecosystems. Springer, Berlin. 518 pp. + cd-rom.
- Lobo EA, Wetzel C, Ector L, Katoh K, Blanco S, Mayama S 2010 Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica* 29: 323-340.
- Lotter A, Birks HJB, Hofmann W, Marchetto A 1997 Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. *J Paleolimnol* 18: 395-420.
- Lotter A, Birks HJB, Hofmann W, Marchetto A 1998 Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *J Paleolimnol* 19: 443-463.
- Lucas LV, Thompson JK & Brown LR (2009) Why are diverse relationships observed between phytoplankton biomass and transport time? *Limnol. Oceanogr.* 54(1): 381–390
- McGowan S, Britton G, Haworth E & Moss B (1999) Ancient blue-green blooms. *Limnol Oceanogr* 44: 436-439.
- Medley CN, Clements WH 1998 Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecol Appl* 8: 631-644.

- Messyasz B, Kuczynska-Kippen N (2006) Periphytic algal communities: A comparison of *Typha angustifolia* L. and *Chara tomentosa* L. beds in three shallow lakes (West Poland). *Pol J Ecol* 54: 15-27
- Miller MC, DeOliveira P & Gibeau GG (1992) Epilithic diatom community response to years of PO₄ fertilization: Kuparuk River, Alaska (68 N Lat.) *Hydrobiologia* 240: 103-119.
- Moos MT, Laird KR & Cumming BF (2005) Diatom assemblages and water depth in Lake 239 (Experimental Lakes Area, Ontario): implications for paleoclimatic studies. *Journal of Paleolimnology* 34:217-227.
- Morin, S., A. Cordonier, I. Lavoie, A. Arini, S. Blanco, T.T. Duong, E. Tornés, B. Bonet, N. Corcoll, L. Faggiano, M. Laviale, F. Pérès, E. Bécares, M. Coste, A. Feurtet-Mazel, C. Fortin, H. Guasch & S. Sabater, H. Guasch, S. Sabater (2012): Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: A. Geiszinger, H. Guasch & A. Ginebreda (Eds). *Emerging and priority pollutants: Bringing science into river management plans. The Handbook of Environmental Chemistry* 19: 117-146. Springer, Berlin
- Morin, S., M. Bottin, N. Mazzella, F. Macary, F. Delmas, P. Winterton & M. Coste (2009): Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology* 94: 28-39.
- Moss B, Beklioglu M, Carvalho LR, Kilinc S, McGowan S & Stephen D (1997) Vertically-challenged limnology; contrasts between deep and shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 257-267.
- Munn MD, Black RW, Gruber SJ (2002) Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *J N Am Benthol Soc* 21: 221-237.
- Niedermayr R & Schagerl M (2010) Structuring factors of the phytobenthos community along a mountain headwater (Kalkalpen National Park, Austria). *Fundam Appl Limnol* 177: 93-104.
- Padisák, J., 1993: The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. – *Hydrobiologia* 249: 135-156.
- Paerl HW & Huisman J (2008) Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Peterson, C. G. and R. J. Stevenson, 1992: Resistance and resilience of lotic algal communities – importance of disturbance timing and current. – *Ecology* 73: 1445-1461.
- Philibert A & Prairie YT (2002) Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and
- Philibert A, Gell P, Newall P, Chessman B & Bate N (2006) Development of diatom-based tools for assessing stream water quality in south-eastern Australia: assessment of environmental transfer functions. *Hydrobiologia* 572:103-114.
- Ponader KC, Charles DF, Belton TJ, Winter DM (2008) Total phosphorus inference models and indices for coastal plain streams based on benthic diatom assemblages from artificial substrates. *Hydrobiologia* 610: 139-152.
- Potapova, M., D.F. Charles (2002): Benthic diatoms in USA rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29: 167-187.
- Potapova, M., D.F. Charles (2003): Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.

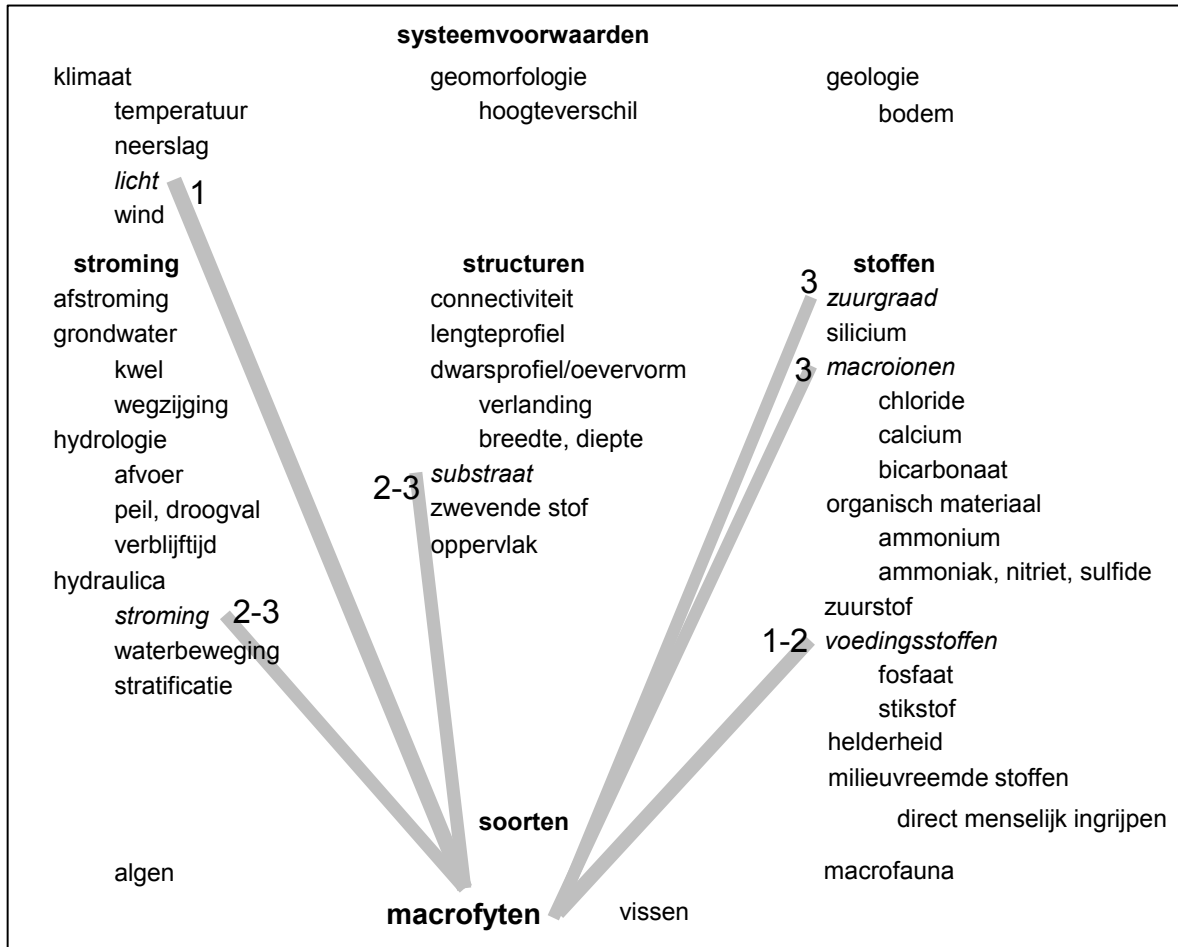
- Poulíkova A., Duchoslav M., Dokulil 2004 Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: a case study from perialpine lakes in Austria. *Eur J Phycol* 39: 143-152.
- Pringle CM, Bowers JA 1984 An in situ substratum fertilization technique: diatom colonization on nutrient-enriched, sand substrata. *Can J Fish Aquat Sci* 41: 1247-1251.
- Raeder U, Busse LB 2001 Composition and development of epilimnetic diatoms in an oligotrophic lake (Lake Lustsee, Germany) under natural conditions and under artificial phosphate supply using enclosure experiments. *Lange-Bertalot Festschrift, Gantner, Rugell*.
- Raeder, U., S. Burger, A. Melzer (1997): Tiefenverteilung epiphytischer Diatomeen auf Characeen eines oligotrophen Sees (Lustsee, Deutschland). *Nova Hedwigia* 65: 251-271.
- Reavie ED, Smol JP 1998 Epilithic diatoms of the St. Lawrence River and their relationships to water quality. *Can J Bot* 76: 251-257
- Reynolds CS & Walsby AE (1975) Water-blooms. *Biol. Rev.* 50: 437-481.
- Reynolds CS, Thompson JM, Ferguson AJD & Wiseman SW (1982) Loss processes in the population dynamics of phytoplankton maintained in closed systems. *J Plankton Res* 4: 561-600.
- Reynolds CS, Wiseman SW & Clarke (1984) Growth and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artificial mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass. *J appl Ecol* 21: 11-39.
- Rimet F & Bouchez A 2010 Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: lotic mesocosm approaches. *Ecol Ind* 11: 489-499
- Rimet, F. (2012): Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683: 1-24.
- Roos, P.J., A.F. Post, J.M. Revier (1981): Dynamics and architecture of reed periphyton. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 21: 948-953.
- Rott, E., E. Pipp, P. Pfister (2003): Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110: 91-115.
- Round, F.E. (1981): *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Cambridge. 653p.
- Schagerl M, Drozdowski I, Angeler DG, Hein T & Preiner S (2009) Water age - a major factor controlling phytoplankton community structure in a reconnected dynamic floodplain (Danube, Regelsbrunn, Austria). *J Limnol* 68: 274-287.
- Schmidt R, Kamenik C, Lange-Bertalot H, Klee R 2004 *Fragilaria* and *Staurosira* (Bacillariophyceae) from sediment surfaces of 40 lakes in the Austrian Alps in relation to environmental variables and their potential for palaeoclimatology. *J Limnol* 63: 171-189.
- Schönfelder I, Gelbrecht J, Schönfelder J & Steinberg CEW (2002) Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in Northeastern German lakes and rivers. *J Phycol* 38: 66-82.
- Shapiro J (1990) Current beliefs regarding dominance by bluegreens: The case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 24: 38-54.
- Sládeček, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnologie* 7: 1-218.
- Sládeček, V. (1986): Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 14: 555-566.

- Smol, J.P., E.F. Stoermer (Eds) (2010): The diatoms. Applications for the environmental and earth sciences (second edition). Cambridge University Press, Cambridge. 667p.
- Snoeijs P 1999 Diatoms and environmental change in brackish waters. In: Stoermer EF & Smol JP eds The diatoms: applications for the environmental sciences, Cambridge Univ Press, Cambridge, 298-333.
- Soballe DM & Kimmel BL (1987) A Large-Scale Comparison of Factors Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. *Ecology* 68:1943-1954.
- Soininen, J. (2007): Environmental and spatial control of freshwater diatoms - a review. *Diatom Research* 22: 473-490.
- Soininen, J. and K. Könönen, 2004: Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. – *Aquat. Ecol.* 38: 63–75.
- Soininen, J., 2003: Heterogeneity of benthic diatom communities in different spatial scales and current velocities in a turbid river. – *Arch. Hydrobiol.* 156: 551–564.
- Soininen, J., 2005: Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. – *Aquat. Ecol.* 38: 495–501.
- Soininen, J., R. Paavola and T. Muotka, 2004: Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. – *Ecography* 27: 330–342.
- Stachura-Suchoples K. 2001 Bioindicative values of dominant diatom species from the Gulf of Gdansk, Southern Baltic Sea, Poland. Lange-Bertalot Festschrift, Gantner, Rugell.
- Stenger-Kovacs C, Buczko K, Hajnal E, Padisak J 2007 Epiphytic littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141-154.
- Stevenson RJ (1984) Epilithic and epipelagic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution *Hydrobiologia* 114. 161-175.
- Stevenson, R.J., M.L. Bothwell, R.L. Lowe, (1996): *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. 753p.
- Talling JF (1976) The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *J. Ecol.* 64: 79-121.
- Ter Braak, C.J.F. (1987): *Unimodal models to relate species to environment*. Proefschrift Landbouwwetenschappelijke Universiteit Wageningen, Groep Landbouwwetenschap, Wageningen. 152p.
- Tison J, Giraudel JL, Park YS, Coste M & Delmas F (2005) Classification of stream diatom communities using a self-organizing map. In: Lek S, Scardi M, Verdonschot P, Descy JP & Park YS (eds) *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. Earth and Environmental Science 5: 304-316. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Townsend SA, Gell PA 2005 The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia* 548: 101-115
- Ulanova A, Snoeijs P 2007 Gradient responses of epilithic diatom communities along the Swedish coast of the Baltic Sea. *Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007*, Botanic Garden and Botanical Museum Berlin, 169-172.

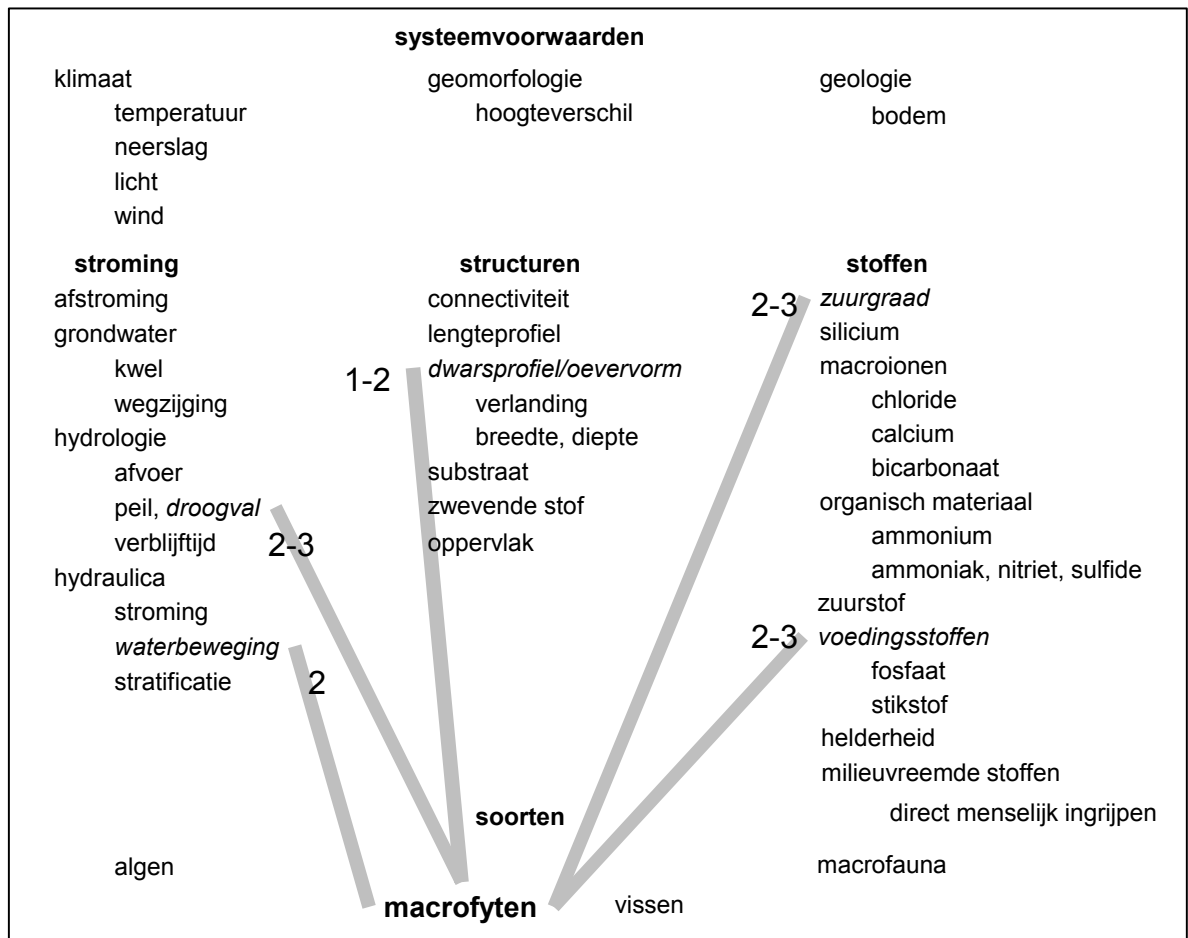
- Van Dam, H., A. Mertens (1995): Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. *Freshwater Biology* 34: 579-600.
- Van Dam, H., A. Mertens, J. Sinkeldam (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-131.
- Van der Grinten E, Jansen APHM, de Mutsert K, Barranguet C & Admiraal W (2005) Temperature- and light-dependent performance of the cyanobacterium *Leptolyngbya foveolarum* and the diatom *Nitzschia perminuta* in mixed biofilms. *Hydrobiologia* 548: 267–278.
- Van der Werff, A., H. Huls (1957-1974): Diatomeeënflora van Nederland. 10 losbladige afleveringen. Van der Werff, Abcoude, De Hoef.
- Vermaire JC & Gregory-Eaves I (2008) Reconstructing changes in macrophyte cover in lakes across the northeastern United States based on sedimentary diatom assemblages. *J Paleolimnol* 39:477–490
- Vermaire JC, Prairie YT, Gregory-Eaves I 2011 The influence of submerged macrophytes on sedimentary diatom assemblages. *J Phycol* 47: 1230-1240.
- Vilbaste S, Truu J 2003 Distribution of benthic diatoms in relation to environmental variables in lowland streams. *Hydrobiologia* 493: 81-93.
- Vyverman W 1992 Altitudinal distribution of non-cosmopolitan desmids and diatoms in Papua New Guinea. *Br Phycol J* 27: 49-63
- Vyverman W, Vyverman R, Rajendran VS, Tyler P 1996 Distribution of benthic diatom assemblages in Tasmanian highland lakes and their possible use as indicators of environmental changes. *Can J Fish Aquat Sci* 53: 493-508.
- Weckström J, Korhola A, Blom T 1997 The relationship between diatoms and water temperature in thirty subarctic Fennoscandian lakes. *Arctic Alp Res* 29: 75-92.
- Weckström K, Juggins S 2005 Coastal diatom-environment relationships from the Gulf of Finland Baltic Sea. *J Phycol* 42: 21-35.
- Werner P, Smol JP 2005 Diatom-environmental relationships and nutrient transfer functions from contrasting shallow and deep limestone lakes in Ontario Canada. *Hydrobiologia* 533: 145-173
- Werner, D. (Ed.) (1977): The biology of diatoms. Botanical Monographs 13. Blackwell, Oxford. 498p.
- Werner, P. and J. Köhler, 2005: Seasonal dynamics of benthic and planktonic algae in a nutrient-rich lowland river (Spree, Germany). – *Internat. Rev. Hydrobiol.* 90: 1–20.
- Wiklund JA, Bozinovski N, Hall RI & Wolfe BB (2010) Epiphytic diatoms as flood indicators. *J Paleolimnol* 44: 25–42.
- Wilson SE, Cumming BF, Smol JP 1996 Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: an examination of a 219-lake data set from western North America. *Can J Fish Aquat Sci* 53: 1580-1594.
- Winter JG & Duthie HC (2000) Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology* 34: 345-353.
- Yun MS, Lee SH & Chung IK (2010) Photosynthetic activity of benthic diatoms in response to different temperatures *J Appl Phycol* 22: 559–562.

KRW-ORGANISMENGROEP: MACROFYTEN

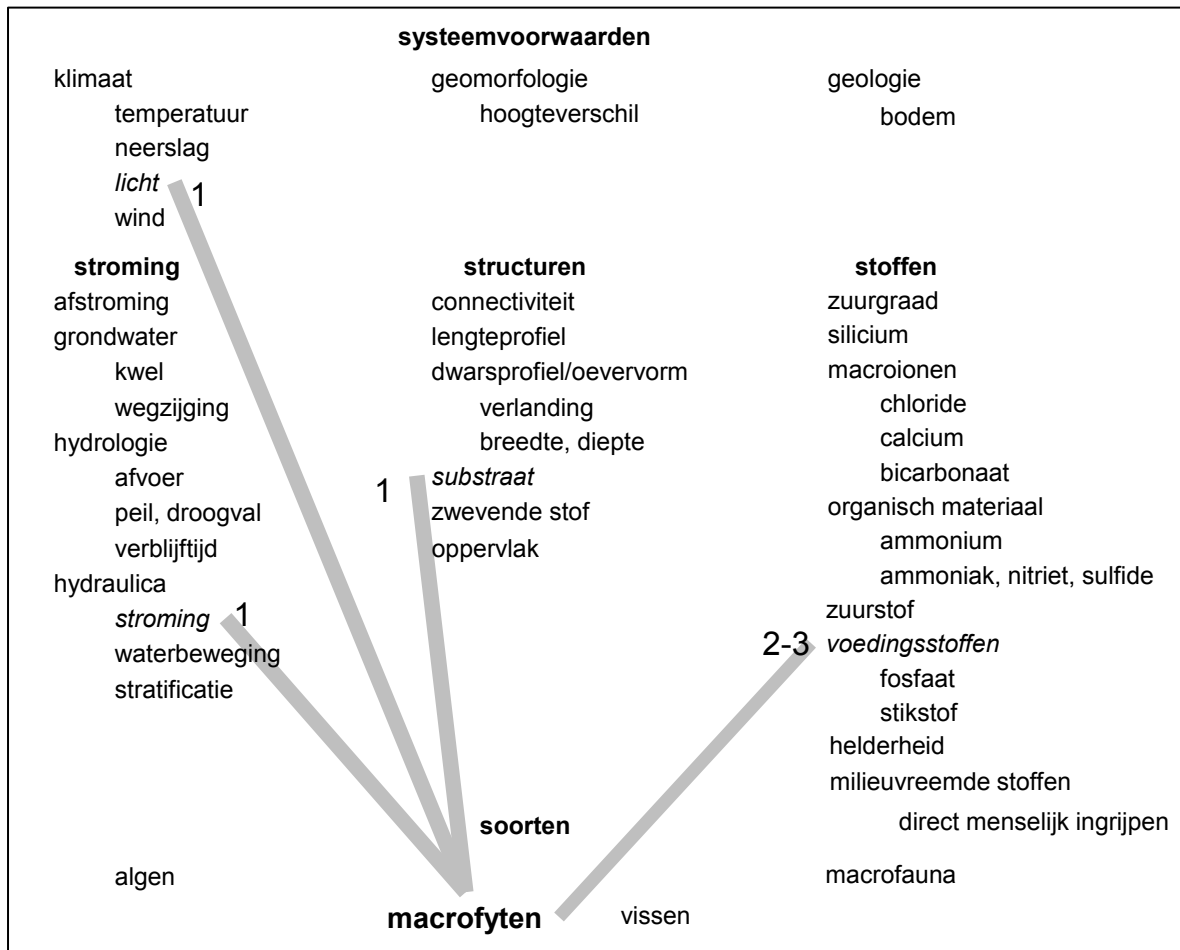
LANGZAAM STROMENDE BEKEN – SUBMERSE MACROFYTEN



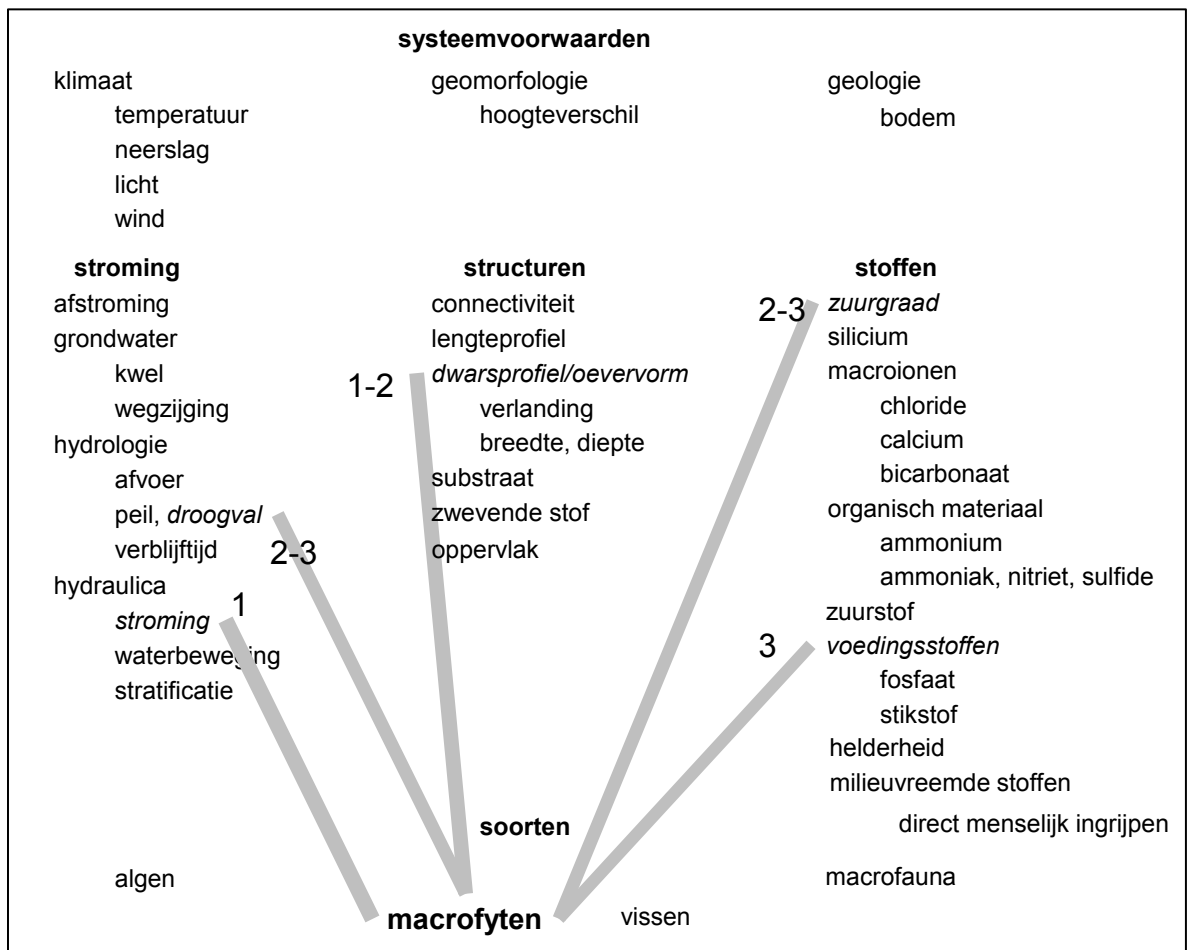
LANGZAAM STROMENDE BEKEN – HELOFYTEN



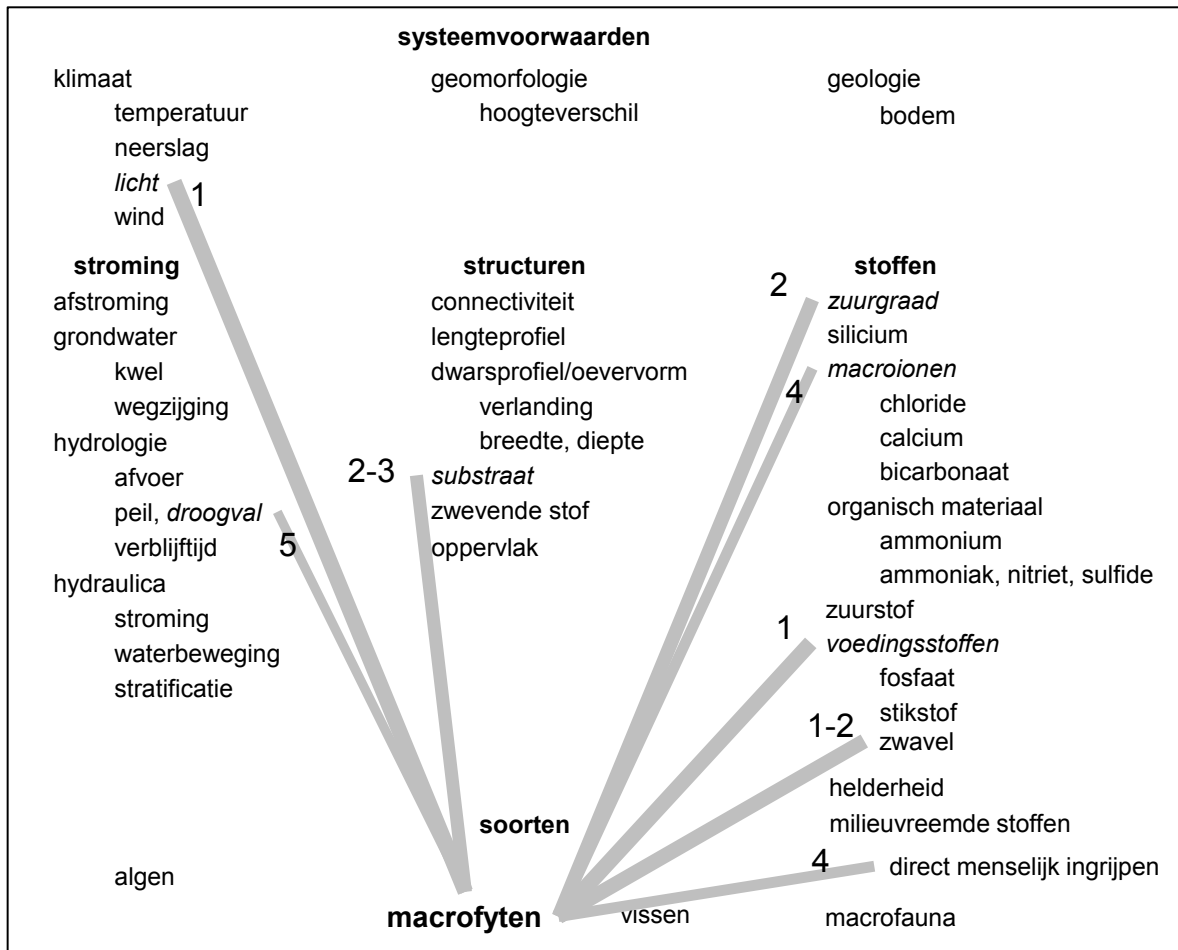
SNELSTROMENDE BEKEN – SUBMERSE MACROFYTEN



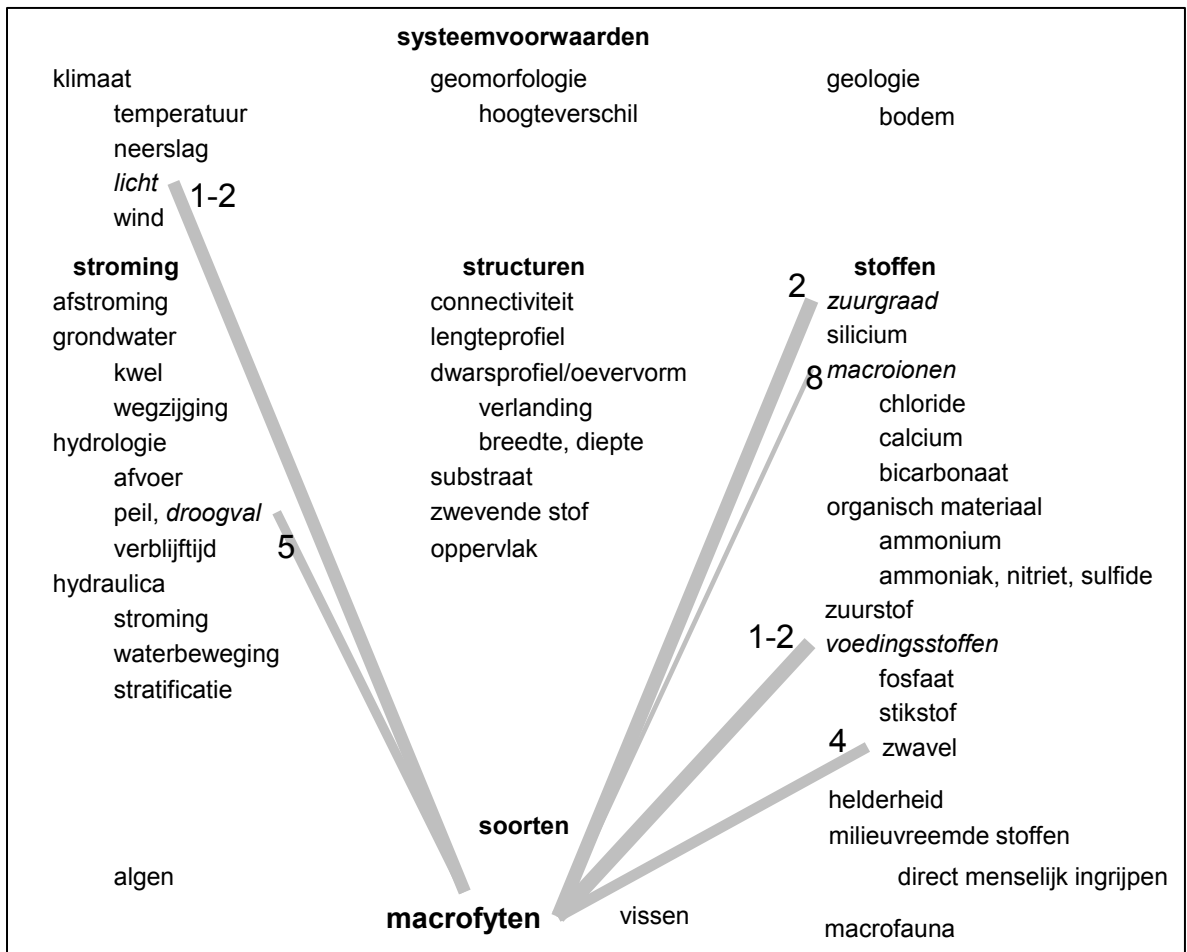
SNELSTROMENDE BEKEN - HELOFYTEN



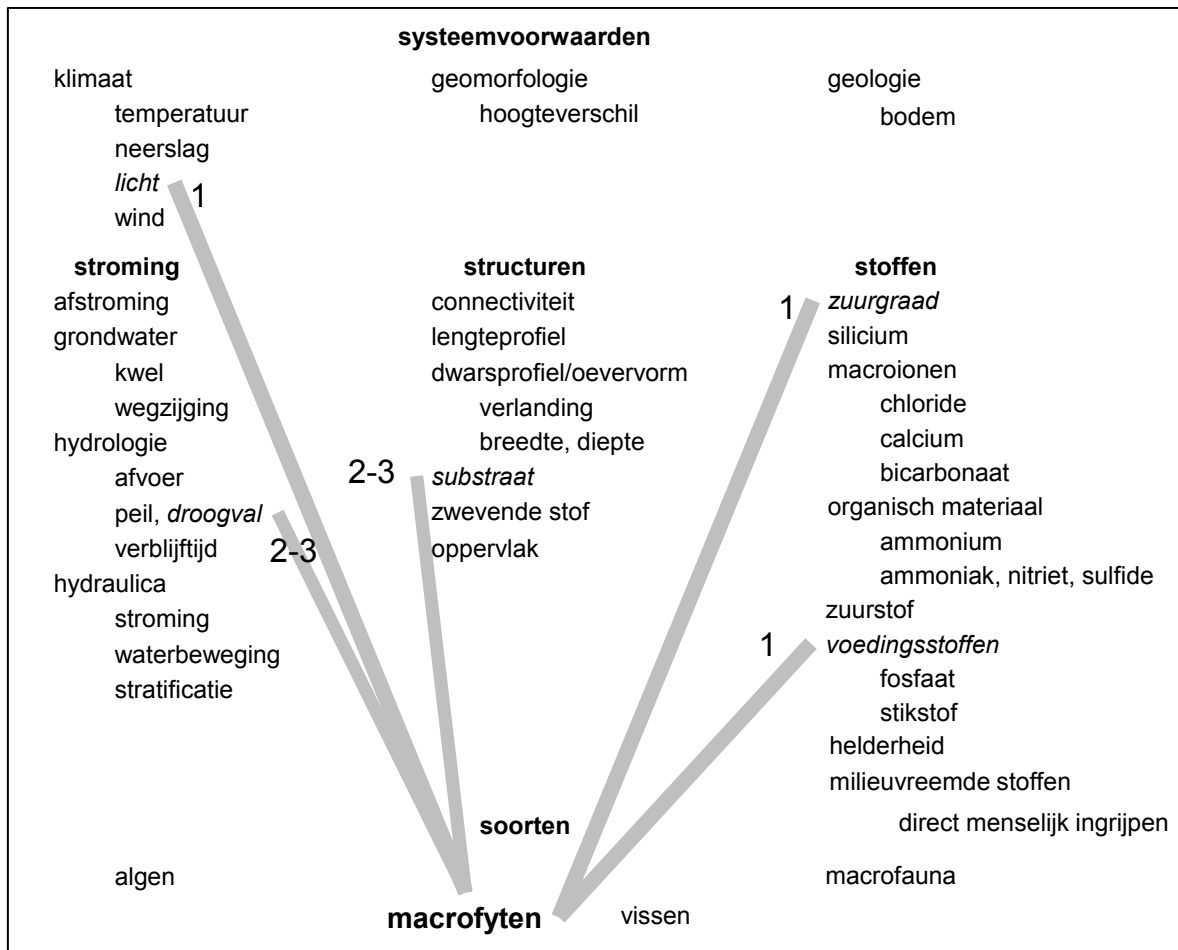
SLOTEN – SUBMERSE MACROFYTEN



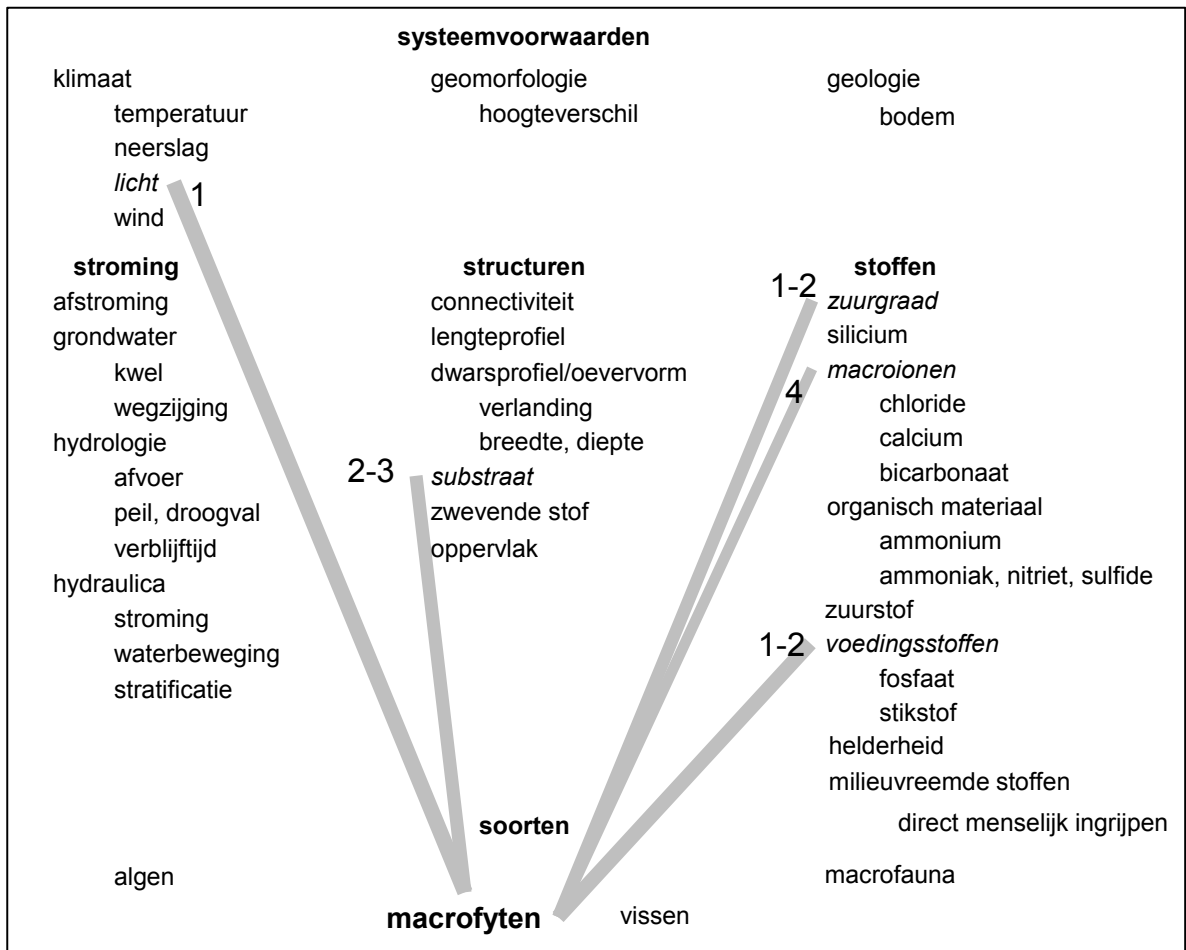
ONDIEPE MEREN – SUBMERSE MACROFYTEN



VENNEN – SUBMERSE MACROFYTEN



DIEPE MEREN – SUBMERSE MACROFYTEN



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP MACROFYTEN

Algemeen: Newman, 1991; Ostrofsky & Zettler, 1986

Temperatuur: Scheffer et al., 1992; McKee et al., 2003

Licht: Janse & van Puijenbroek, 1998; Dawson & Kern, 1979; Kohler et al., 2010 (beschaduwning); Murphy & Eaton, 1983; Middelboe & Markager, 1997; Spence, 1967; Pokorny & Bjork, 2010; Chambers & Spence, 1985

Hydrologie: Bloemendaal & Roelofs, 1988

Afvoer: Barrat-Segretain, 1996; Riis et al., 2004

Stroomsnelheid: Stevenson, 1984; Franklin et al., 2008

Droogval: Lake, 2003

Waterbeweging: Eaton et al., 2007; Murphy en Eaton 1983; Hofmann et al., 2008; Erikson et al., 2004; Jupp & Spence, 1977

Peil: Best, 1995; van Geest et al., 2005

Diepte: Rooney & Kalff, 2000; Baattrup-Pedersen et al., 2006; Riis et al., 2001; Duarte et al., 1986

Dwarsprofiel/oevervorm: Wilby & Eaton, 1996

Substraat: Baattrup-Pedersen et al., 2006; O'Hare et al., 2006; Champion & Tanner, 2000; Pedersen et al., 2006; Boedeltje et al., 2001; van den Berg et al., 2003; Barko et al., 1991; Madsen et al., 2000; Spence, 1967; Pokorny & Bjork, 2010; Chambers & Spence, 1985

Nutriënten: Chambers et al., 1989; Madsen & Cedergreen, 2002; Pelton et al., 1998; Banaszuk et al., 2011; Udy et al., 1996; Jansse 1998; Portielje 1995

Stikstof: Riis & SandJensen, 2001; Szoszkiewicz et al., 2006; Demars & Harper, 1998; Boedeltje et al., 2001

Sulfaat: Lamers et al. 1998; Geurts, 2009

Macro-ionen: Riss et al. 2000; Vestergaard & SandJensen, 2000

Troebelheid: Eaton et al., 2007; Preston & Croft, 1997; Janse & van Puijenbroek, 1998; Portielje & Roijackers, 1995

Directe menselijke beïnvloeding: Baattrup & Riis, 2004; Geertsema & Sprangers 2002; Best, 1994

LITERATUUR

Asaeda 2004. Effects of flowing water and organic material. *J. Freshwater Ecology* 19: 401-405.

Baattrup & Riis 1999. Macrophyte diversity. *Freshwater Biology* 42: 375-385.

Baattrup & Riis 2004. Impacts of different weedcutting techniques. *RRA* 20: 103-114.

Baattrup et al. 2002. Long term effect of stream management. *Hydrobiologia* 481: 33-45.

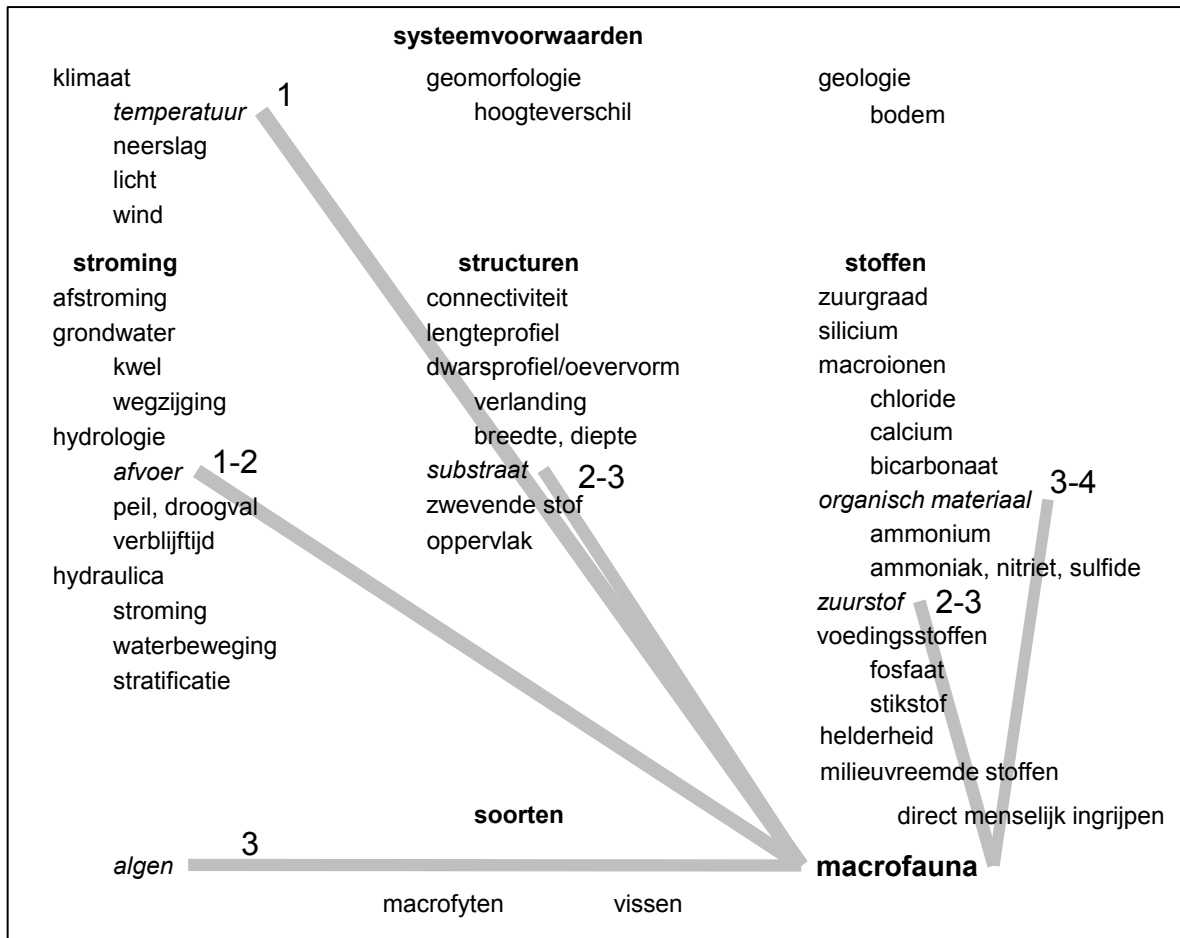
- Baatrup-Pedersen, A., Szoszkiewicz, K., Nijboer, R., O'Hare, M. and Ferreira, T. 2006. Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia* 566 (1): 179-196.
- Banaszuk et al. 2011. Internal eutrophication of restored peat streams. *Ecol. Eng.* 37: 260-268.
- Barko et al. 1991. Sediment interactions. *Aquatic Botany* 41: 41-65.
- Barrat-Segretain M.J. 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: a review. *Vegetatio* 123: 13-37.
- Best 1994. The impact of mechanical harvesting. *PIEc* 112: 57-71.
- Best 1995. Responses of restored ditches. *PIEc* 116: 107-122.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M., 1988. *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Boedeltje et al. 2001. Constructed shallow zones. *ACMFE* 11: 453-471.
- Chambers, P.A., E.E. Prepas, M.L. Bothwell & H.M. Hamilton 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 435-439.
- Champion & Tanner 2000. Seasonality of macrophytes and interact. *Flow Hydrology* 441: 1-12.
- Dawson & Kern 1979. Effect of shade on macrophytes in streams. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 64: 437-445.
- Demars & Harper 1998. *Hydrobiologia* 384: 75-88.
- Eaton J. W., Godfrey M. & Wilton N. J., 2007. Sustainable channel and boat design – Ecological aspects. University of Liverpool.
- Erikson, B. K., Sandström, A., Isaeus, M., Schreiber, H., & Karas, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:339-349.
- Franklin et al. 2008. Flow controls on lowland river macrophytes. *STE* 400: 369-378.
- Geertsema & Sprangers 2002. Plant distribution patterns. *PIEc* 162: 91-108.
- Geurts 2009. Interacting effects of sulphate, sulphide and eutrophication. *Env. Poll.* 157: 2072-2081.
- Hofmann, H., Lorke, A., & Peeters, F. 2008. The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnology and Oceanography* 53(1):368-380.
- Janse 1998. A model of ditch vegetation and eutrophication. *WST* 37: 139-149.
- Janse, J.H., van Puijenbroek, P.J.T.M., 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental Pollution* 102: 547-552.
- Jupp & Spence 1977.
- Kohler et al., 2010. *AaB* 92: 129-136.
- Lake 2003. Ecological effects of perturbation by drought. *Freshwater Biology* 1161-1172.
- Lake et al. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.

- Lamers et al. 1998. Sulphate-induced eutrophication. *EST* 32: 199-205.
- Madsen, T.V. & N. Cedergreen 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology* 47: 282-291.
- McKee, D. D. Atkinson, S. E. Collings, J. W. Eaton, A. B. Gill, I. Harvey, K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson and B. Moss 2003. Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnol. Oceanogr.*, 48(2), 2003, 707-722.
- Middelboe & Markager 1997.
- Murphy & Eaton 1983. Effects of pleasure boat traffic. *JAE* 20: 713.
- Murphy, K. J. & Eaton, J. W. 1983. Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *Journal of Applied Ecology*. 20:713-729.
- Newman R.M. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater vascular macrophytes by aquatic invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 89-114.
- O'Hare, M.T., Nijboer, R. and Ferreira, T. 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566 (1): 197 – 210.
- Ostrofsky M.L. & Zettler E.R. 1986. Chemical defenses in aquatic plants. *Journal of Ecology* 74: 279-287.
- Pedersen et al. 2006. Effects of stream restoration on plant communities. *Freshwater Biology* 51: 161-179.
- Pelton, D.K., S.N. Levine & M. Braner 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using ³²P in stream microcosms. *Freshwater Biology* 39: 285-299.
- Portielje 1995. Primary succession of macrophytes. *Aquatic Botany* 50: 127-140.
- Portielje, R., Roijackers, R.M.M., 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany* 50: 127-140.
- Preston, C. D. & Croft, J. M. (1997). *Aquatic plants in Britain and Ireland*. Harley Books, Colchester.
- Riis & SandJensen 2001. Historical changes in species composition. *Freshwater Biology* 46: 269-280.
- Riis et al. 2000. Plant communities in lowland Danish streams. *Aquatic Botany* 66: 255-272.
- Riis et al. 2001. Plant distribution... *Hydrobiologia* 448: 271-228.
- Riis et al. 2004. Colonisation and temporal dynamics. *Archiv fur Hydrobiologie* 159: 77-95.
- Rooney, N. & J. Kalff. 2000. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany* 68(4): 321-335.
- Scheffer Ecology of shallow lakes.
- Scheffer, M. M.R. De Redelijkheid & F. Noppert. 1992. Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquatic Botany* 42: 199-216.

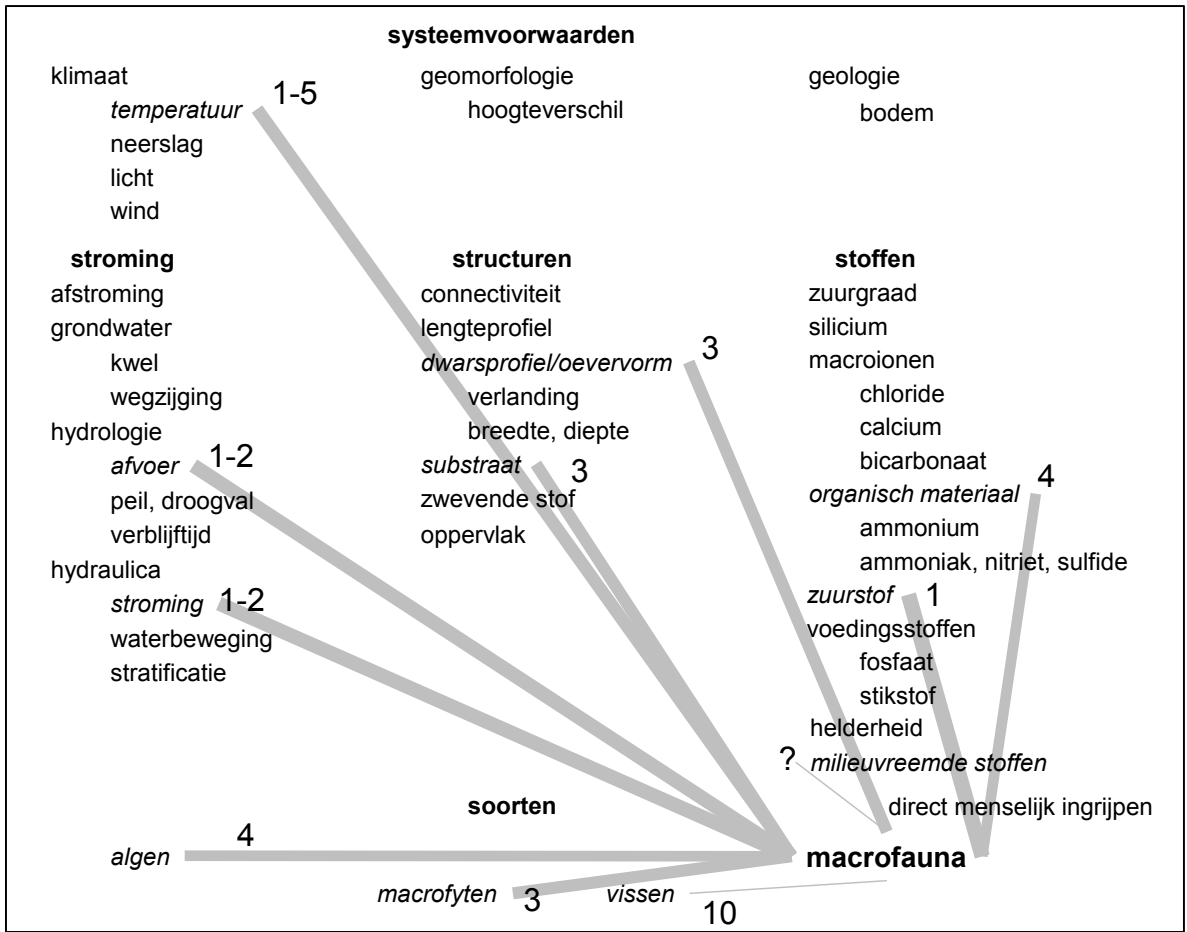
- Stevenson R.J. 1984. How current on different sides of substrates in streams affects mechanisms of benthic algal accumulation. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 69: 241-262.
- Szoszkiewicz, K. et al. 2006. European river plant communities (STAR). *Hydrobiologia* 566: 211-234.
- Udy et al., 1996. Measures of nutrient processes as indicators. *Hydrobiologia* 572: 89-102.
- van den Berg et al. 2003. *Hydrobiologia* 506-9: 611-623.
- van Geest et al. 2005. Water-level fluctuations. *Hydrobiologia* 539: 239-248.
- Vestergaard & SandJensen 2000. Aquatic macrophyte richness. *CJFASc* 557: 2022-2031.
- Wilby & Eaton 1996. Backwater habitats. *Hydrobiologia* 340: 333-338.
- Spence D.H.N. 1967. *J. Ecology* 55: 147.
- Spence & Crystal 1970. *NPyt* 69: 205-215.
- Pokorny & Bjork 2010.
- Chambers & Spence 1985. Depth distribution. *CJAS* 42: 701-709.
- Duarte et al. 1986. *CJFAS* 43: 1900-1908.
- Madsen et al. 2000. *Hydrobiologia* 444: 71-84.

KRW-ORGANISMENGROEP MACROFAUNA

LANGZAAM STROMENDE BEKEN – MACROFAUNA



SNELSTROMENDE BEKEN – MACROFAUNA



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP MACROFAUNA IN STROMENDE WATEREN**SNELSTROMENDE WATEREN**

Klimaat: Chessman, 2012

Seizoen: Ivarez-Cabria et al., 2011; Hildrew et al., 1991; Poff & Ward, 1989

Temperatuur: Caissie, 2006; Weatherly & Ormerod, 1990; Moore, et al., 2005; Webb et al., 2008; Hannah et al., 2008

Licht: DeLong & Payne, 1985; Moore, et al., 2005; Webb et al., 2008; Hannah et al., 2008

Stroomsnelheid: Armanini et al., 2011; Ivarez-Cabria et al., 2011; Hart et al., 1996; Vogel, 1994; Gordon et al., 2004; Schumm, 1977; Tallaksen et al., 1997; Buffin-Bélanger et al., 2006; Hoover et al., 2006; Lancaster et al., 2006; O'Connor & Dobbins, 1958; Eedy & Giberson, 2007

Waterbeweging (turbulentie): Gordon et al., 2004; Schumm, 1977; Pedersen, 2009; Kondolf & Larson, 1995

Peil: Armanini et al., 2011; Ivarez-Cabria et al., 2011; Hart et al., 1996; Vogel, 1994

Droogval: Boulton, 2003; Wood & Armitage, 2004; Wood & Petts, 1999; Tallaksen et al., 1997

Substraat: Buffin-Bélanger et al., 2006; Hoover et al., 2006; Lancaster et al., 2006; Ivarez-Cabria et al., 2011; Sedell et al., 1990; Culp et al., 1983; Beisel et al., 2000; Brown, 2007; Eedy & Giberson, 2007

Dwarsprofiel/oelevorm: Feld, 2004; Pedersen, 2009; Kondolf & Larson, 1995

Macro-ionen: Ivarez-Cabria et al., 2011; Webster & Patten, 1979; Lystrom et al., 1978; McNeil & Cox, 2000

Chloride: Sutcliffe, 1961a; Sutcliffe, 1961b; Lystrom et al., 1978; McNeil & Cox, 2000

Zuurstof: Herreid, 1980; O'Connor & Dobbins, 1958; Mulholland et al., 2001; Wang et al., 2003

Organisch materiaal: Merritt & Lawson, 1992; Hieber & Gessner, 2002; Winkler, 1991; Culp et al., 1983; Mulholland et al., 2001; Wang et al., 2003; Hunter et al., 2012; Eedy & Giberson, 2007

Nutriënten: Dodds, 2007

Algen: Kohler, 1984; Kjeldsen et al., 1996

Macrofyten: Gregory, 1983

Vissen: Sih & Wooster, 1994

LITERATUUR

- Armanini D. G., N. Horrigan, W.A. Monk, D. L. Peters and D.J. Baird (2011) Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River research and applications* 27:723–737.
- Beisel J.N., P Usseglio-Polatera & Jean-Claude Moreteau (2000) The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities *Hydrobiologia* 422/423: 163–171.
- Boulton, A. J., 2003: Parallels and contrast in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. – *Freshwat. Biol.* 48: 1173–1185.
- Brown, B. L. (2007) Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia* (2007) 586:93–106
- Buffin-Bélanger, T., S. Rice, I. Reid, and J. Lancaster. 2006. Spatial heterogeneity of near-bed hydraulics above a patch of river gravel. *Water Resources Research* 42.
- Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshw Biol* 51(8):1389–1406.
- Chessman B.C. (2012) Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology* (2009) 15, 2791–2802
- Culp, J.M., S.J. Walde, and R.W. Davies. 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40:1568-1574.
- Delong M. D. and J. F. Payne 1985. Patterns of Colonization by Macroinvertebrates on Artificial Substrate Samplers: The Effects of Depth. *Freshwater Invertebrate Biology* 4(4): 194-200.
- Dodds W.K. (2007) Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *TRENDS in Ecology and Evolution* Vol.22 No.12
- Eedy R. I. & D. J. Giberson 2007. Fundamental Macroinvertebrate distribution in a reach of a north temperate eastern Canadian river: Relative importance of detritus, substrate and flow and Applied Limnology. *Archiv für Hydrobiologie* 169/2: 101–114
- Feld, C. K. (2004): Identification and measures of hydromorphological degradation in Central European lowland streams.- *Hydrobiologia*, 516: 69-90.
- Gordon, N. D., T. A. McMahon, and B. L. Finlayson. 2004. *Stream hydrology. An introduction for ecologists.* John Wiley and Sons, Chichester, UK. 2nd ed.
- Gregory, S.V., 1983. Plant-herbivore interactions in stream systems. In: J.R. Barnes and G.W. Minshall (Editors). *Stream Ecology. Application and Testing of General Ecological Theory*, Plenum Press, New York, pp. 157-189.
- Hannah DM, Malcolm IA, Soulsby C, Youngson AF (2008) A comparison of forest and moorland stream microclimate, heat exchanges and thermal dynamics. *Hydrological Processes* 22(7):919–940.
- Hart, D. D., B. D. Clark, and A. Jasentuliyana. 1996. Finescale field measurement of benthic flow environments inhabited by stream invertebrates. *Limnology and Oceanography* 41: 297–308.
- Herreid, C. F. 1980. Hypoxia in invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology* 67:311- 320.
- Hieber, M., and M. O. Gessner. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83:1026–1038.

- Hildrew, A. G., M. K. Dobson, A. Groom, A. Ibbotson, J. Lancaster, and S. D. Rundle. 1991. Flow and retention in the ecology of stream invertebrates. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24:1742-1747.
- Hoover, T. M., J. S. Richardson, and N. Yonemitsu. 2006. Flow-substrate interactions create and mediate leaf litter resource patches in streams. *Freshwater Biology* 51:435-447.
- Hunter J. Carrick, Kacey L. Dananay, Rebecca A. Eckert & Keith J. Price (2012) Decomposition during autumn foliage leaf-fall in wetlands situated along a biogeochemical gradient in Pennsylvania, USA, *Journal of Freshwater Ecology*, 27:1, 1-17
- Kjeldsen, K., Iversen, T.M., Thorup, J. and Lund-Thomsen, P., 1996. Three-year study of benthic algal spring bloom development in a small, Danish lowland stream. *Hydrobiologia*, 335: 183-192.
- Kohler, S. L. 1984. Search mechanism of a stream grazer in patchy environments, the role of food abundance. *Oecologia* 62:209-218.
- Kondolf G.M. & Larson M. 1995. Historical channel analysis and its application to riparian and aquatic habitat restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 109-126.
- Lancaster, J., T. Buffin-Bélanger, I. Reid, and S. P. Rice. 2006. Flow- and substratum-mediated movement by a stream insect. *Freshwater Biology* 51:1053-1069
- Ivarez-Cabria, M.A., J. Barquín and J.A. Juanes (2011) Macroinvertebrate community dynamics in a temperate European Atlantic river. Do they conform to general ecological theory? *Hydrobiologia* 658:277-291.
- Ivarez-Cabria, M.A., J. Barquín and J.A. Juanes (2011) Macroinvertebrate community dynamics in a temperate European Atlantic river. Do they conform to general ecological theory? *Hydrobiologia* 658:277-291.
- Ivarez-Cabria, M.A., J. Barquín and J.A. Juanes (2011) Macroinvertebrate community dynamics in a temperate European Atlantic river. Do they conform to general ecological theory? *Hydrobiologia* 658:277-291.
- Ivarez-Cabria, M.A., J. Barquín and J.A. Juanes (2011) Macroinvertebrate community dynamics in a temperate European Atlantic river. Do they conform to general ecological theory? *Hydrobiologia* 658:277-291.
- Lystrom DG, Rinella RA, Knox WD (1978) Definition of regional relationships between dissolved solids and specific conductance, Susquehanna River and New York. *J Res USGS* 6: 541-545.
- McNeil V. H. and M. E. Cox 2000. Relationship between conductivity and analysed composition in a large set of natural surface-water samples, Queensland, Australia. *Environmental Geology* 39(12):1325-1333.
- Merritt, R.W. and D. L. Lawson, 1992. The role of leaf litter macroinvertebrates in stream-floodplain dynamics. *Hydrobiologia* 248: 65 - 77.
- Moore RD, Spittlehouse DL, Story A (2005) Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *J Am Water Resour Assoc* 41(4):813-834.
- Mulholland, P.J., Fellows, C.S., Tank, J.L., Grimm, N.B., Webster, J.R., Hamilton, S.K., Marti, E., Ashkenas, L., Bowden, W.B., Dodds, W.K., McDowell, W.H., Paul, M.J., Peterson, B.J., 2001. Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biol.* 46:1503-1517.

O'Connor, D.J. and Dobbins, W.E., 1958. Mechanisms of reaeration in natural streams. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 123, 641-684.

Pedersen, M. L., 2009: Effects of channelisation, riparian structure and catchment area on physical habitats in small lowland streams. *Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol.* 174:89–99.

Poff, N. L., and J. V. Ward. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure, a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1805-1818.

Schumm S.A. 1977. *The fluvial system*. John Wiley & Sons, New York.

Sedell, J. R., G. H. Reeves, F. R. Hauer, J. A. Stanford, and C. P. Hawkins. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances, modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* 14:711-724.

Sih, A., and D. E. Wooster. 1994. Prey behavior, prey dispersal and predator impacts on stream prey. *Ecology* 75:1207-1217.

Sutcliffe, D. W. 1961a. Studies on salt and water balance in caddis larvae (Trichoptera): I. Osmotic and ionic regulation of body fluids in *Limnephilus affinis* Curtis. *Journal of Experimental Biology* 38:501–519.

Sutcliffe, D. W. 1961b. Studies on salt and water balance in caddis larvae (Trichoptera): II. Osmotic and ionic regulation of body fluids in *Limnephilus stigma* Curtis and *Anabolia nervosa* Leach. *Journal of Experimental Biology* 38:521–530.

Tallaksen, L. M., Madsen, H. & Clausen, B. 1997. On the definition and modelling of streamflow drought duration and deficit volume. *Hydrol. Sci. J.* 42 (1), 15-33.

Vogel, S. 1994. *Life in moving fluids*. Princeton University Press, Princeton. 2nd edition.

Wang, H., Hondzo, M., Xu, C., Poole, V., Spacie, A., 2003. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and agricultural catchment. *Ecol. Model.* 160:145–161.

Weatherly N. S. and S. J. Ormerod 1990. Forest temperatures of upland streams in Wales: a modelling exploration of the biological effects. *Freshw Biol* 24(1):109–122.

Webb BW, Hannah DM, Moore RD, Brown LE, Nobilis F (2008) Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrol Process* 22(7):902–918.

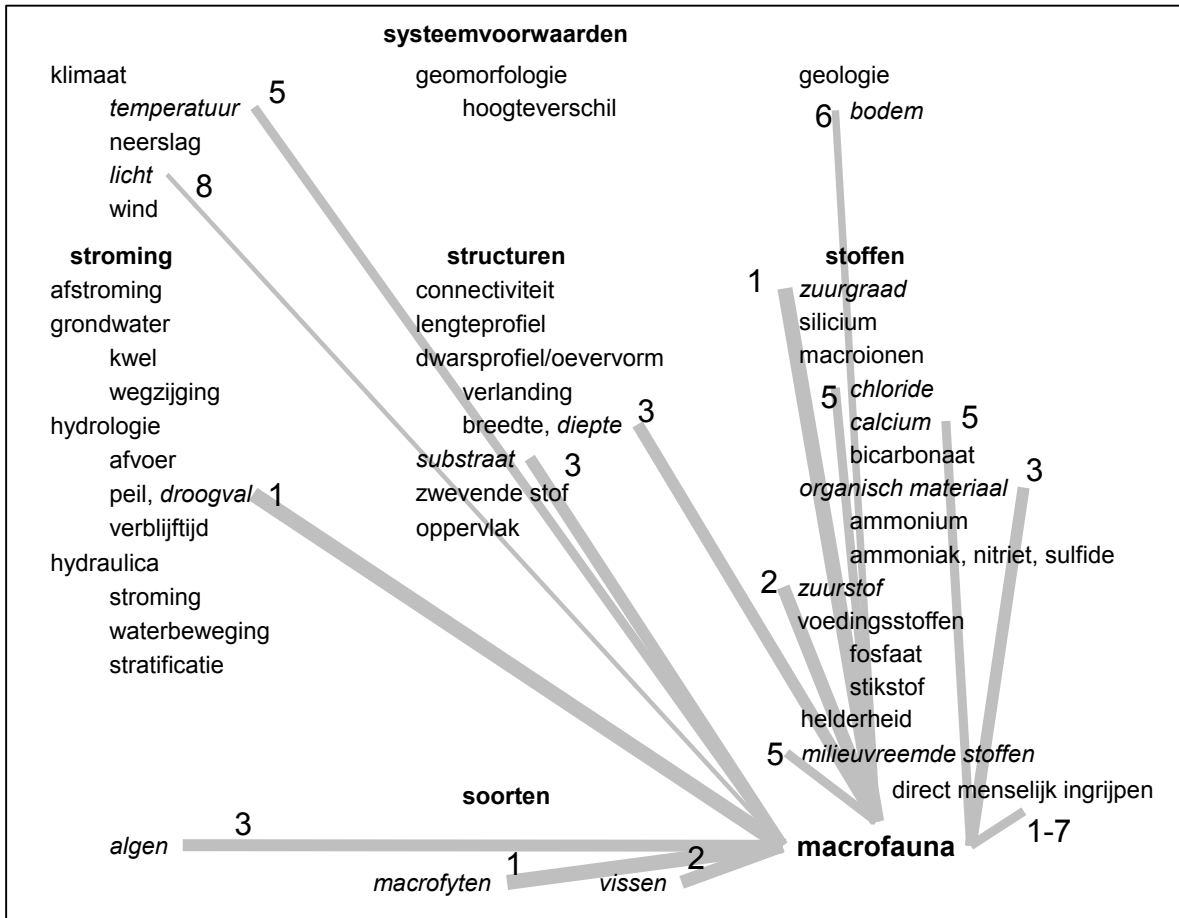
Webster, J.R. and Patten, B.C., 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.*, 49: 51-72.

Winkler, G., 1991. Debris dams and retention in a low order stream (a backwater of Oberer Seebach, Ritrodat-Lunz study area, Austria). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1917-1920.

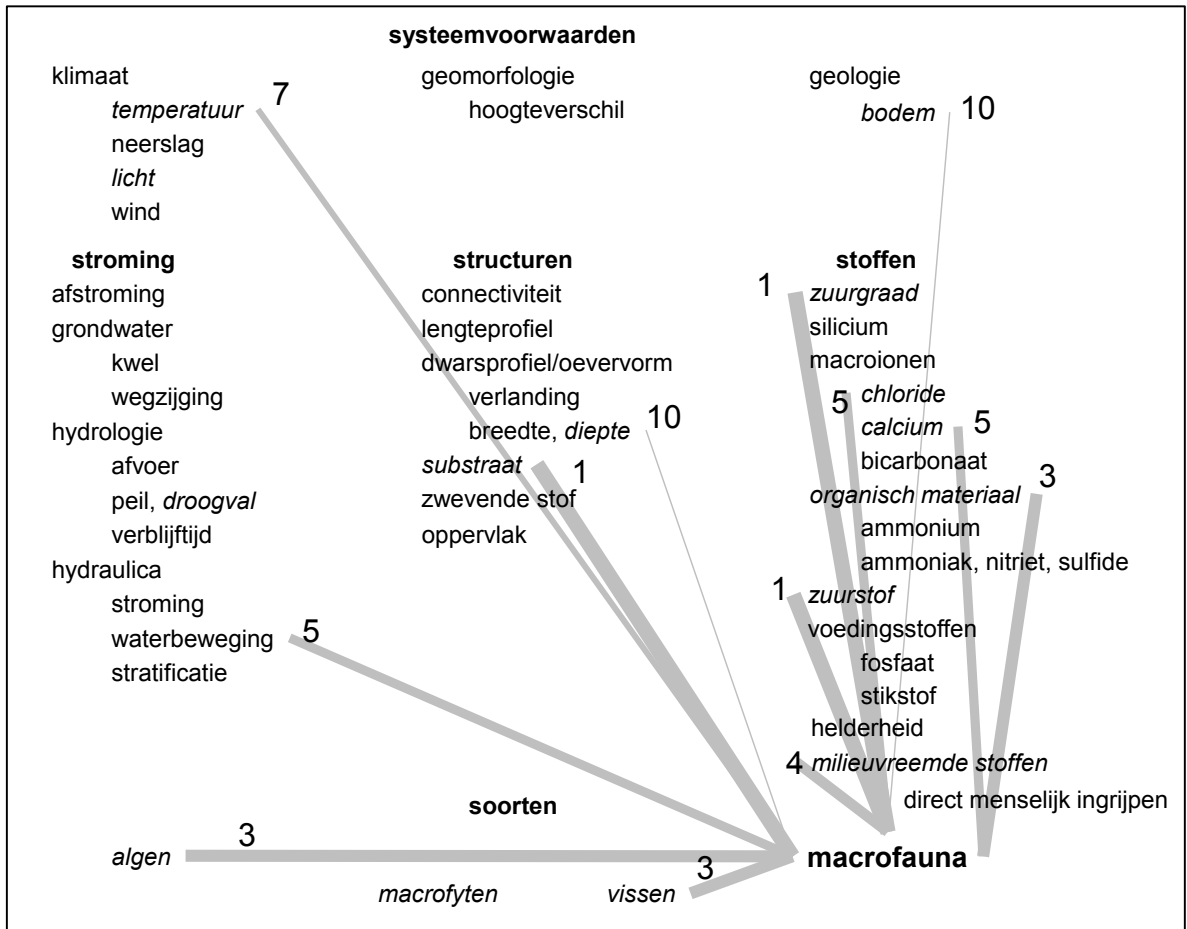
Wood P. J. and Armitage P. D. 2004. The response of the macroinvertebrate community to low-flow variability and supra-seasonal drought within a groundwater dominated stream. *Archiv für Hydrobiologie* 161:1–20.

Wood P. J. and Petts G. E. 1999. The influence of drought on chalk stream macroinvertebrates. *Hydrological Processes* 13:387–399.

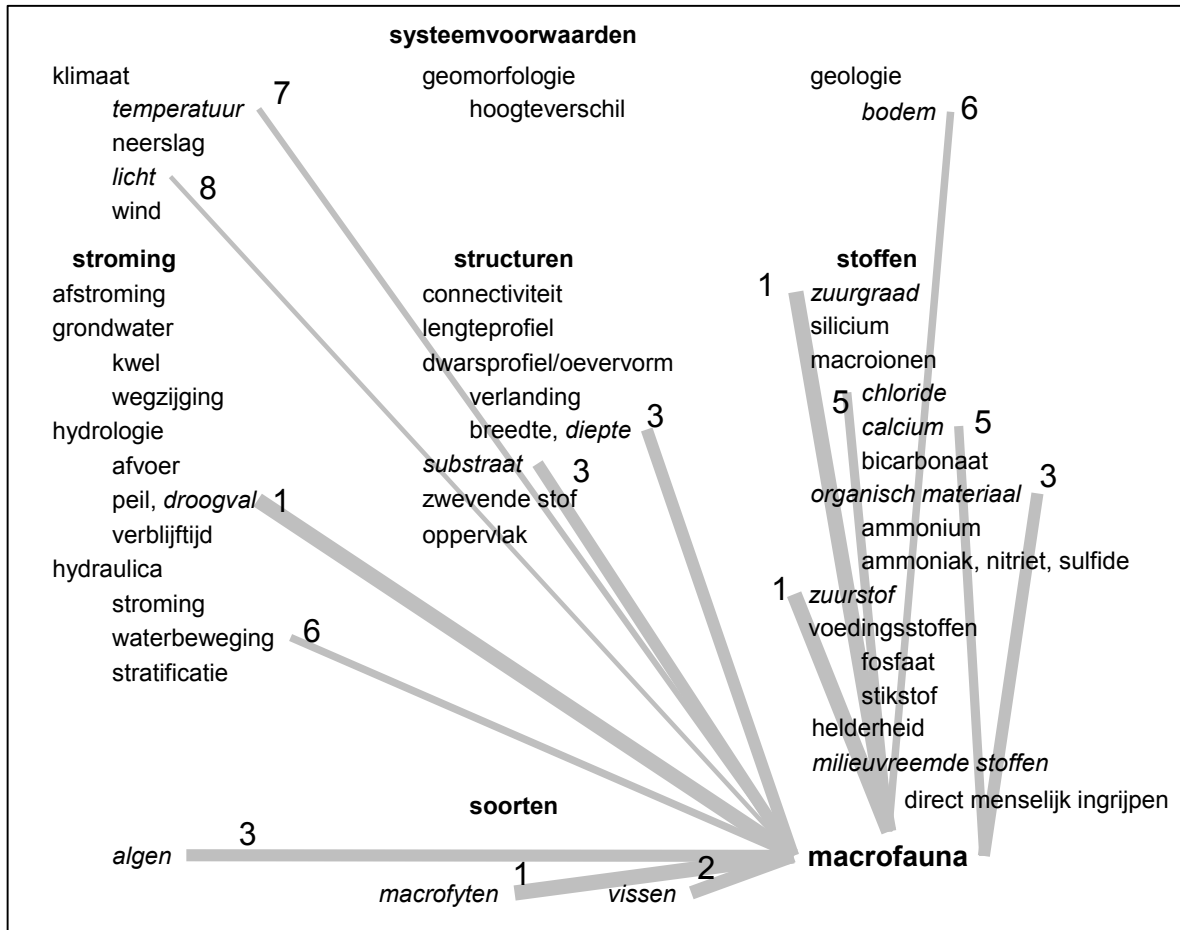
SLOTEN (ZOET) – MACROFAUNA



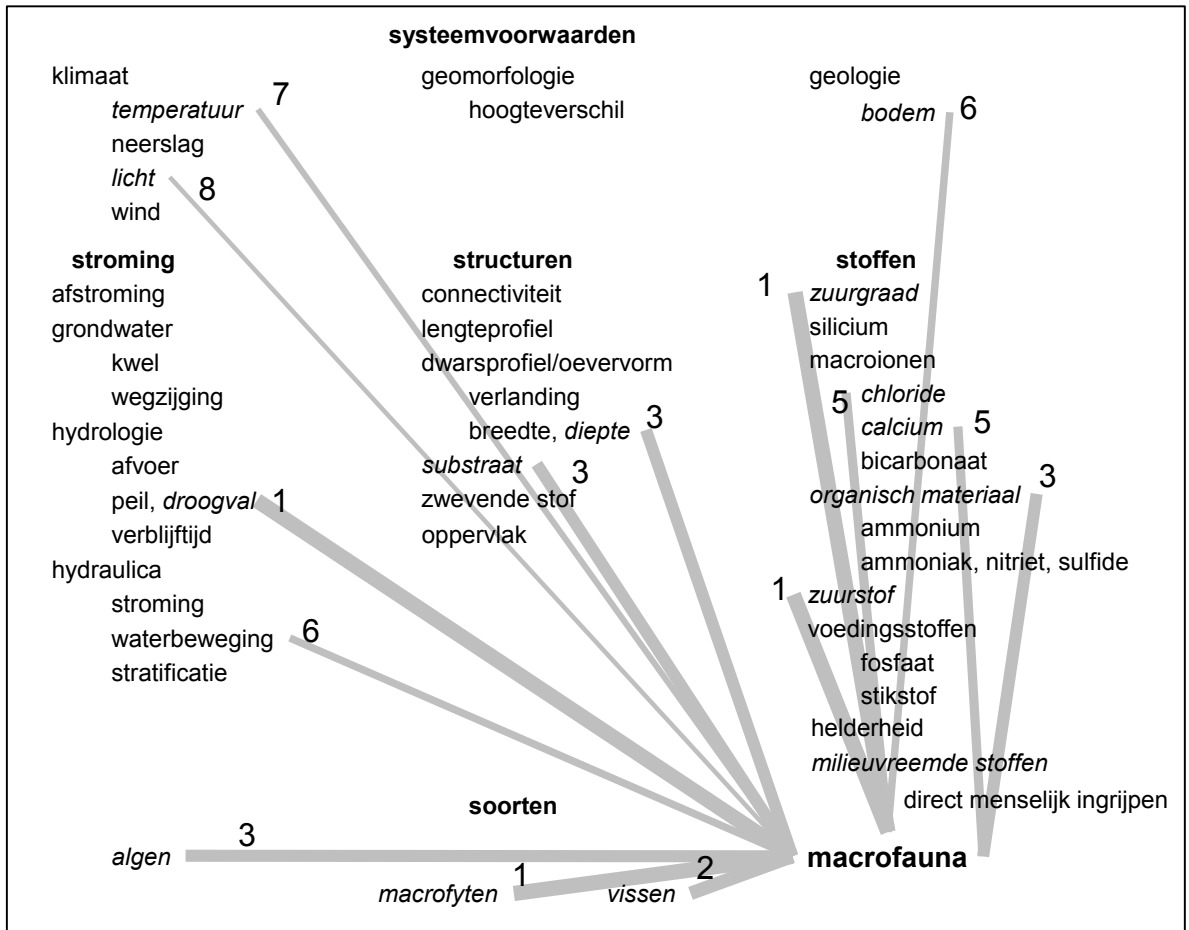
KANALEN (ZOET) – MACROFAUNA



MEREN ONDIEP – MACROFAUNA



MEREN DIEP – MACROFAUNA



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP MACROFAUNA IN ZOETE STILSTAANDE WATEREN

ALGEMEEN

Temperatuur: Verdonschot et al., 2010 (ijsvorming)

Peil: Higler, 1989

Zuurgraad: Verdonschot, 1992; Williams, 1996

Macro-ionen: Mendelsson & Batzer, 2006; Verdonschot et al., 2012b; Verdonschot, 1992; Verdonschot & Higler, 1989; Williams, 1996; Williams et al., 1992; Higler, 1989

Nutrienten: Blumenshine et al., 1997;

Organisch materiaal: Rooke, 1984; Verdonschot et al., 2012b. Verdonschot, 1992; Verdonschot & Higler, 1989

Ammoniak, sulfide: Clare & Edwards, 1983

Zuurstof: Clare & Edwards, 1983; Sharitz & Batzer, 1999; Verdonschot et al., 2011; Williams, 1996; Welch, 1952; Verdonschot et al., 2010; Veeningen, 1982

Helderheid (turbulentie): Welch, 1952

Algen: Rooke, 1984; Verdonschot et al., 2012a

Macrofyten: Barnes, 1983; Downing, 1991; Dvořák & Best, 1982; Higler & Verdonschot, 1989; Jeffries, 1993; Scheffer et al., 1984; Thomaz et al., 2008; Tolonen et al., 2003; Verdonschot et al., 2012; Verdonschot & Peeters, 2012; Beltman, 1987; Garms, 1961; Twisk et al., 2000;

Verlandig: Beltman, 1987; Garms, 1961; Twisk et al., 2000

Vissen: Crowder & Cooper, 1982; Scheffer et al., 2006; Warfe & Barmuta, 2006

KANALEN

Temperatuur: Hadderingh et al., 1987

Peil: Buskens & Moller Pillot, 2000

Droogval: Buskens & Moller Pillot, 2000

Zuurstof: Heinis, 1993

MEREN

Temperatuur: Hadderingh et al., 1987; Koskenniemi & Sevola, 1989; Jonasson et al., 1990

Licht: Brundin, 1949

Bodem: Petr, 1977; Jonasson, 1992; Brundin, 1949; Bakker, 2012

Peil: Sephton & Paterson, 1986

Droogval: Sephton & Paterson, 1986

Waterbeweging: Brink et al., 1994; Brundin, 1949; Winkel, 1987

Diepte: Brundin, 1949; Saether, 1979

Zuurgraad: Andersson et al., 1978

Zuurstof: Heinis & Crommentuijn, 1992; Heinis, 1993; Berg, & Jonasson, 1965

Organisch material: Brundin, 1949; Kolodziejczyk, 1984; Vos, 2001

Helderheid (turbulentie): Brink et al., 1994; Brundin, 1949; Winkel, 1987

Macrofyten: Kornijow, 1989; Rantala, et al., 2004; Marklund, & Sandsten, 2002

Vissen: Jonasson et al., 1990; Lindegaard, 1989; Winkel, 19xx

SLOTEN

Bodem: Higler & Verdonschot, 1989

Peil: Hell, 1987; Moller Pillot, 1992; Schleuter, 1986; Moller Pillot, 2003

Droogval: Hell, 1987; Moller Pillot, 1992; Schleuter, 1986; Moller Pillot, 2003

Diepte: Boeyen et al., 1992

Zuurgraad: Moller Pillot, 2003

Macrofyten: Rantala et al., 2004; Higler & Verdonschot, 1990; Beltman, 1982; Twisk et al., 2001; Moller Pillot, 2003

LITERATUUR

Andersson, G., S. Fleischer & W. Graneli, 1978. Influence of acidification on decomposition processes in lake sediments. Verh. Int. Verein. Limnol. 20: 802 - 807

Bakker, M., 2012. The effect of bioturbation on the erodibility of fine sediments in lake Markermeer. Msc thesis TU Delft

Barnes, L.E., 1983. The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. Freshwater Biology 13: 561-578.

Beltman, B., 1987. Effects of weed control on species composition of aquatic plants and bank plants and macrofauna in ditches. Aquatic Ecology 21: 171-179.

Beltman, B. 1982 Effecten van het schonen van sloten op flora en fauna. Cultuurtechn. Tijdschr.22(3): 167-176.

- Berg, K. & P.M. Jonasson, 1965. Oxygen consumption of profundal lake animals at low oxygen content of the water. *Hydrobiologia* 26: 131 -
- Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M., 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Blumenshine, S.C., Vadeboncoeur, Y., Lodge, D.M., Cottingham, K.L. & Knight, S.E., 1997. Benthic-pelagic links: Responses of benthos to water-column nutrient enrichment. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 466-479.
- 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 -
- Brink, F.W.B. vd, M.J. Beljaards, N.C.A. Boots & G. vd Velde, 1994. Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes. *Regulated rivers* 9: 279 - 293
- Brundin, L., 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der sudschwedischen Urgebergseen. Report no. 30, Inst. Freshw. Res., Drottningholm, Lund
- Buskens, R.F.M. & H.K.M. Moller Pillot, 2000. The impact of water quality and water level fluctuations on macroinvertebrates including Chironomids in the river Meuse. In: Hoffrichter (ed)
- Clare, P. & Edwards, R.W., 1983. The macroinvertebrate fauna of the drainage channels of the Gwent Levels, South Wales. *Freshwater Biology* 13: 205-225.
- Crowder, L.B. & Cooper, W.E., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63: 1802-1813.
- Downing, J.A., 1991. The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations. In: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (eds.). *Habitat structure; the physical arrangement of objects in space. Population and community biology series.* Chapman and Hall, London. P. 87-106.
- Dvořák, J. & Best, E.P.H., 1982. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia* 95: 115-126.
- Garms, R., 1961. Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Aestuars. *Archiv für Hydrobiologie* 26: 344-462.
- Haddingh, R.H., G. van der Velde & P.G. Schnabel, 1987. The effect of heated effluent on the occurrence and the reproduction of the freshwater limpets *Ancylus fluviatilis*, *Ferrissia wauteri*. *Hydrobiol. Bull.* 21 (2): 193 - 205.
- Heinis F. & Crommentuijn T. 1992. Behavioural responses to changing oxygen concentrations of deposit feeding chironomid larvae of littoral and profundal habitats *Arch.Hydrobiol.* 124 (2), 173-185
- Heinis, F., 1993. Oxygen as a factor controlling occurrence and distribution of chironomid larvae. Proefschrift UvA, Amsterdam
- Hell, B., 1987. Macrofauna van droogvallende kleislotten. *Afstudeeropdr.Mollerinst.*: 29 p.
- Higler, L.W.G. & Verdonschot, P.F.M., 1989. Macroinvertebrates in the Demmerik ditches (The Netherlands): the role of environmental structure. *Aquatic Ecology* 23: 143-150.

- Higler, L.W.G., 1989. Hydrobiological research in peat polder ditches. *Aquatic Ecology* 23: 105-109.
- Janse, J.H. & van Puijenbroek, P.J.T.M., 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environmental Pollution* 102: 547-552.
- Jeffries, M., 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos* 67: 142-148.
- Jonasson P.M., C. Lindegaard, P.C. Dall, K. Hamburger & H. Adalsteins, 1990. Ecosystem studies on temperate Lake Esrom and the subarctic lakes Myvatn and Thingvallavatn. *Limnologica* 20 (2): 259 - 266.
- Jonasson, P.M. (ed.) 1992. Ecology of oligotrophic, subarctic Thingvallavatn - Iceland. *Oikos* 64 (1-2): 1- 436.
- Jonasson, P.M., C. Lindegaard & K. Hamburger, 1990. Energy budget of Lake Esrom, Denmark. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 632 - 640
- Kolodziejczyk, A., 1984. Occurrence of Gastropoda in the lake littoral and their role in the production and transformation of detritus II. *ecological acti. Ekologia Polska* 32 (3): 469-492.
- Kornijow, R. 1989 Seasonal changes in the macrofauna living on submerged plants in two lakes of different trophity *Arch. Hydrobiol.* 117 (1): 49-60
- Koskenniemi, E. & P. Sevola, 1989. Winter regulation effects on littoral chironomids in Hungarian reservoirs. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 3: 215 -
- Lindegaard, C., 1989. A review of secondary production of zoobenthos in freshwater ecosystems with special reference to Chironomidae (Diptera). *Acta Biol. Debr. Hung.* 3: 231-240
- Marklund, O. & H. Sandsten, 2002. Reduction of benthic macroinvertebrates due to waterfowl foraging on submerged vegetation during autumn migration. *Aq. Ecol.* 36 (4): 541-547
- Mendelsson, I.A. & Batzer, D.P., 2006. Abiotic constraints for wetland plants and animals. In: Batzer, D.P., Sharitz, R.R. (Eds.). *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley. P. 82-114.
- Moller Pillot, H. 2003. Hoe waterdieren zich handhaven in een dynamische wereld *St. Noordbrab. Landschap, Haaren* p. 38-39
- Moller Pillot, H.K.M., 1992. Theoretische beschouwing over kwel en makrofauna in holocene sloten. *Samenvaating n.a.v. inleiding voor slotengroep WEW*
- Petr. T., 1977. Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water surface. In Golterman (ed.) *Interactions between sediments and water*
- Portielje, R. & Roijackers, R.M.M., 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany* 50: 127-140.
- Rantala, M.J. et al. 2004 The macrophyte *Stratiotes aloides* protects larvae of dragonfly *Aeshna viridis* against fish predation *Aq. Ecol.* 38 (1): 77 - 82
- Rooke, J.B., 1984. The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. *Freshwater Biology* 14: 507-513.

- Saether, O.A. 1979 Chironomid communities as water quality indicators
Holartic Ecology 2: 65-74
- Scheffer, M., Achterberg, A.A., Beltman, B., 1984. Distribution of macro-invertebrates in a ditch in relation to the vegetation. *Freshwater Biology* 14: 367-370.
- Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M.G., Hanson, M.A., DeClerck, S., de Meester, L., 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.
- Schleuter, A. 1986 Die Chironomiden-Besiedlung stehender Kleingewässer in Abhängigkeit von Wasserführung und Fallaubeintrag. *Arch. Hydrobiol.* 105 (4): 471-487
- Sephton, T.W. & C.G. Paterson 1986 Production of the chironomid *Procladius bellus* in an annual drawdown reservoir. *Freshwater Biol.* 16 (6): 721-734
- Sharitz, R.R., Batzer, D.P., 1999. An introduction to freshwater wetlands in North America and their invertebrate fauna. In: Batzer, D.P., Rader, R.B., Wissinger, S.A., (Eds.). *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley & Sons Inc., New York. P. 1-22.
- Thomaz, S.M., Dibble, E.D., Evangelista, L.R., Higuti, J., Bini, L.M., 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* 53: 358-367.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, I.J., Mikkonen, K., Karjalainen, J., 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* 499: 179-190.
- Twisk, W., Noordervliet, M.A.W., ter Keurs, W.J., 2000. Effects of ditch management on caddisfly, dragonfly and amphibian larvae in intensively farmed peat areas. *Aquatic Ecology* 34: 397-411.
- Veenigen, R., 1982. Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentrations in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia* 95: 369-383.
- Verdonschot, P.F.M. & Higler, L.W.G., 1989. Macroinvertebrates in Dutch ditches: a typological characterization and the status of the Demmerik ditches. *Aquatic Ecology* 23: 135-142.
- Verdonschot, P.F.M., 1992. Macrofaunal community types of ditches in the province of Overijssel (The Netherlands). *Archiv für Hydrobiologie* 90: 133-158.
- Verdonschot, R.C.M., Didderen, K. & Verdonschot, P.F.M., 2012a. Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologica* 42: 31-42.
- Verdonschot, R.C.M., Keizer-Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., 2011. Biodiversity value of agricultural drainage ditches; a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 715-727.
- Verdonschot, R.C.M., Keizer-Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., 2012b. Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators* 13: 232-242.

Verdonschot, R.C.M., Peeters, E.T.H.M., 2012. Preference of larvae of *Enallagma cyathigerum* (Odonata: Coenagrionidae) for habitats of varying structural complexity. *European Journal of Entomology* 109: 229-234.

Verdonschot, R.C.M., van den Hoorn, M.W., Verdonschot, P.F.M., 2010. Aquatische insecten in een met ijs bedekte plas. *Entomologische Berichten* 70: 183-189.

Vos, J.H., 2001. Feeding of detritivores in freshwater sediments. Thesis, University Amsterdam. 1-138.

Warfe, D.M., Barmuta, A., 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141-154.

Welch, P.S., 1952. *Limnology*. 2nd edition. McGraw-Hill Book Company, New York.

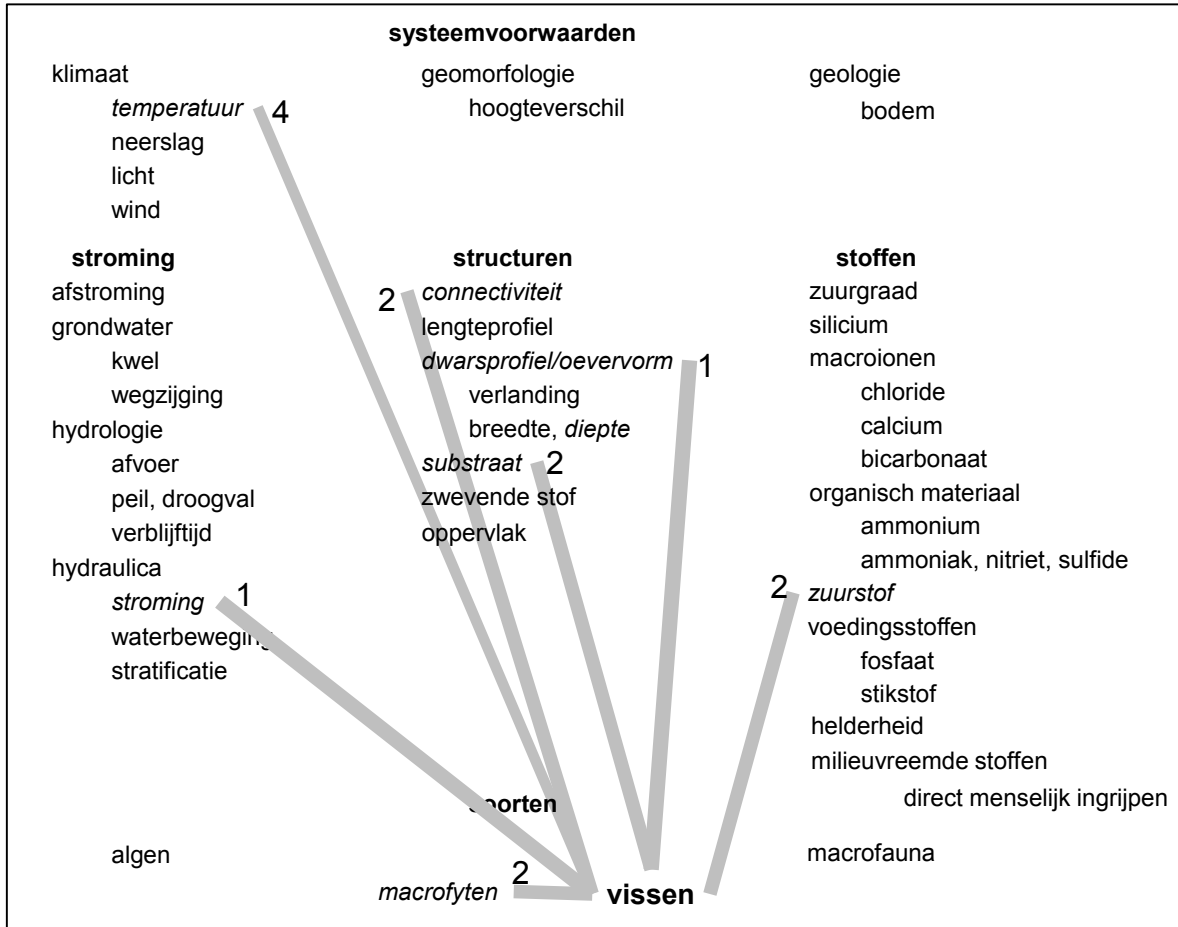
Williams, D.D., 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 634-650.

Williams, D.D., Feltmate, B.W., 1992. *Aquatic Insects*. C.A.B. International, Wallingford, Oxford.

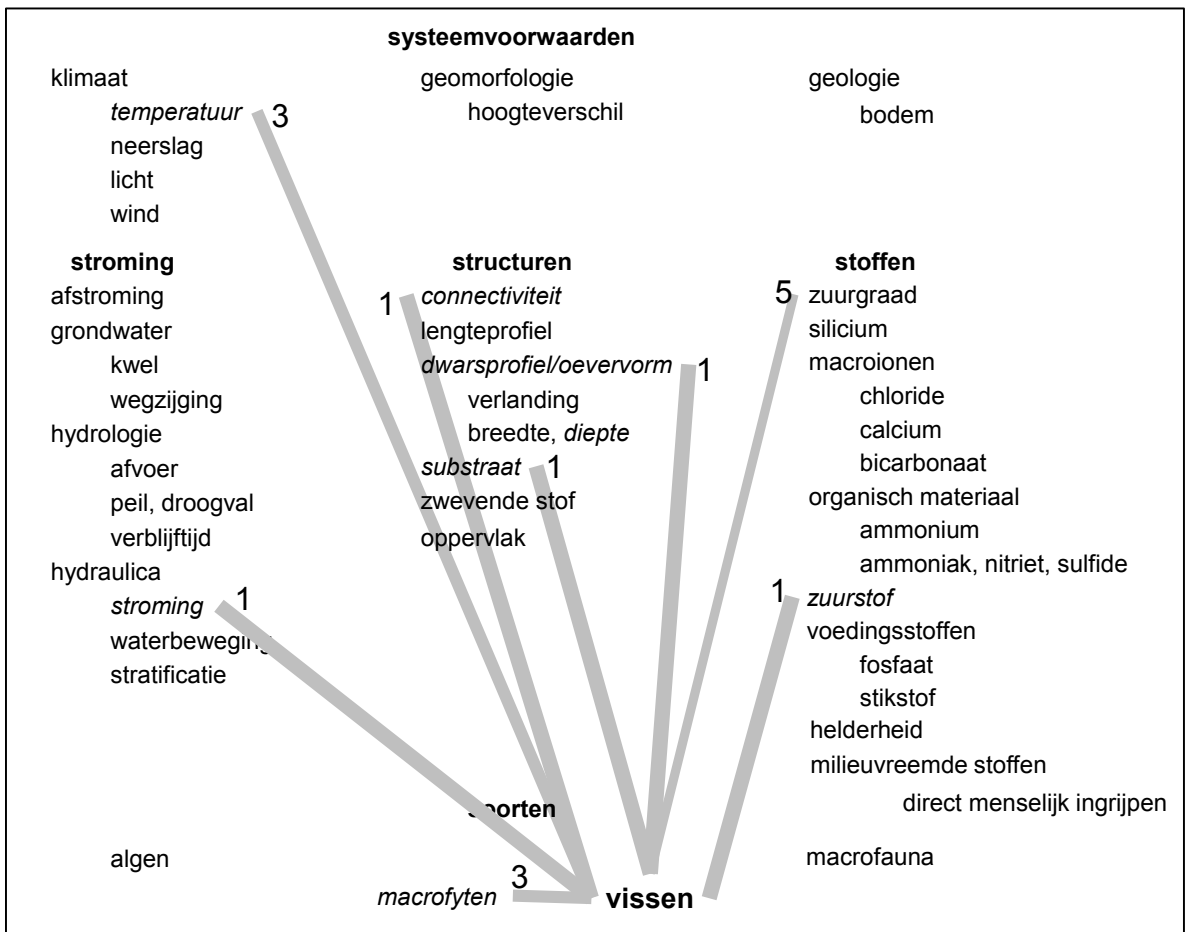
Winkel, E. ten, 1987. Chironomid larvae and their foodweb relations in the littoral zone of Lake Maarsseveen. Thesis Amsterdam.

KRW-ORGANISMENGROEP VISSSEN

LANGZAAM STROMENDE BEKEN – VISSSEN



SNELSTROMENDE BEKEN – VISSSEN



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP VISSEN IN STROMENDE WATEREN

Temperatuur: Kroes et al., 2007; Buisson et al., 2008;

Verhang: Buisson et al., 2008;

Afvoer: Poff & Allan, 1995

Stroomsnelheid: Kroes et al., 2007; Taylor et al., 2006; Welcomme et al., 2006; Poff & Allan, 1995

Connectiviteit: Kroes et al., 2007; Welcomme et al., 2006

Diepte: Kroes et al., 2007; Buisson et al., 2008; Taylor et al., 2006

Breedte: Buisson et al., 2008; Taylor et al., 2006

Dwarsprofiel/oevervorm: Kroes et al., 2007; Taylor et al., 2006

Substraat: Kroes et al., 2007; Taylor et al., 2006; Welcomme et al., 2006

Zuurgraad: Kroes et al., 2007

Chloride: Kroes et al., 2007

Zuurstof: Kroes et al., 2007

Nutrienten: Kroes et al., 2007

LITERATUUR

Beek, G., Van., Beekman, J. & Klein Breteler, J.P.G., 2004. Kennisdocument Europese meerval *Silurus glanis* L.. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Kennisdocument OND00194, 39 pag.

Beekman, J., 2005. Kennisdocument gestippelde alver. *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782). Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Kennisdocument 03 OND00194. 24 pag.

Breukelen, S., Van, 1992. Habitat geschiktheid index model van de brasem *Abramis brama* (L). OVB, Nieuwegein, 20 p.

Bos, A.R., 1999. Aspects of the life history of the european flounder (*Pleuronectes flesus* l. 1758) in the tidal river Elbe. Proefschrift. University of Hamburg.

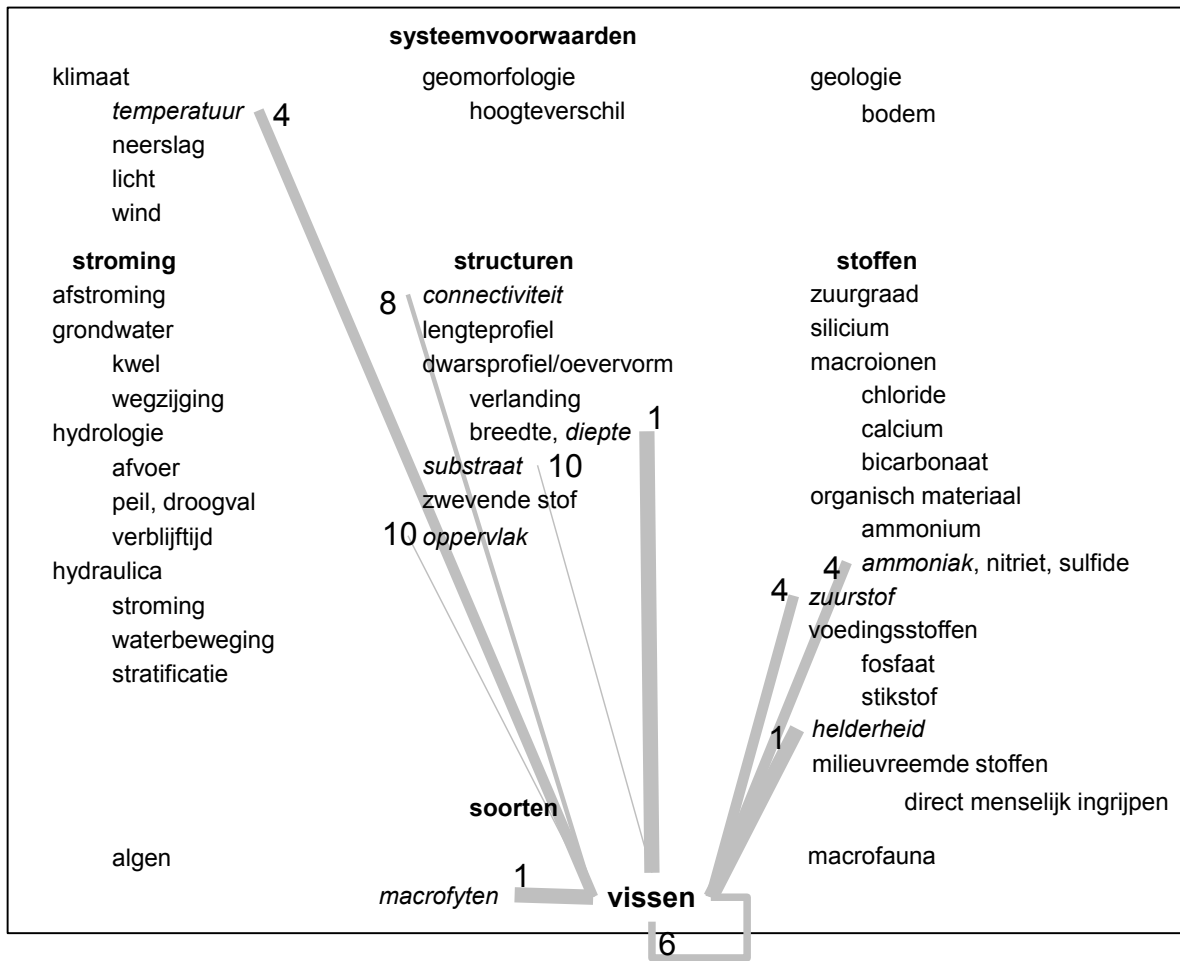
Buisson L., Blanc L. & Grenouillet G., 2008. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of freshwater fish* 17: 244-257.

Emmerik, W.van (2004). Kennisdocument Atlantische steur *Acipenser sturio* L.. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Kennisdocument 02, 85 pag.

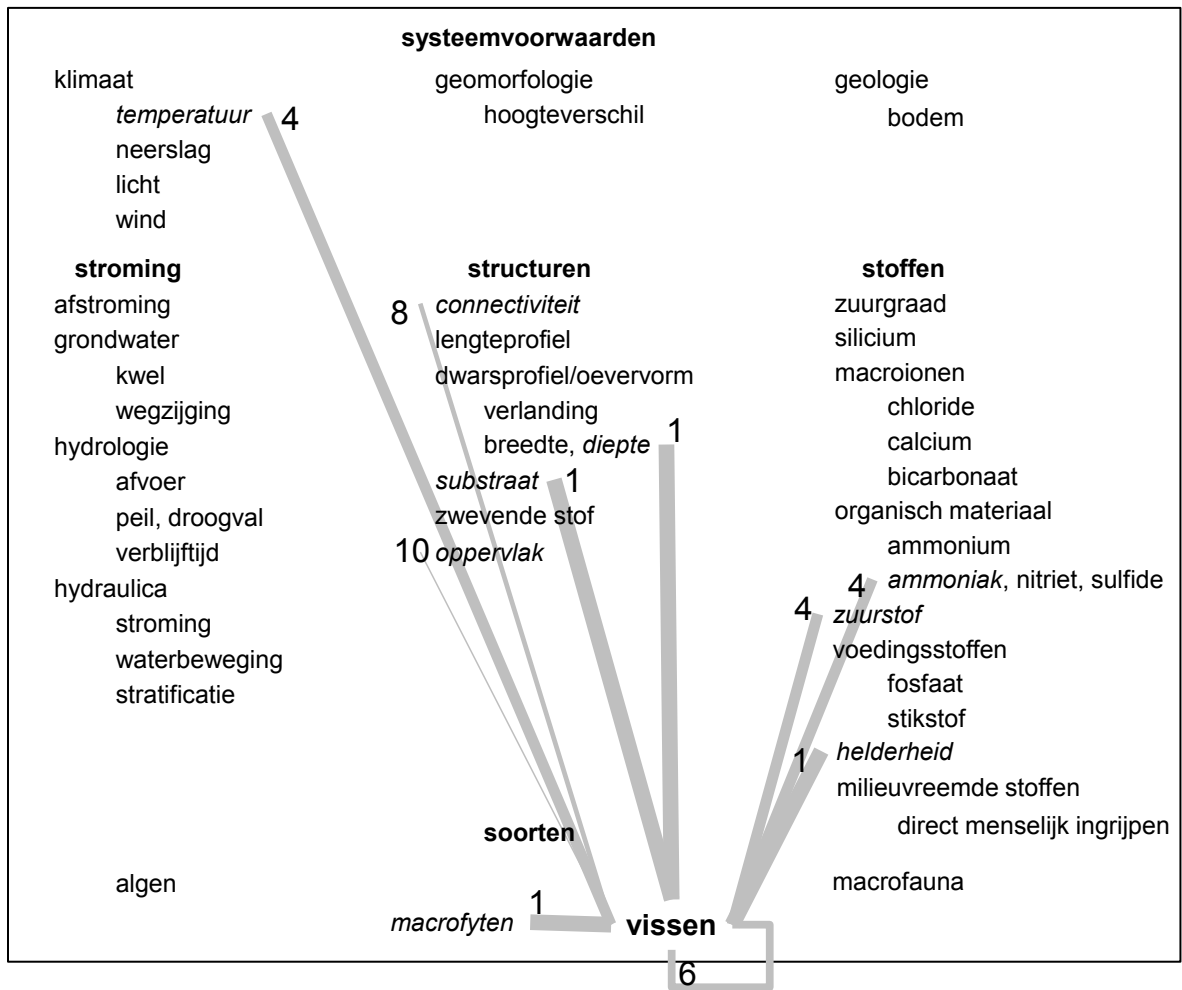
Emmerik, W.A.M., Van, 2004. Kennisdocument pos, *Gymnocephalus cernuus* L.. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Kennisdocument 05, 41 pag.

- Gerstmeier, R. & T. Romig, 2000. Zoetwatervissen van Europa. Tirion Uitgevers, Baarn. ISBN 90 520 369 0. 370 pp. Oorspronkelijke uitgever Franckh-Kosmos Verlags, Stuttgart. 1998
- Iterson, B., Van, 1994 . Habitat geschiktheid index model van de driedoornige stekelbaars. Scriptie juni 1994, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Vrije Universiteit Amsterdam
- Klein Breteler, J.G.P., 2005. Kennisdocument Europese aal of paling *Anguilla anguilla* (L.). Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Kennisdocument 11 Projectnummer KO2005015, 71 pag.
- Klein Breteler, J.G.P. & J. Kranenbarg, 2000. Gidssoortenmatrix Ecologische Netwerkstudies: annex vis. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB onderzoeksrapport 87:56 pp + 6 bijlagen.
- Klein Geltink, A.G., 1997. Habitat Geschiktheid Index Model van het vetje. Nieuwegein, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-studentenverslag 1007, 27 pp.
- Kroes, M.J., Vriese, F.T. & van Emmerik, W.A.M., 2007. Vis in stromende wateren. VA 2006_56, VisAdvies Nieuwegein.
- Poff N. L. & Allan J.D., 1995. Functional organisation of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2):606-627.
- Quak, J. (1993). Habitats van de zalm (*Salmo salar*) in het zoete water; de zalm in een ecologisch perspectief. Deelrapport Sa/OVB 1993-01, OVB-onderzoeksrapport, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein, 101 p + bijlagen
- Schoone, C.H. & M. van Breugel, 2006. Kennisdocument kolblei *Abramis* (of *Blicca*) bjoerkna L. Kennisdocument 19. 38 pag. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Schöter, C., 2002. Revision der Schnäpel und Grossen Maränen des Nordsee- und südwestlichen Ostseeraumes (Teleostei: Coregonidea). Proefschrift, Rheinischen Friedrich Wilhelms Universität Bonn.
- Schouten, W.J., 1992. Habitat geschiktheid index model de kleine modderkruiper *Cobitis taenia* L. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij 1992
- Taylor C. M., Holder T. L., Fiorillo R., Williams L. R., Thomas R. B. & Warren M. L. Jr., 2006. Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 63: 43-54.
- Vriese, F.T., G.A.J. de Laak & S.A.W. Jansen (1994). Analyse van de visfauna in de Limburgse beken. OVB-onderzoeksrapport 1994-13. Zuiveringschap Limburg, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. 88 pag. + bijlage
- Liefveld, W.M. & F. Schulze, 2005. A river habitat simulation model to quantify ecological effects of low discharges on the river Meuse (The Netherlands, Belgium). *Large Rivers* Vol. 15, No. 1-4. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155/1-4, p.465-481, Mai 2005.
- Welcomme R. L., Winemiller K. O. & Cowx I. G., 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological conditions of rivers. *River Res. Applic.* 22: 377-396.

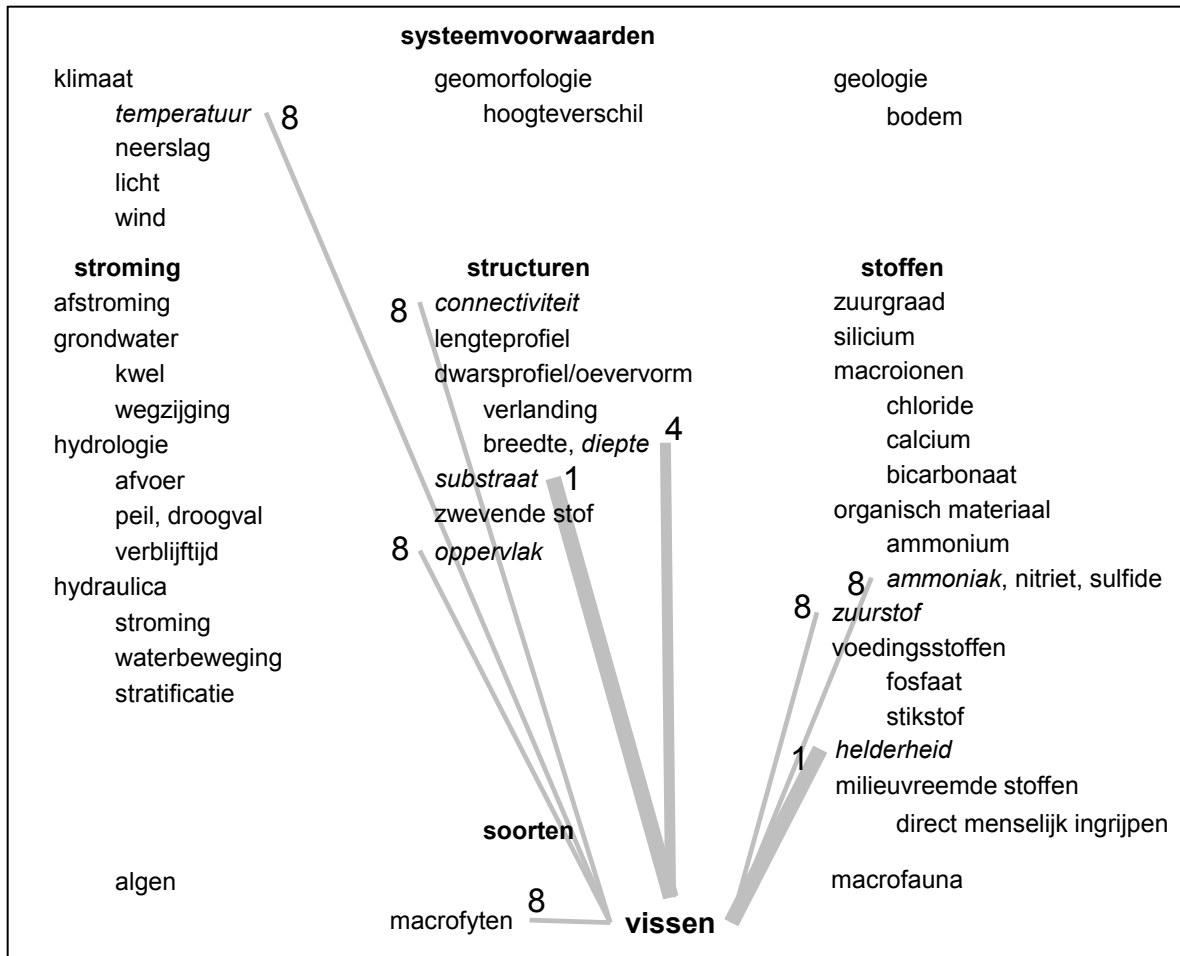
SLOTEN (ZOET) – VISSSEN: ZEELT-KROESKARPER (RUISVOORN-SNOEK) GEMEENSCHAP



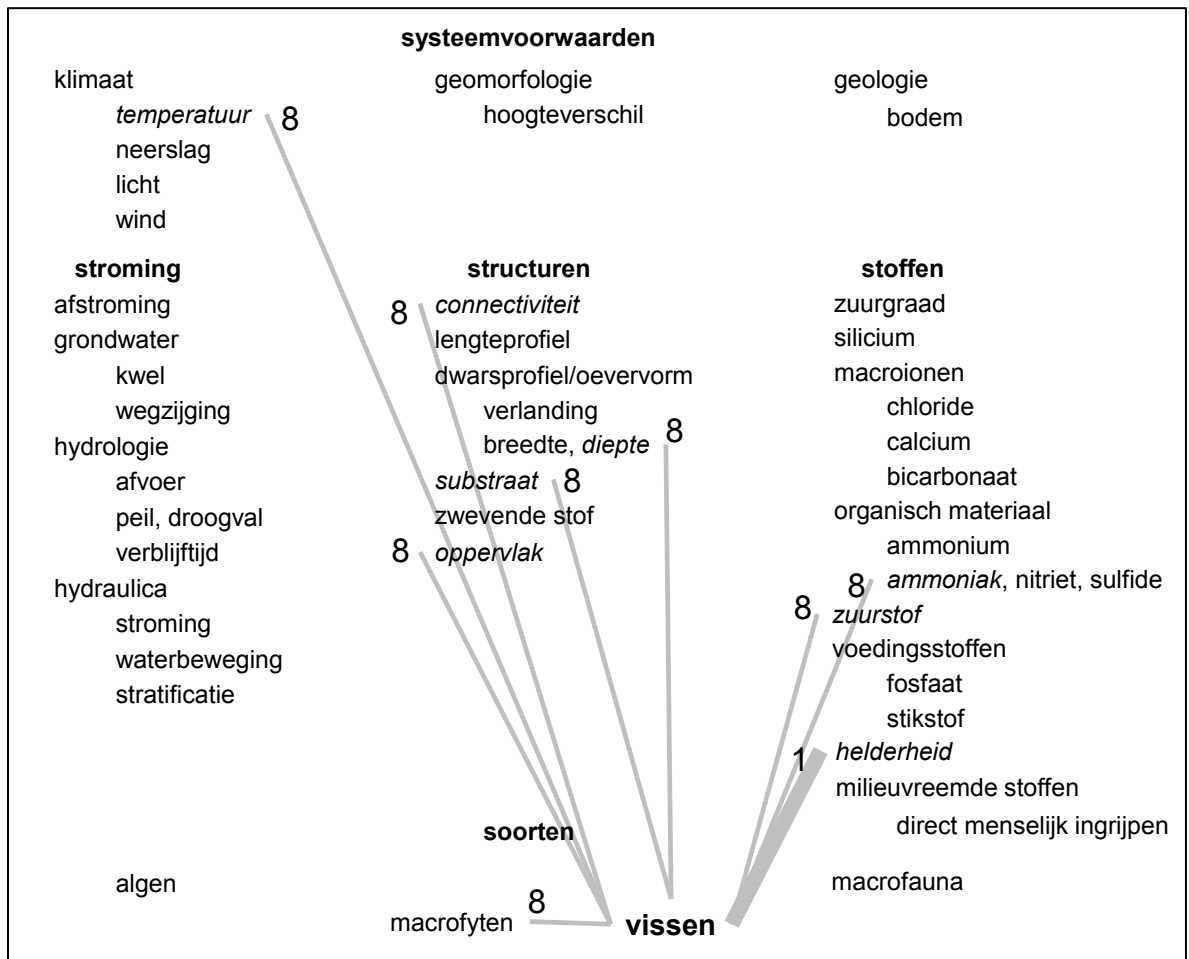
MEREN ONDIEP - VISSEN: ALLE 4 VISGEMEENSCHAPPEN



KANALEN (ZOET) – VISSSEN: BRASEM-SNOEKBAARS GEMEENSCHAP



MEREN DIEP - VISSEN: BAARS-BLANKVOORN GEMEENSCHAP



REFERENTIES BIJ KRW-ORGANISMENGROEP VISSEN IN ZOETE STILSTAANDE WATEREN

Temperatuur: Kroes et al., 2007

Stroomsnelheid: Kroes et al., 2007

Connectiviteit: Kroes et al., 2007

Diepte: Kroes et al., 2007

Dwarsprofiel/oevervorm: Kroes et al., 2007

Substraat: Kroes et al., 2007

Zuurgraad: Kroes et al., 2007

Chloride: Kroes et al., 2007

Zuurstof: Kroes et al., 2007

Nutrienten: Kroes et al., 2007

Macrofyten: Crowder & Cooper, 1982; Scheffer et al., 2006; Warfe & Barmuta, 2006.

LITERATUUR

Blanck, A., Tedesco, P.A. & Lamouroux, N., 2007. Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater Biology*, 52: 843-859.

Casselmann, J.M. & Lewis, C.A., 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences*, 53 (1): 161-174.

Copp, G.H., 1992. An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in a lowland river catchment. *Oecologia*, 91 (3): 338-345.

Cowx, I.G. (ed.) 2003. *Interactions Between Fish and Birds: Implications for Management*, Oxford: Blackwell Publishing Company. ISBN 978-0632063857

Crowder, L.B., Cooper, W.E., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63: 1802-1813.

Dawson, E., 1998. *Helderheid in Aquatische Ecosystemen: De Sturende Rol van Ondergedoken Waterplanten in Meren en Plassen*. ZZIW 5036, Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v., Deventer.

Doudoroff, P. & Shumway, D.L., 1970. *Dissolved Oxygen Requirements of Freshwater Fishes*. FAO Fisheries Technical Paper No. 86, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Eadie, J.M., Hurly, T.A., Montgomerie, R.D. & Teather, K.L., 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environmental Biology of Fishes*, 15 (2): 81-89.

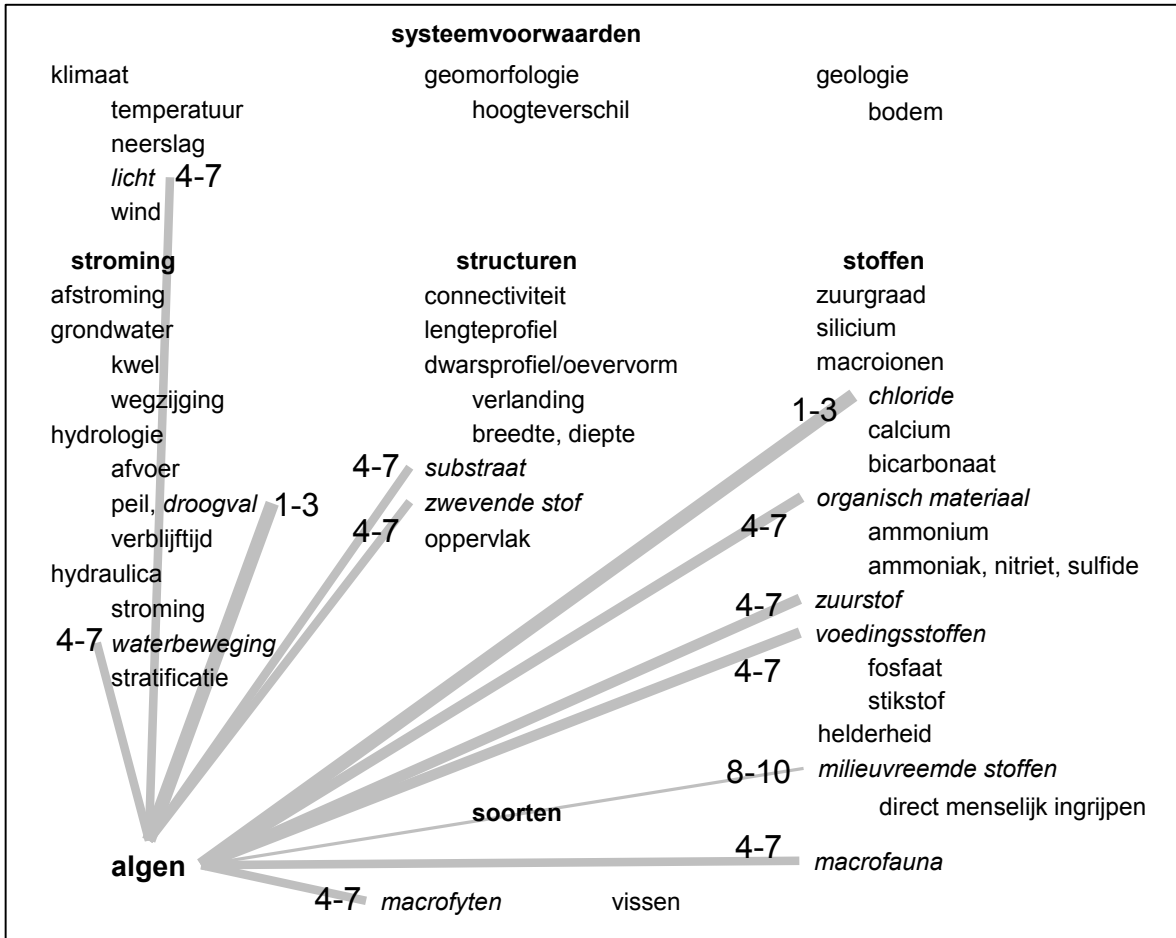
- Elshout, P.M.F., Dionisio Pires, L.M., Leuven, R.S.E.W., Wendelaar Bonga, S.E. & Hendriks, A.J., in press. Low oxygen tolerance of different life stages of temperate freshwater fish species. in press, x (x): x.
- Fausch, K.D., 1988. Models that predict standing crop of stream fish from habitat variables [microform] : 1950-85. Accessed from <http://nla.gov.au/nla.cat-vn4007060>, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R., 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, 59 (3): 507-515.
- Guégan, J.-F., Lek, S. & Oberdorff, T., 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature*, 391 382-384.
- Holopainen, I.J. & Pitkaenen, A.K., 1985. Population size and structure of crucian carp (*Carassius carassius* (L.)) in two small, natural ponds in eastern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 22 (4): 397-406.
- Huet, M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 11 (3): 332-351.
- Imhof, J.G., Fitzgibbon, J. & Annable, W.K., 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 312-326.
- Jaarsma, N., 2006. Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen: vis in meren. RW1447-2, Witteveen+Bos & Rijkswaterstaat RIZA, Deventer.
- Jaarsma, N., Klinge, M. & Lamers, L., 2008a. Van helder naar troebel... en weer terug. 2008-04, STOWA, Utrecht.
- Jaarsma, N., Klinge, M. & Pot, R., 2008b. Achtergronddocument Referenties en Maatlatten Vissen. STOWA, Utrecht.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R. & Olden, J.D., 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (1): 157-170.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity using Fish Communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27.
- Karr, J.R., 1991. Biological Integrity - A Long-Neglected Aspect of Water-Resource Management. *Ecological Applications*, 1 (1): 66-84.
- Klein Breteler, J.G.P. & Kranenbarg, J., 2000. Gidssoortenmatrix Ecologische Netwerkstudies: Annex vis. OND00087, RIZA, Lelystad.
- Kroes, M.J., Vriese, F.T. & van Emmerik, W.A.M., 2007. Vis in stromende wateren. VA 2006_56, VisAdvies Nieuwegein.
- Lek, S. & Guégan, J.-F., 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, 120 (1): 65-73.
- Leuven, R.S.E.W. & Oyen, F.G.F., 1987. Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective. *Journal of Fish Biology*, 31 753-774.
- Leuven, R.S.E.W., Hendriks, A.J., Huijbregts, M.A.J., Lenders, H.J.R., Matthews, J. & van der Velde, G., in press. Differences in sensitivity of native and exotic fish species to changes in river temperature. *Current Zoology*, x (x): x.

- Lijklema, L., Aalderink, R.H. & de Ruiter, H., 1996. Hoofdstuk 3: Zuurstofhuishouding in stromende en stagnante watersystemen. Procesbeschrijvingen DUFLOW voor WINDOWS. Wageningen: Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Water Kwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie.
- Loeb, R., Verdonschot, P.F.M., van den Hoorn, M.W., Dekkers, T.B.M., Sinkeldam, J.A. & Waasdorp, C.M., 2009. Sleutelfactoren en ecosysteemfunctioneren: III. Zuurstof als sleutelfactor in laagveensloten. Alterra-rapport 1852, Alterra Wageningen.
- Loeb, R., Verdonschot, P.F.M., van den Hoorn, M.W., Nijboer, R.C. & Bleeker, M., 2008. Sleutelfactoren ecosysteemfunctioneren: I. Eerste verkenning in laagveensloten. Alterra-rapport 1751, Alterra, Wageningen.
- Mann, R.H.K., 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia*, 323 (3): 223-235.
- McDermot, D. & Rose, K.A., 2000. An individual-based model of lake fish communities: application to piscivore stocking in Lake Mendota. *Ecological Modelling*, 125 (1): 67-102.
- Menge, B.A. & Sutherland, J.P., 1987. Community Regulation: Variation in Disturbance, Competition, and Predation in Relation to Environmental Stress and Recruitment. *The American Naturalist*, 130 (5): 730-757.
- Middelboe, A.L. & Markager, S., 1997. Depth limits and minimum light requirements of fresh water macrophytes. *Freshwater Biology*, 37 553-568.
- Miranda, L.E., Driscoll, M.P. & Allen, M.S., 2000. Transient physicochemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plant stands. *Freshwater Biology*, 44 (617-628).
- Oberdorff, T., Hugueny, B. & Vigneron, T., 2001a. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *OIKOS*, 93 (1): 419-428.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Chessel, D., 2001b. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46 (3): 399-415.
- Olden, J.D. & Jackson, D.A., 2001. Fish-Habitat Relationships in Lakes: Gaining Predictive and Explanatory Insight by Using Artificial Neural Networks. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130 878-897.
- Olden, J.D. & Jackson, D.A., 2002a. A comparison of statistical approaches for modelling fish species distributions. *Freshwater Biology*, 47 (1): 1-20.
- Olden, J.D. & Jackson, D.A., 2002b. Illuminating the "black box": a randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks. *Ecological Modelling*, 154 (1): 135-150.
- Olden, J.D., 2003. A species-specific approach to modeling biological communities and its potential for conservation. *Conservation Biology*, 17 (3): 854-863.
- Otto, S.A. & Zahn, S., 2008. Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe. , Institut für Binnenfischerei, Potsdam.
- Penning, E., Haasnoot, M., Kuijper, M. & van Buren, R., 2006. Rekenregels voor macrofyten in meren ten behoeve van de KRW. Q4058.00, DG Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.
- Petr, T., 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. No. 396, FAO, Rome.

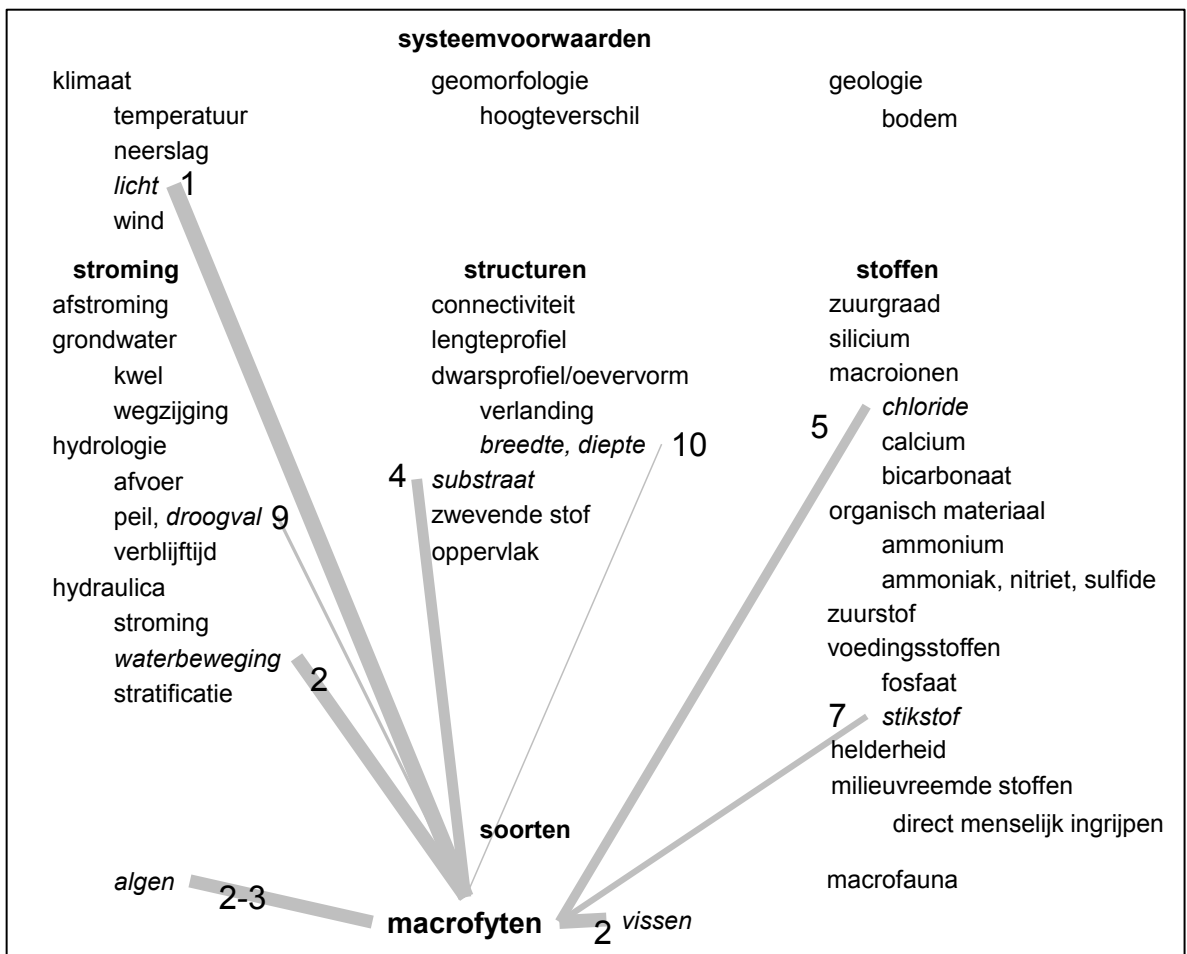
- Pont, D., Huegeny, B. & Oberdorff, T., 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences*, 62 (1): 163-173.
- Pouwels, R., Hensen, S.R., Klein Breteler, J.G.P. & Kranenbarg, J., 2002. Praktijkstudie LARCH-vissen. Alterra-rapport 434, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Quak, J., 1993. De Visstand in stromende wateren. In: RAAT, A. J. P. (ed.) Vismigratie, Visgeleiding en Vispassages in Nederland. Nieuwegein: Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij.
- Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M.G., Hanson, M.A., DeClerck, S., de Meester, L., 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.
- Schlosser, I.J., 1991. Stream Fish Ecology - A Landscape Perspective. *Bioscience*, 41 (10): 704-712.
- Schlosser, I.J., 1995. Critical landscape attributes that influence fish population-dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303 (1-3): 71-81.
- Schneiders, A., 2009. Vismodellering. Wetenschappelijk rapport - NARA 2009. Aquatisch luik – deel 4. INBO.R.2009.27, INBO, Brussel.
- Schneiders, A., Simoens, I. & Belpaire, C., 2009. Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. NARA 2009 - Wetenschappelijk rapport. Aquatisch luik – deel 3. INBO.R.2009.22, INBO, Brussel.
- Townsend, C.R., Sutherland, W.J. & Perrow, M.R., 1990. A Modelling Investigation of Population Cycles in the Fish *Rutilus rutilus*. *Journal of Animal Ecology*, 59 (2): 469-485.
- Van Beek, G.C.W., 2000. Zoet Zout Zuid-Holland: Literatuurstudie naar zouttolerantie en gerelateerde parameters van vissoorten in het benedenrivierengebied. 2000.025X, Bureau Waardenburg & DG Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.
- Van Breukelen, S., 1992. Habitat Geschiktheid Index Model van de Blankvoorn, *Rutilus rutilus* (L) OVB, Nieuwegein.
- Van Dam, H., 2010. Pilot stuurvariabelen waterkwaliteit en ecologie: Op zoek naar ecologische stuurvariabelen in lijnvormige wateren van het Waterschap Rivierenland. AWN 907, Waterschap Rivierenland, Tiel.
- Van Eekelen, R., Soes, D.M., Pellikaan, G.C. & Anema, L.S.A., 2006. Kruipers in de polder. 06-123, Bureau Waardenburg & Stichting Landschapsbeheer Zuid Holland, Culemborg.
- Veeningen, R., 1982. Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentrations in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia*, 95 369-383.
- Warfe, D.M., Barmuta, A., 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141-154.
- Zoetemeyer, R.B. & Lucas, B.J., 2001. De OVB-viswatertypering deel 1: Ondiepe wateren. *Vis & Water magazine*, 1 (4).
- Zoetemeyer, R.B. & Lucas, B.J., 2007. Basisboek visstandbeheer, Bilthoven, Sportvisserij Nederland. ISBN 9789081029537

KRW-TYPE ZWAK BRAKKE EN BRAKKE WATEREN

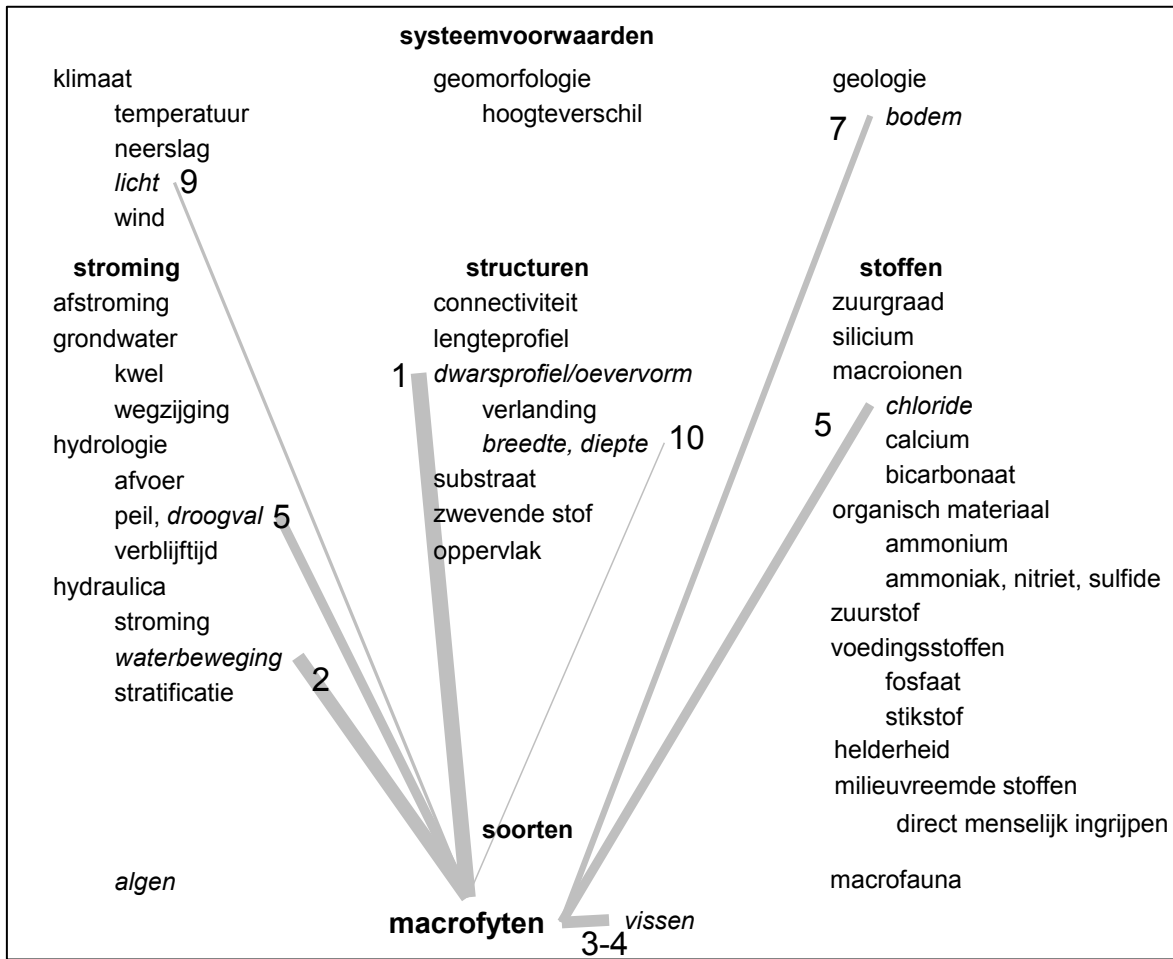
ZWAK BRAKKE EN BRAKKE WATEREN - ALGEN



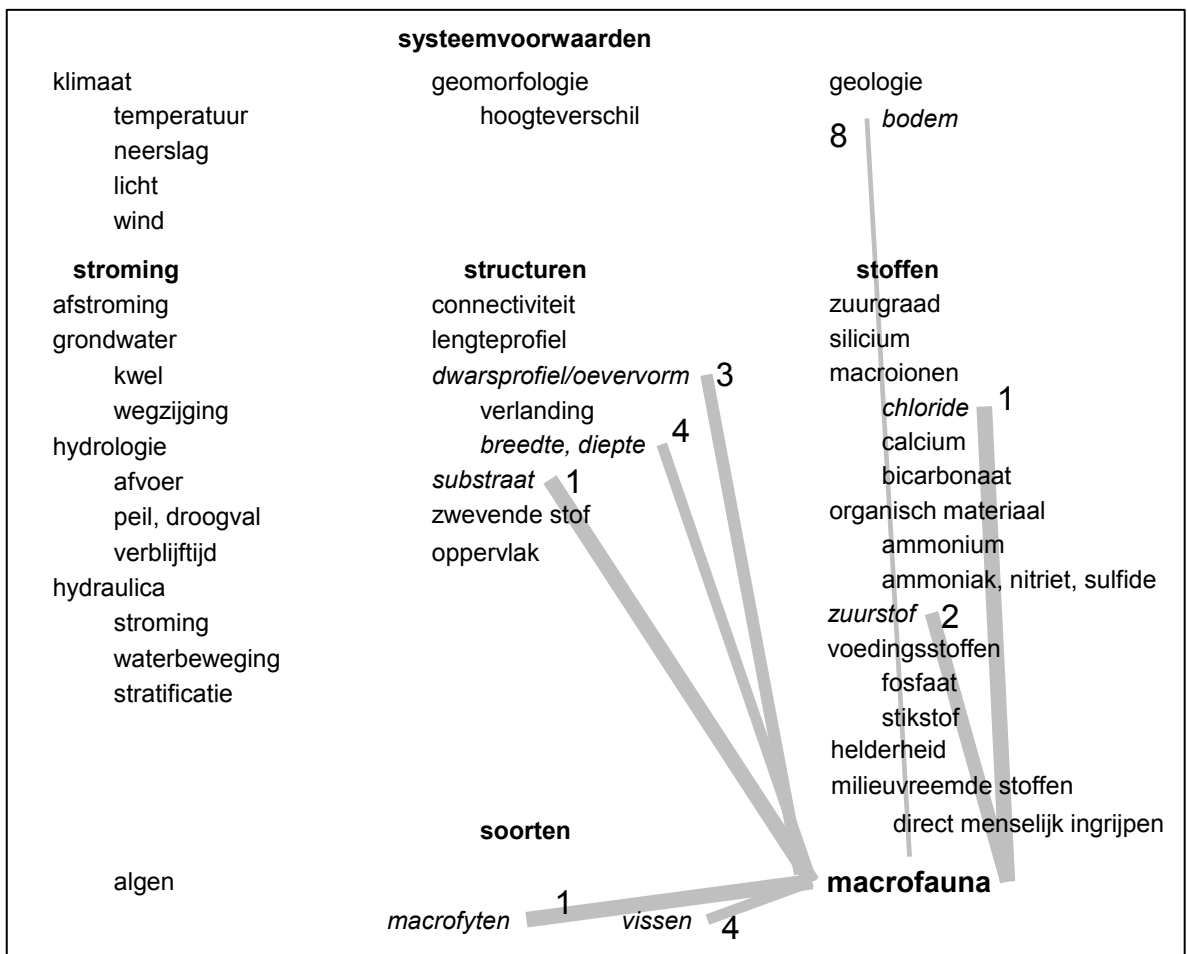
ZWAK BRAKKE EN BRAKKE WATEREN – WATERMACROFYTEN



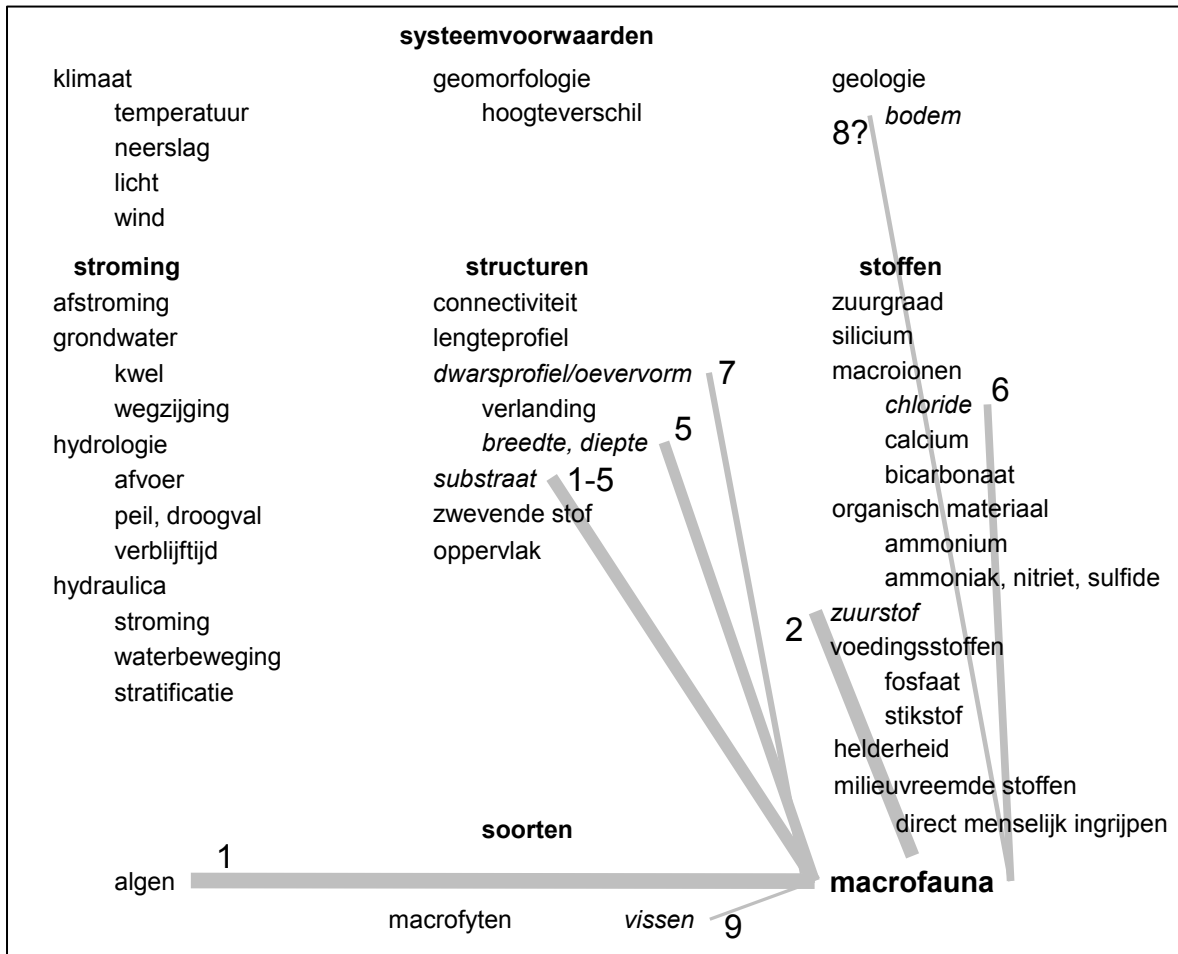
ZWAK BRAKKE EN BRAKKE WATEREN – OEVERMACROFYTEN



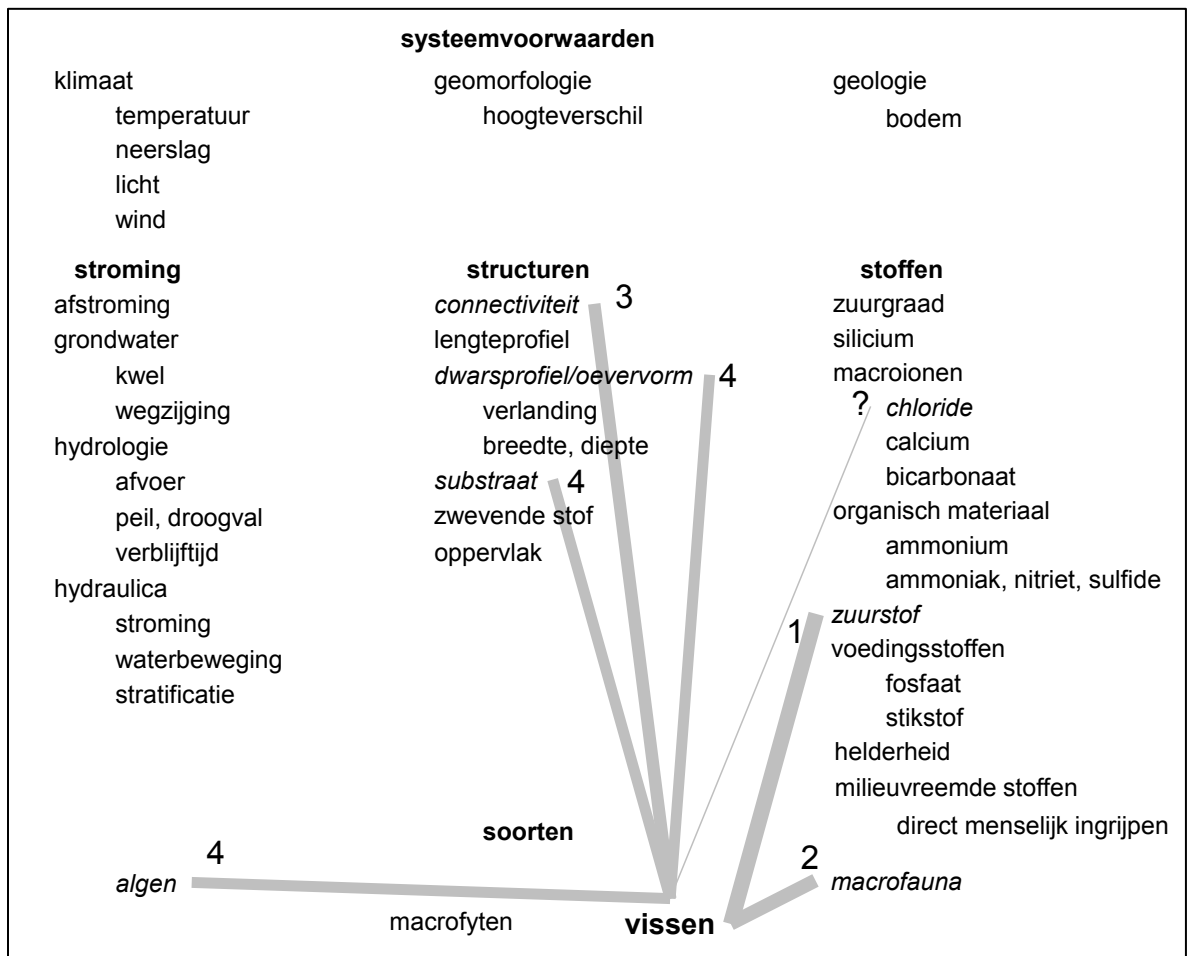
ZWAK BRAKKE WATEREN – MACROFAUNA



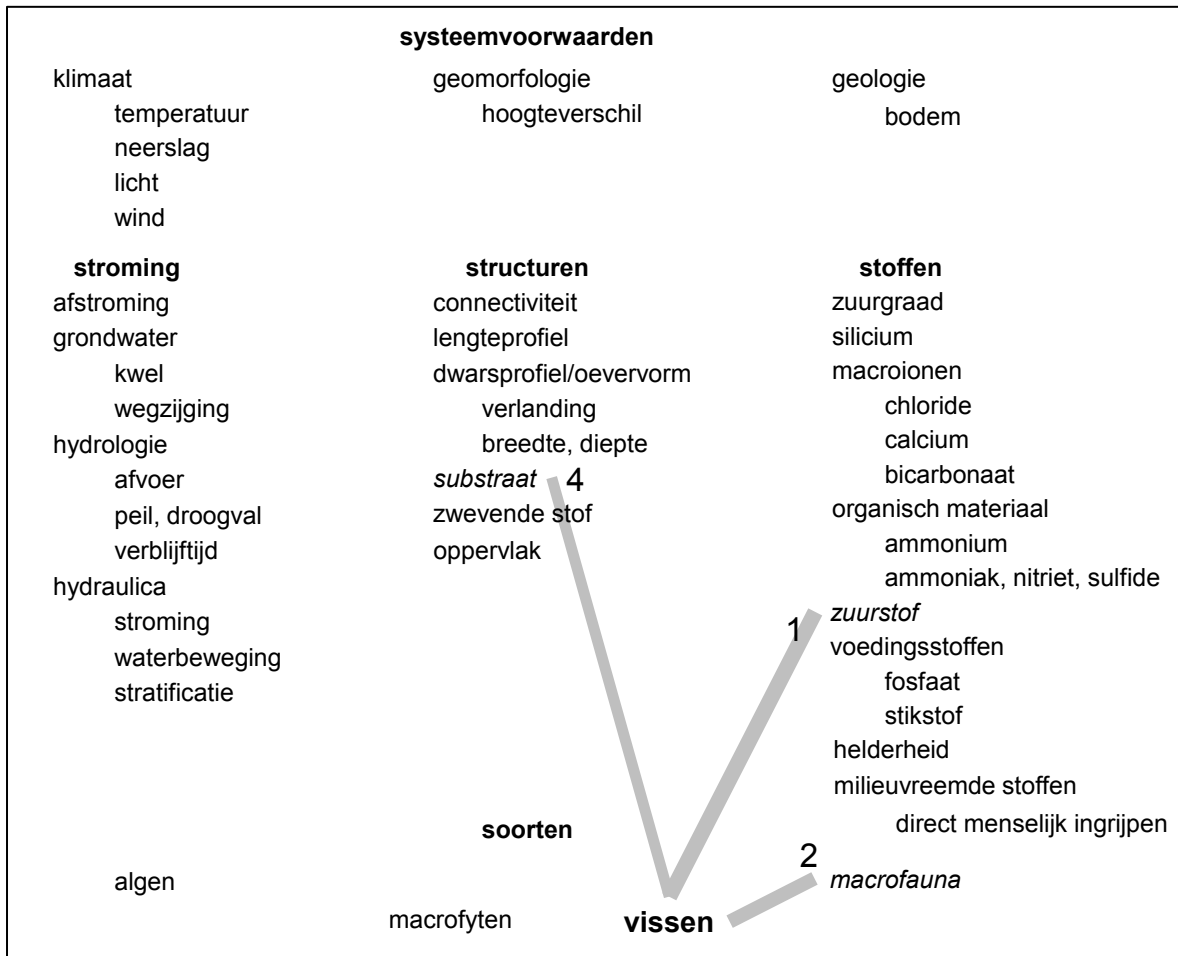
BRASSE WATEREN – MACROFAUNA



ZWAK BRAKKE WATEREN – VISSSEN



BRASSE WATEREN – VISSSEN



REFERENTIES BIJ KRW-TYPE (ZWAK) BRAKKE WATEREN

SYSTEEMVOORWAARDEN

Neerslag (incl. evaporatie): Heerebout, 1970; CUWVO, 1988

(Hoogte)ligging: De Boer & Wolff, 1996

STOFFEN

Chloride: Van Beers & Verdonschot, 2000; Den Hartog, 1964 (i.r.t. macrofauna), 1974; CUWVO, 1988; Claassen, 2001; De Boer & Wolff, 1996

Zuurgraad (pH): CUWVO, 1988

Calcium: CUWVO, 1988

Sulfaat: CUWVO, 1988

Zuurstof: CUWVO, 1988

Nutriënten: Grontmij, 1993

Ortho-fosfaat: CUWVO, 1988

Nitraat: CUWVO, 1988

STROMING

Hydrologie: Grontmij, 1993

Waterbeweging: Heerebout, 1970 (instroming van zee- of van rivierwater); De Boer & Wolff, 1996 (zoetwaterafvoer)

STRUCTUREN

Connectiviteit (isolatie): Van Beers & Verdonschot, 2000

Oppervlak: Van Beers & Verdonschot, 2000

Abiotische toestandsvariabelen: Van Beers & Verdonschot, 2000

SOORTEN

Macrofyten: Van Beers & Verdonschot, 2000; Den Hartog, 1981; De Boer & Wolff, 1996; Grontmij, 1993

Macrofauna (incidenteel vissen) : Van Beers & Verdonschot, 2000; Heerebout, 1970; Den Hartog, 1964 (chloride); De Boer & Wolff, 1996 (macro-algen); Grontmij, 1993

Vissen: De Boer & Wolff, 1996:

ALGEMEEN, FRIESLAND

Nederlandse Vereniging tegen water-, bodem- en luchtverontreiniging, 1949. Onderzoek naar de mate van verontreiniging van de oppervlaktewateren in Nederland. Deel III Friesland [daarin map 16 Verzilting met historische data van 1921, 1922, 1925, 1932, 1938, 1942, 1943].

Koolhaas, J.F. & B. Vrijhof, 1958. De landbouwwaterhuishouding in de provincie Friesland. COLN rapport no 3. [Daarin groot gedeelte over: De verzilting van de open wateren].

Provinciale Waterstaat van Friesland, 1963. Voorlopig rapport waterafvoer en ontzilting van Frieslands Noordwesthoek (deel Tekst, deel Bijlagen). [Daarin uitgebreide info uit de tijd dat bij Ropta er nog een sluis (op boezempeil) was].

Provinciale Waterstaat van Friesland, 1963. Rapport doorspoelproef Noordwesthoek.

Provinciale Waterstaat van Friesland, 1964. Rapport doorspoelproef Noordwesthoek.

Bots, W.C.P.M., P.C. Jansen & G.J. Noordewier, 1978. Fysisch-chemische samenstelling van grond- en oppervlaktewater in het Noorden des Lands. ISP milieuonderzoek, deelrapport 1 (met separaat bijlagen).

TNO, 1980. Research on possible changes in the distribution of saline seepage in The Netherlands. Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, Verslagen en Mededelingen no 26, 219p.

Swart, B., 1991. Zout en verzilting; van (on)oplosbaar probleem naar hanteerbaar verschijnsel. Provincie Friesland. 50p.

Boorsma, J.S. & M. Koopal, 1991. Met zoute kwel in de knel; de kwalificering en kwantificering van de zoute kwel in het gebied tussen Arum en Kimsward en de invloed daarvan op het grondgebruik. Ahof.

BRAKKE WATEREN

STOWA, 2007. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 2007-32.

Hartog, C. den, 1964. Typologie des Brackwassers. Helgol. Wiss. Meeresunters. 10 (1-4): 377-390.

Heerebout, G.R., 1970. A classification system for isolated brackish inland waters base don median chlorinity and chlorinity fluctuations. Neth. Journal of Sea Research 4 (4): 494-503.

Hartog, C. den, 1974. Brackish-water classification, its development and problems. Hydrobiol. Bull. 8 (1/2): 15-28.

Hartog, C. den, 1981. Aquatic plant communities of poikilosaline waters. Hydrobiologia 81: 15-22.

Claassen, T.H.L. & H. van Straten, 1984. Kwellend zout in Friesland, een oriënterend onderzoek. Cultuurtechnisch Tijdschrift 23 (6): 311-323.

CUWVO, 1988. Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. CUWVO werkgroep V-I.

Grontmij, 1993. Ecologisch beheersprogramma voor brakke poldergebieden in Friesland. i.o.v. Waterschap Friesland.

Krebs, B., A. Fortuin & H. Boeyen, 1995. Brakke binnenwateren het beschermen waard. DLN 96 (1): 14-19.

Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, 1995. Levensgemeenschappen van brakke wateren, aanzet tot beschrijving en bescherming.

Boer, K. de & W.J. Wolff, 1996. Tussen zilt en zoet; voorstudie naar de betekenis van estuariene gradiënten in het Waddengebied. RUG Groningen.

Doeglas, G., 1999. Binnendijkse zoute kwelgebieden langs de Waddenzee. RIKZ/AB-99.602x

Beers, W.M. & P.F.M. Verdonschot, 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 4, Brakke binnenwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Alterra i.o.v. LNV/EC-LNV.

Claassen, T.H.L., 2000. Naar een monitoringprogramma voor het thema Gradiënten, RWS-DNN.

Lenselink, G. & R. Gerits, 2000. Kansen voor herstel van zout-zoet overgangen in Nederland. RIZA. rapport 2000.032. Lelystad. [daarin kaarten met verwachte toename zoutbezwaar]

Claassen, T.H.L., 2001. De Zoet-Zout grens overbrugd. Over doelstellingen, projecten, monitoring en communicatie voor het thema Gradiënten langs de randen van de Waddenzee. RWS-DNN.

Leeuw, C.C. de & J.J.G.M. Backx, 2001. Naar een herstel van estuariene gradiënten in Nederland. RIKZ/RIZA.

De Water nieuwsbrief, special Herstel zoet-zout overgangen nummer 76, oktober 2001.