

Rijksinstituut voor Integraal
Zoetwaterbeheer en
Afvalwaterbehandeling/*RIZA*



Rijksinstituut voor Kust en
Zee/RIKZ

De invloed van hydromorfologische stuurvariabelen op ecologische KRW doelen vis, macrofauna, waterflora en fytoplankton

Infobladen oorzaak-gevolg relaties voor MEP/GEP

Werkdocument

RIZA/2005.098X

RIKZ/ZDO/2005.

concept 5

1 september 2005

De invloed van hydromorfologische stuurvariabelen op ecologische KRW doelen vis, macrofauna, waterflora en fytoplankton

Infobladen oorzaak-gevolg relaties voor MEP/GEP

**Werkdocument
RIZA/2005.098X
RIKZ/2005.**

**concept 5
1 september 2005**

**Redactie:
Rob Portielje, Cor Schipper, Margriet Schoor**

**Bijdragen van: Tom Buijse, Jeanine Elbersen
(Alterra), Marianne Greijdanus, Zwanette Jager,
Dick de Jong, Jan Kranenbarg (WL Delft), Eddy
Lammens, Diederik van der Molen, Albert Oost,
Bart Reeze, Albert Remmelzwaal, Fred Twisk,
Theo Vulink.**

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	4
1.1.	Kader	4
1.2.	Implementatie KRW	5
2.	Infobladen	6
2.1	Doel opstellen infobladen	6
2.2	Werkwijze	6
2.2.1	Opzet infobladen	6
2.2.2	Invullen infobladen	6
3.	Discussie en aanbevelingen	9
3.1	Discussie	9
3.1.1	Algemeen	9
3.1.2	Per cluster van watertypen	9
3.2	Aanbevelingen	13
4.	De infobladen	14
5.	Referenties	117
6.	Begrippenlijst	120

1. Inleiding

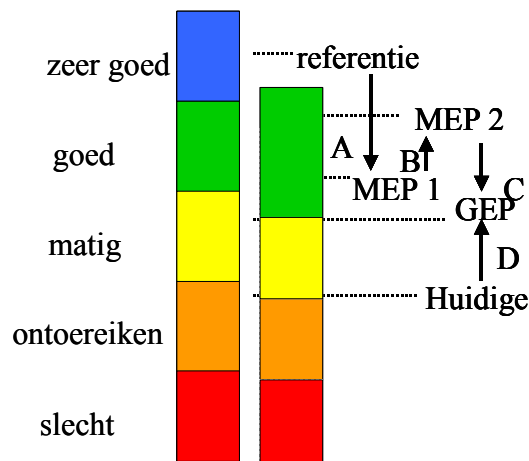
1.1. Kader

In 2000 werd de Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht. De doelstelling van de richtlijn is te bewerkstelligen dat Europa ook in de toekomst over voldoende schoon water kan beschikken. Concreet beoogt de KRW in 2015 een goede toestand van de Europese grond- en oppervlakte wateren. De Kaderrichtlijn moet voor een belangrijk deel nog nader worden ingevuld. Tijdens dat proces worden doelstellingen voor de wateren gekwantificeerd, methodieken voor beoordeling ontwikkeld en maatregelpakketten samengesteld. Hierbij is kennis over de effecten van menselijke ingrepen in de wateren onontbeerlijk. Centraal in dit rapport staat het samenbrengen en ontwikkelen van relaties tussen hydromorfologische stuurvariabelen (door beheer te beïnvloeden grootheden op het gebied van hydrologie en morfologie) en ecologische doelvariabelen.

Voorbeelden van stuurvariabelen zijn stroming en waterpeil. De relatie tussen stuurvariabelen en ingrepen en maatregelen, als stuwen en peilbeheer, is geen onderwerp in dit rapport. Daar waar hydromorfologische ingrepen en maatregelen via chemische grootheden (bijvoorbeeld nutriëntconcentraties, saliniteit) effecten op de ecologie kunnen hebben, wordt ook de rol en het effect van deze chemische stuurvariabelen wel meegenomen. De ecologische doelvariabelen hebben betrekking op de biologische kwaliteitselementen fytoplankton (alleen voor stagnante wateren), waterflora, macrofauna en vis. De relatie tussen stuurvariabelen en ecologische doelvariabelen is beschreven op het niveau van waterlichamen. Ingrepen en maatregelen kunnen zich echter op een ander schaalniveau afspelen.

Voor deze biologische kwaliteitselementen zijn concept-maatlatten opgesteld geldend voor de natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004 a,b,c). In Nederland is echter een aanzienlijk deel van de waterlichamen sterk veranderd door hydromorfologische ingrepen. Deze veranderingen zijn slechts voor een deel omkeerbaar vooral door de randvoorwaarden die overige gebruiksfuncties aan het watersysteem opleggen. De Kaderrichtlijn Water stelt, dat voor sterk veranderde wateren aangepaste doelstellingen geformuleerd kunnen worden, die rekening houden met de negatieve effecten van onomkeerbare hydromorfologische ingrepen op de ecologische toestand van het watersysteem en met de mate van mitigatie van de effecten van deze ingrepen. In dat kader zijn de begrippen Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en Goed Ecologisch Potentieel (GEP) vastgelegd.

Figuur 1 illustreert hoe het uiteindelijke Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP 2) ontstaat. Vanuit de referentiebeschrijvingen van het watertype daalt de goede beoordeling van het water tot niveau MEP1 door de effecten van onomkeerbare hydromorfologische ingrepen (stap A) en stijgt weer door mitigatie van deze ingrepen tot MEP2 (stap B). Vanuit MEP2 wordt een waarde voor het GEP bepaald (stap C) de KRW geeft aan dat deze waarde 'een geringe afwijking van het MEP' mag hebben. Nadat het GEP is opgesteld worden in stap D de effecten van autonome ontwikkelingen en maatregelen vanuit het vigerend beleid op de huidige ecologische toestand in 2015 bepaald. Als deze effecten niet voldoende zijn om aan het GEP worden de effecten van mogelijke extra maatregelen ingeschat. Voor drie van deze vier stappen (A, B en D) is kennis van de relaties tussen de belangrijkste stuurvariabelen en de ecologische doelvariabelen van de maatlatten vereist. Voor stap A en B heeft deze kennis vooral betrekking op stuurvariabelen op het gebied van hydrologie en morfologie, voor stap D is daarnaast ook kennis nodig over de overige stuurvariabelen, zoals eutrofiëringparameters en microverontreinigingen. Bij stap D, het bepalen van de werkelijk uit te voeren maatregelen, is de kosten-effectiviteit van de maatregelen van belang om te besluiten of doelen gefaseerd of verlaagd moeten worden. Het kostenaspect heeft in deze fase nog geen uitwerking gekregen; bovendien zijn kosten niet gerelateerd aan stuurvariabelen, maar aan de lokatiespecifieke maatregelen.



Figuur 1. Stappenschema voor de afleiding van MEP en GEP vanuit de referentiebeschrijvingen van waterlichamen.

A: effect van hydromorfologische ingrepen;

B: effect mitigerende maatregelen,

C: afleiding GEP uit MEP,

D: effect autonome ontwikkelingen + vigerend beleid + eventueel benodigde aanvullende maatregelen.

De positie van de stappen op de maatlat zijn willekeurig.

1.2. Implementatie KRW

De staatssecretaris van het ministerie van Verkeer en Waterstaat gaf als voorzitter van het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW) aan Directoraat-Generaal Water (DGW) opdracht de invoering van de KRW te realiseren. In dit kader werken RIKZ en RIZA in opdracht van DGW in de werkgroep Dosis-effect Hydromorfologie aan de kennisontwikkeling over de oorzaak-gevolg relaties van hydromorfologische ingrepen op ecologische doelen. Het doel is het verkrijgen van inzicht in onomkeerbare hydromorfologische ingrepen en kansrijke mitigerende hydromorfologische maatregelen. Daartoe bundelde de werkgroep de huidige kennis over de dosis-effect relatie van de hydromorfologie op de ecologische doelen in infobladen die in dit rapport worden gepresenteerd. In de tweede helft van 2005 worden de huidige infobladen aangevuld met een meer uitgebreide en gedetailleerde analyse van kansrijke mitigerende hydromorfologische maatregelen.

De infobladen zijn in het project KRW Afwegingskaders gebruikt bij het toeleveren van informatie ten behoeve van de december nota 2005. De infobladen worden tevens beschikbaar gesteld bij de Handreiking MEP/GEP, een hulpmiddel bij het vaststellen van ecologische doelen voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen.

De volgende medewerkers van RIZA en RIKZ leverden een bijdrage aan dit rapport (op alfabetisch volgorde):

Hanneke Baretta, Tom Buijse, Jeanine Elbersen (Alterra), Marianne Greijdanus, Zwanette Jager, Dick de Jong, Jan Kranenbarg (WL Delft), Eddy Lammens, Diederik van der Molen, Albert Oost, Rob Portielje, Theo Prins, Bart Reeze, Albert Remmelzwaal, Cor Schipper, Margriet Schoor, Fred Twisk, Theo Vulink.

2. Infobladen

2.1 Doel opstellen infobladen

Doel van de infobladen is de huidige beschikbare informatie over de dosis-effect relatie van hydromorfologie op de ecologische doelen te bundelen om een inschatting te kunnen geven over de ecologische effecten van ingrepen uit het verleden en maatregelen in de toekomst. Daarmee dienen de infobladen als technisch hulpmiddel bij de afleiding van de MEP/GEP doelstellingen en bij het samenstellen van maatregelpakketten.

2.2 Werkwijze

2.2.1 Opzet infobladen

Er is een overzicht gemaakt van ingrepen en de kansrijke maatregelen. Dit overzicht is omgewerkt naar infobladen op basis van stuurvariabelen die huidige beschikbare informatie over de dosis-effect relatie van de hydromorfologie op de ecologische doelen bundelen.

De infobladen zijn opgesteld per biologisch kwaliteitselement voor relevante combinaties van een (cluster van) watertype(n). Per biologisch kwaliteitselement zijn daartoe de belangrijkste stuurvariabelen in beeld gebracht van de doelvariabelen uit de verschillende (deel)maatlatten. Daarna zijn zoveel mogelijk kwantitatieve relaties (rekenregels) tussen deze stuurvariabelen en de doelvariabelen afgeleid.

Relaties tussen ingrepen en maatregelen enerzijds en de stuurvariabelen anderzijds zijn systeemspecifiek, en kwantificering hiervan valt buiten de scope van dit project. De projecten Afwegingskader KRW en KRW verkenners houden zich hiermee bezig.

De infobladen beschrijven achtereenvolgens:

- A. Om welke combinatie van biologisch kwaliteitselement en cluster van watertype(n) het gaat
- B. De huidige concept-maatlat die daarbij hoort
- C. De belangrijkste (hydromorfologische en overige) stuurvariabelen
- D. Zo veel mogelijk kwantitatieve rekenregels voor de relatie tussen de stuurvariabelen en de score van het betreffende kwaliteitselement op de maatlat voor natuurlijke wateren
- E. Relevante hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen
- F. Gevolgen voor het MEP/GEP

2.2.2 Invullen infobladen

Het invullen van de infobladen vereiste expertise op een breed terrein, er zijn dan ook een twintigtal deskundigen bij betrokken geweest. Gekozen is voor een uniforme invulling van de infobladen zodat witte vlekken in de kennis konden worden gesignaleerd. De kwalitatieve effectbepaling op de verschillende watertypen vond plaats op basis van expert judgement.

Combinatie van maatlat en watertype

Voor de beschrijving van de ecologische toestand is kennis vereist van de verschillende specifieke watertypen en van de geldende maatlatten die zijn opgesteld voor de waterkwaliteitselementen fytoplankton, waterplanten, bodemdieren en vissen (zie tabel 1).

De huidige concept-maatlat

De KRW schrijft voor dat de maatlatten betrekking moeten hebben op de dichtheden en de soortensamenstelling van verschillende biologische soortgroepen, voor zowel de zoete als zoute wateren. De huidige (deel)maatlatten zijn vooral opgesteld met het oog op beoordeling. Hoewel dit impliceert dat er een gevoeligheid is voor de stressoren, is niet gestreefd naar een volledig diagnose-tool. Dit bemoeilijkt het vinden van relaties tussen stuur- en doelvariabelen. Bovendien zijn er vraagtekens te zetten bij de wetenschappelijke onderbouwing en complexiteit van de (deel)maatlatten. Daarom zijn deze momenteel ook onderwerp van nadere studie (validatie en vereenvoudiging).

Belangrijkste stuurvariabelen

De beschrijving van de stuurvariabelen in het infoblad geeft weer in hoeverre het biologische kwaliteitselement door menselijke beïnvloeding is veranderd.

Rekenregels

De rekenregels in het infoblad leggen een mathematische relatie tussen de stuurvariabelen en indicatoren uit de (deel)maatlatten. De rekenregel geeft het ecologisch beeld na de hydromorfologische ingreep of maatregel en de verandering als gevolg daarvan in de stuurvariabele.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Per biologisch kwaliteitselement wordt een beschrijving gegeven van (onomkeerbare) hydromorfologische ingrepen en van kansrijke mitigerende hydromorfologische maatregelen.

Gevolgen voor het MEP/GEP

Zowel van de hydromorfologische ingrepen als van de mitigerende maatregelen wordt aangegeven welke gevolgen zij hebben voor het opstellen van MEP/GEP

Overzicht van de opgenomen infobladen

In tabel 1 worden de volgende afkortingen gebruikt:

K=Kustwater

O=Overgangswater

M=Meren

R=Rivieren

Tabel 1. De watertypen en waterkwaliteitselementen waarvoor relaties zijn beschreven tussen stuurvariabelen en ecologische effecten.

	Watertype	aantal water-lichamen	Maatlat			
			Fyto-plankton	Water-flora	Macro-fauna	Vis
K01	Polyhalien kustwater	1	X		X	
K02	Beschut polyhalien kustwater	4	X	X	X	
K03	Beschut euhalien kustwater	8	X		X	
M05	Ondiep lijnvormig water, open verbinding met rivier/ geïnuundeerd	1				
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen	15	X			X
M12	Kleine Ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen)	33				X
M13	Kleine Ondiepe zure plassen (vennen)	12				
M14	Ondiepe gebufferde plassen	14	X	X	X	X
M16	Diepe gebufferde meren	12	X			X
M17	Diepe zwakgebufferde meren	3				X
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	13	X	X		X
M21	Grote diepe gebufferde meren	2	X	X		X
M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen	1				
M25	Ondiepe laagveenplassen	6	X			X
M26	Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen	6				
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	7	X	X		X
M30	Zwak brakke wateren	35	X			
M31	Kleine brakke tot zoute wateren	31	X			
M32	Grote brakke tot zoute meren	2	X	X	X	X
O2	estuarium met matig getijverschil	4	X	X	X	X
R2	Permanente bron	3				
R3	Droogvallende langzaam stromende bovenloop op zand	29				
R4	Permanente langzaam stromende bovenloop op zand	75		X	X	X
R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand	69		X	X	X
R6	Langzaam stromend riviertje op zand/klei	30		X	X	X
R7	Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei	16			X	X
R8	Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei	8			X	X
R11	Langzaam stromende bovenloop op veenbodem	6				X
R12	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op veenbodem	4				X
R13	Snelstromende bovenloop op zand	15				X
R14	Snelstromende middenloop/benedenloop op zand	7				X
R15	Snelstromend riviertje op kiezelhoudende bodem	2				X
R16	Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind	1			X	X
R17	Snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem	16				
R18	Snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem	11				

■ = kwaliteitselement niet van toepassing (EU)

■ = kwaliteitselement niet van toepassing (NL)

3. Discussie en aanbevelingen

3.1 Discussie

3.1.1 Algemeen

In hoofdstuk 3 is een aantal combinaties van biologische kwaliteitselementen met relevante Nederlandse watertypen uitgewerkt. Tabel 1 geeft hiervan een overzicht. In de tweede helft van 2005 worden de infobladen inhoudelijk verbeterd en wordt de set uitgebreid met meerder watertypen.

Per kwaliteitselementen en per watertype bestaat een groot verschil tussen de detailniveaus waarop verbanden tussen de belangrijkste stuurvariabelen en de ecologische doelen uit de maatlatten uitgewerkt kunnen worden. In sommige gevallen is een kwantitatieve uitwerking met een statistische bandbreedte te geven, in andere gevallen kan dit slechts semi-kwantitatief op basis van de ervaringen van een aantal voorbeeldprojecten. In weer andere gevallen kan hooguit kwalitatief een oordeel op basis van de inschatting van één of meerdere experts worden gegeven. Dit is onderkend in de Guidance on Heavily Modified and Artificial Water Bodies en in de Guidance on Ecological Objectives. Het volgen van de biologische effecten van maatregelen helpt bij het verkrijgen van meer inzicht in de relaties tussen stuur- en doelvariabelen. In de aanbevelingen wordt aangegeven welke kennis in de komende jaren op welke wijze is te verbeteren.

Doorvertaling van de verbanden tussen de belangrijkste stuurvariabelen en de ecologische doelvariabelen naar maatregelen is afhankelijk van lokale omstandigheden en daarmee systeemspecifiek. Bij de doorvertaling dient ook rekening te worden gehouden met de onderlinge samenhang tussen waterlichamen via water- en stoftransport, de KRW gaat uit van een stroomgebiedbenadering. Zo kunnen bovenstrooms genomen maatregelen bijdragen aan een verbetering van de ecologische kwaliteit in een waterlichaam benedenstrooms. Voor dergelijke analyses zijn instrumenten als de KRW-verkenner (ref) nodig.

3.1.2 Per cluster van watertypen

In de volgende paragrafen wordt per categorie samengevat hoe de ingrepen en maatregelen op het gebied van de hydromorfologie doorwerken op de ecologische toestand en welke mitigerende maatregelen eventueel genomen kunnen worden. Ook worden eventuele kennisleemten beschreven.

Meren

In meren hebben zowel eutrofiëring als waterpeil grote impact op het ecologisch functioneren van het systeem. Eutrofiëring als directe emissie van nutriënten maakt geen onderdeel uit van de hydromorfologische ingrepen, maar indirect door inlaat van gebiedsvreemd water, voedselrijke kwel en verlies van retentiegebieden speelt dit proces toch een belangrijke rol.

Eutrofiëring stagneert de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten omdat door algenbloei de lichtdoordringing in het water afneemt. Dit proces is te sturen met variatie in de nutriëntenbelasting.

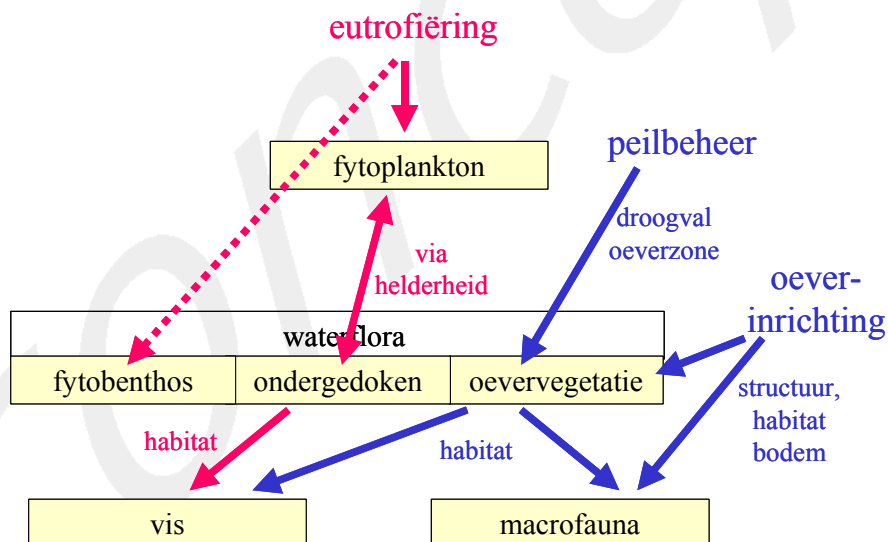
Een belangrijke hydromorfologische ingreep in Nederlandse meren en plassen is het onnatuurlijke peilbeheer. Om te kunnen kiemen heeft oevervegetatie (waterriet) een zone nodig die in het voorjaar en vroege zomer droogvalt. Een peilbeheer dat gericht is op een hoog peil in de zomer en een laag peil in de winter heeft dus een negatief effect op de oevervegetatie en staat het bereiken van de goede ecologische toestand in de weg. In situaties dat dit peilbeheer onomkeerbaar is (of slechts in beperkte mate te mitigeren), kunnen effecten in het MEP/GEP verrekend worden. Een door het peilbeheer gereduceerd potentieel areaal oevervegetatie heeft ook effecten op de nutriëntenstatus van het meer.

Immers, oevervegetatie is zeer efficiënt in het vastleggen van nutriënten gedurende het groeiseizoen, waardoor deze niet beschikbaar zijn voor algengroei. Ook ondergedoken waterplanten kunnen hiervan profiteren.

In ondiepe meren spelen ondergedoken waterplanten en oeverplanten een grote rol voor andere soortgroepen. Negatieve effecten van ingrepen op ondergedoken waterplanten en oevervegetatie hebben ook negatieve effecten op de maatlat voor vis en macrofauna. Waterplanten en oevervegetatie dienen als habitat voor diverse vissoorten die in de deelmaatlat abundantie als maatlat-indicator zijn aangewezen. Voor macrofauna is het sturen op de aanwezigheid van een diversiteit aan habitats een kansrijke optie. De afwezigheid van deze habitats en het ontbreken van de mogelijkheid om deze weer te herstellen is dus een reden om de doelstellingen (MEP/GEP) aan te passen.

Kennisleemten voor meren zijn nog de negatieve soorten van het fytoplankton. Deze deelmaatlat bestaat uit het voorkomen van een aantal typen algenbloeien. Waarschijnlijk worden de doelvariabelen op deze deelmaatlat voornamelijk door nutriënten gestuurd, maar is er wel een mogelijk effect van hydromorfologische ingrepen die de mengdiepte in een meer beïnvloeden. Hier wordt nader onderzoek naar verricht in de tweede helft van 2005.

Figuur 2 geeft een schematisch overzicht van de belangrijkste interacties tussen de verschillende maatlatten, met daarbij de centrale rol van de maatlat waterflora, en de belangrijkste pressoren, eutrofiëring en hydromorfologie



Figuur 2. Interacties in meren tussen de belangrijkste pressoren en de verschillende (deel)maatlatten. Interacties gerelateerd aan eutrofiëring en hydromorfologie zijn rood respectievelijk blauw weergegeven.

Rivieren en beken

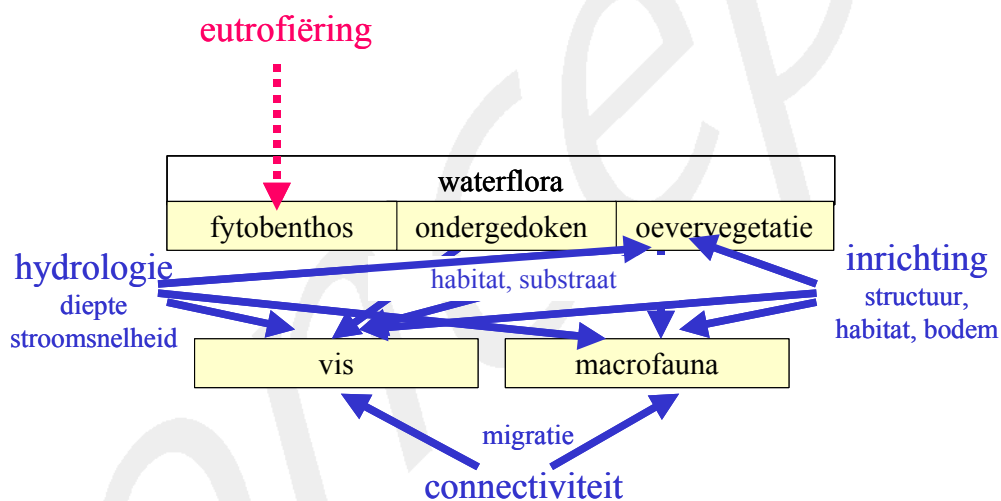
In stromende wateren is connectiviteit (bereikbaarheid van voor organismen belangrijke habitats) een belangrijke stuurvariabele die door ingrepen negatief is beïnvloed (fig 3). Dit betreft zowel laterale als longitudinale connectiviteit. Laterale connectiviteit is de verbinding tussen de hoofdstroom en de ondiepe habitats (nevengulen, oeverzones en inundatiegebieden) die vissen nodig hebben om de verschillende stadia in hun levenscyclus te voltooien. De longitudinale connectiviteit (de stroomrichting van de hoofdstroom) bepaalt of vissen in staat zijn naar de verschillende habitats te trekken. De aanwezigheid van stuwen is hierbij een beperkende factor.

Naast beperkingen in connectiviteit zijn veranderingen in het afvoerregime van rivieren en beken van belang. Door wateronttrekking of door veranderde waterberging in het afwaterend gebied kan

droogval van beken optreden waar dit onder natuurlijke omstandigheden niet het geval zou zijn. Anderzijds leidt verminderde waterberging tot hogere afvoerpieken met zeer hoge stroomsnelheden en waterstanden, waardoor organismen uit het systeem weg kunnen spoelen en de substraatsamenstelling voor langere tijd aangetast kan worden.

In stromende wateren is er meestal een correlatie tussen stroomsnelheid en substraat. Fijn substraat is aanwezig in zones met lage stroomsnelheid. Macrofaunasoorten zijn veelal gebonden aan specifieke combinaties van stroomsnelheid en substraat, en beide stuurvariabelen moeten dan in samenhang bekeken worden. Om effectief maatregelen te kunnen treffen moet dan in acht worden genomen dat stroming de substraatsamenstelling stuurt en dat dan ook op stroming gestuurd moet worden.

Eutrofiëring is als pressor in stromende wateren van ondergeschikt belang. Een kennisleemte hierbij is nog wel de rol die eutrofiëring kan spelen met betrekking tot de deelmaatlat fyto benthos. Hier wordt in de tweede helft van 2005 nader onderzoek naar verricht.



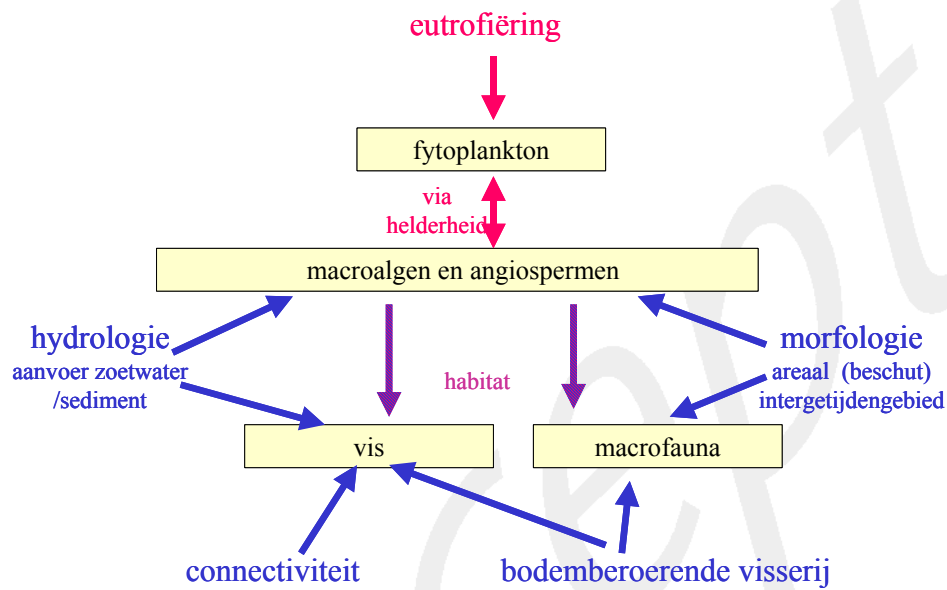
Figuur 3. Interacties in stromende wateren tussen de belangrijkste pressoren en de verschillende (deel)maatlaten. Interacties gerelateerd aan hydromorfologie en eutrofiëring zijn blauw respectievelijk rood weergegeven. Gestippelde pijlen zijn intuïtief ingevuld

Overgangswateren

Als gevolg van het open karakter van overgangswateren zijn één op één relaties tussen stuurvariabelen en doelvariabelen moeilijk aan te tonen en dus meestal niet in expliciete rekenregels uit te drukken. Voor vis in het estuarium zijn de omstandigheden buiten het estuarium van belang. Voor de de adulte populaties is dat de open zee en voor diadrome soorten de aanwezigheid van geschikt paai- en opgroei habitat in bovenstroomse delen.

Het areaal intergetijdengebied - en hieraan gerelateerd de lengte van de zoet-zout gradiënt - is een belangrijke stuurvariabele (fig 4). In natuurlijke systemen wordt deze bepaald door de morfometrie van het estuarium in combinatie met de zoetwateraanvoer. Deze kan in een sterk veranderd systeem sterk afwijken van de natuurlijke situatie. Wel kan met ruimtelijk expliciete informatie (GIS) met betrekking tot de belangrijkste (karteerbare) stuurvariabelen en/of sleutelfactoren een indicatie gekregen worden van het areaal van de ecotopen en hiermee op de potentie voor het voorkomen van doelsoorten.

Naast veranderingen in de zoetweraanvoer is het areaal intergetijdengebied structureel afgenomen door inpolderingen en door de aanleg van zeeerende keringen, ingrepen die slechts zeer ten dele te mitigeren zijn. Voorts heeft fysieke verstoring door bodemberoerende visserij effect op vis en macrofauna.



Figuur 4 Interacties in overgangswateren tussen de belangrijkste pressoren en de verschillende (deel)maatlaten. Interacties gerelateerd aan hydromorfologie en eutrofiëring zijn blauw respectievelijk rood weergegeven. Gestippelde pijlen zijn intuïtief ingevuld

Kustwateren

nog uit te werken

3.2 Aanbevelingen

- Verdere verbetering van de infobladen door (inter) nationale kennisontwikkeling en kennisontsluiting is noodzakelijk om de toepasbaarheid van te verhogen. Interactie met gebruikers, zowel ten behoeve van het afleiden van doelstellingen, als ten behoeve van het definiëren van kansrijke maatregelen, is hierbij een voorwaarde.
- De in de infobladen beschreven verbanden tussen stuurvariabelen (eventueel via sleutelfactoren) en ecologische doelen hebben een generiek karakter. Voor doorvertaling naar kansrijke maatregelen moet echter rekening worden gehouden met de vaak zeer specifieke omstandigheden binnen het betreffende waterlichaam.

pm

4. De infobladen

- 1.1 Info blad Vis – meren.
- 1.2 Info blad Vis – estuarium met matig getijverschil
- 1.3 Info blad Vis – grote rivieren
- 1.4 Info blad Vis – beken en riviertjes
- 1.5 Info blad Vis – grote brakke tot zoute wateren

- 2.1 Info blad Macrofauna – meren
- 2.2 Info blad Macrofauna – grote rivieren
- 2.3 Info blad Macrofauna – beken
- 2.4 Info blad macrofauna– Grote zoute meren
- 2.5 Info blad macrofauna – Kust- en overgangswateren
- 2.6 Info blad marofauna – Open kust (K1/K3)

- 3.1 Info blad Macrofyten – meren
- 3.2 Info blad Angiospermen en macrowieren – Kust- en overgangswateren
- 3.3 Info blad Waterplanten – Grote zoute meren
- 3.4 Info blad macrofyten – grote rivieren
- 3.5 Info blad Macrofyten – beken

- 4.1 Info blad Fytoplankton – meren
- 4.2 Info blad Fytoplankton – Estuarium met matig getijverschil (O2)
- 4.3 Info blad Fytoplankton – Grote brakke tot zoute wateren (M32)
- 4.4a Info blad Fytoplankton – Polyhalien kustwater (K1)
- 4.4b Info blad Fytoplankton – Beschut polyhalien kustwater (K2)
- 4.4c Info blad Fytoplankton – Euhalien kustwater (K3)

1.1 Info blad Vis – meren.

Auteur: Eddy Lammens (RIZA)

Watertype(n):

- a) diepe meren (> 3m) : M16, M17, M20, M21
- b) ondiepe (< 3m) matig grote (50-10000 ha) plassen: M14, M27
- c) ondiepe (< 3 m) kleine (< 50 ha) plassen: M11, M25

Doelvariabele: Vis

De maatlat voor de doelvariabele 'vis' is opgebouwd uit de deelmaatlaten 'abundantie' en 'soortensamenstelling', met daarin diverse indicatoren:

Deelmaatlaten:	Maatlat-indicatoren:
Abundantie	Aandeel baars+blankvoorn Aandeel brasem Aandeel plantminnende vis Aandeel zuurstoftoleranten
Soortensamenstelling	Aantal soorten

De klassengrenzen van de concept-maatlaten voor natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004) zijn in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1. Klassengrenzen van maatlatindicatoren voor:

a) diepe meren (> 3m) : M16, M17, M20, M21.

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Abundantie					
aandeel baars+blankvoorn (% van alle eurytopen)	0-15	15-25	25-35	35-45	45-55
aandeel brasem (%)	60-100	45-60	25-45	15-25	5-15
aandeel plantminnende vis (%)	0-4	4-8	8-15	15-30	30-40
aandeel zuurstoftoleranten (%)	0-0,5	0,5-1	1-2	2-5	5-10
Soortensamenstelling					
aantal soorten (n)	0-6	6-8	8-10	10-11	11-12

b) ondiepe (< 3m) matig grote (50-10000 ha) plassen: M14, M27

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Abundantie					
aandeel baars+blankvoorn (% van alle eurytopen)	0-10	10-20	20-30	30-35	35-40 (100)
aandeel brasem (%)	50-100	25-50	8-25	2-8	0,5-2 (0)
aandeel plantminnende vis (%)	0-8	8-20	20-40	40-65	65-80 (100)
aandeel zuurstoftoleranten (%)	0-1	1-3	3-10	10-20	20-30 (100)
Soortensamenstelling					
aantal soorten (n)	0-8	8-11	11-14	14-17	17-19 (26)

c) ondiepe (< 3 m) kleine (< 50 ha) plassen: M11, M25

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Abundantie					
aandeel baars+blankvoorn (% van alle eurytopen)	0-10	10-20	20-30	30-35	35-40 (100)
aandeel brasem	50-100	25-50	8-25	2-8	0,5-2 (0)
aandeel plantminnende vis	0-8	8-20	20-40	40-65	65-80 (100)
aandeel zuurstoftoleranten	0-1	1-3	3-10	10-20	20-30 (100)
Soortensamenstelling					
aantal soorten	0-6	6-8	8-10	10-11	11-12 (23)

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn waterpeil(fluctuaties), inundatieareaal en nutriënten. Deze werken allen via de sleutelfactoren oevervegetatie, ondergedoken vegetatie en zichtdiepte. Deze sleutelfactoren zijn tevens doelvariabelen. Voor de uitwerking van de relatie tussen de stuurvariabelen en de vegetatie, zie info blad 3.1 Macrofyten – meren.

Daarnaast is visserij een stuurvariabele. Deze werkt echter vooral op de lengteverdeling van de vis. Deze maatlat is voor de meren niet uitgewerkt, omdat gevolgen van natuurlijke variaties door externe omstandigheden als droogval en dichtvriezen dominant zijn en het effect van visserij maskeren.

Rekenregels

Met behulp van multivariate regressie zijn op basis van een landelijke dataset van visstandgegevens en omgevingsvariabelen statistisch significante rekenregels afgeleid voor de verschillende indicatoren van de deelmaatlaten. Abundantie van oevervegetatie (%oever), abundantie ondergedoken vegetatie (%submers) en zichtdiepte kwamen hierbij voor diverse maatlatindicatoren als significante verklarende factoren naar voren (Witteveen + Bos, 2004).

Tabel 2. Statistische relaties tussen maatlatindicatoren en omgevingsvariabelen.

a) diepe meren (> 3m) : M16, M17, M20, M21, M24, M28

aandeel baars+blankvoorn		n.s.
$\ln(\text{aandeel brasem}+1)$	$= 5.35 - 0.681 \ln(\%oever+1) - 3.76 \ln(\text{zicht}+1)$	$R^2 = 0.77$
aandeel plantminnende vis	$= -1.12 + 262 \ln((\text{zicht}/\text{diepte})+1)$	$R^2 = 0.55$
aandeel zuurstoftoleranten	$= -9.15 + 194 \ln((\text{zicht}/\text{diepte})+1)$	$R^2 = 0.72$
soortenaantal		n.s.
<i>(n.s. is niet-significant)</i>		

Toelichting:

Voor de indicatoren 'aandeel plantminnende vis', 'aandeel zuurstoftoleranten' en 'aandeel brasem' zijn significante verbanden met vegetatie en zichtdiepte gevonden, voor soortenaantal en aandeel baars+blankvoorn was het verband niet significant.

b) ondiepe (< 3m) matig grote (50-10000 ha) plassen: M14, M27

aandeel baars+blankvoorn%	$= 13,2 + 4,1 \sqrt{(\%submers)} - 7,55 \ln(\%oever+1)$	$R^2=0,63$
aandeel brasem%	$= 76,2 - 7,17 \sqrt{(\%submers)}$	$R^2=0,80$
aandeel plantminnende vis%	$= -15,2 + 19,0 \ln(\%oever+1)$	$R^2=0,75$

aandeel zuurstoftoleranten%	= -2,94 + 2,57 √(%oever)	R ² =0,30
soortenaantal	= 10,21 + 1,48*√(submers%) - 1,65 √(oever%)	R ² =0,79

Toelichting:

De negatieve relatie tussen het aandeel baars + blankvoorn en de oevervegetatie kan verklaard worden doordat in meren met een groot aandeel van de oeverzone de baars en blankvoorn weer afneemt ten gunste van oevergebonden vis zoals snoek.

Brasem is gerelateerd aan troebel open water en neemt dus af met toenemende abundantie van ondergedoken vegetatie.

Plantminnende vis is zoals de naam al zegt afhankelijk van de plantenrijkdom, maar dan ook met name van de oevervegetatie. Deze is nodig om te paaien en als (winter)habitat. Voor zuurstoftolerante vis is de relatie vrij zwak, maar is er een positieve correlatie met de oevervegetatie.

Het soortenaantal is positief gerelateerd aan de ondergedoken vegetatie (rijkere habitatdiversiteit).

c) ondiepe (< 3 m) kleine (< 50 ha) plassen: M11, M25

aandeel baars+blankvoorn	= 3.58 + 65.2 ln (zicht/diepte)	R ² = 0.29
aandeel brasem	= 65.0 -6.38√(%submers)	R ² = 0.60
aandeel plantminnende vis	= -15.3 + 8.31√(%oever) + 45.4 ln (zicht/diepte)	R ² = 0.66
aandeel zuurstoftoleranten		n.s.
soortenaantal		n.s.

(n.s. is niet-significant)

Toelichting:

Voor de indicatoren 'aandeel plantminnende vis', 'aandeel brasem' en 'aandeel baars+blankvoorn' zijn significante verbanden met vegetatie en zichtdiepte te vinden, voor soortenaantal en zuurstoftolerante soorten was het verband niet significant.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen: onnatuurlijk peilbeheer

Plantminnende vis heeft oevervegetatie nodig als opgroei- en paaihabitat. Door onnatuurlijk of zelfs omgekeerd peilbeheer (hoog in zomer, laag in winter) verkleint of verdwijnt het potentiële areaal voor oevervegetatie door het verslechteren van de benodigde omstandigheden voor kieming (droogval in zomer treedt niet meer op).

Ondergedoken vegetatie heeft voldoende licht nodig om te kunnen groeien. Door morfologische ingrepen in het systeem kunnen sedimentatie- en resuspensiepatronen veranderen waardoor de troebelheid van het systeem door zwevende stof (slib, detritus) toeneemt, en hiermee de potentie voor ondergedoken waterplanten afneemt. Dit werkt derhalve door op diverse maatlat-indicatoren voor vis.

Mitigerende maatregelen: aanpassen peilvariatie, creëren inundatieareaal

Door het peilverloop binnen het jaar aan te passen kan het potentiële areaal voor oevervegetatie vergroot worden. Dit kan ook bewerkstelligd worden door verdiepen of verondiepen om extra inundatieareaal te creëren, of door te steile of verharde oeververdediging dar waar mogelijk te verwijderen of aan te passen.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen: Waar het huidige peilbeheer niet of slechts gedeeltelijk aangepast kan worden in verband met de functies van het watersysteem blijft het aandeel oevervegetatie beperkt. Hierdoor kunnen de maximale scores voor de aan oevervegetatie gerelateerde maatlatindicatoren aangepast worden (zie tabel 2). Daarbij kan als uitgangspunt genomen worden het areaal oevervegetatie dat bij een natuurlijke peilfluctuatie zou kunnen voorkomen, rekening houdend met de diepteverdeling binnen het meer.

Indien door morfologische ingrepen in het systeem de troebelheid is toegenomen (veranderde resuspensie en sedimentatiepatronen), wordt hiermee het aandeel ondergedoken waterplanten ongunstig beïnvloed. Via de afleiding van het MEP/GEP voor ondergedoken waterplanten horend bij deze verhoogde troebelheid, kan vervolgens een MEP/GEP voor de van ondergedoken waterplanten afhankelijke maatlat-indicatoren voor vis worden afgeleid.

Mitigerende maatregelen: De effecten van aanpassen van het peilverloop binnen het jaar of morfologische veranderingen in de oevers zijn mede afhankelijk van het hierdoor extra gecreëerde potentieel areaal voor oevervegetatie en hiermee dus afhankelijk van de morfologie van de oeverzones. Uit hoogtekarten kan afgeleid worden hoe groot het extra areaal oeverzone is dat gecreëerd wordt, en, via de rekenregels, wat hiervan het potentieel effect is op de van oevervegetatie afhankelijke maatlatindicatoren.

Niet voor alle maatlatindicatoren zijn significante verbanden met één of meerdere stuurvariabelen gevonden. Dit zou kunnen betekenen dat voorlopig per (deel)maatlat alleen die maatlatindicatoren meegenomen worden waarvoor wel significante relaties gevonden zijn en op basis hiervan het MEP/GEP wordt afgeleid.

Referenties

1.2 Info blad Vis – estuarium met matig getijverschil

Auteur: Albert Oost (RIKZ)

Watertype(n): estuarium met matig getijverschil: O2

Doelvariabele: Vis

De doelvariabele ‘vis’ wordt beoordeeld op basis van maatlatten met daarin indicatoren. De klassengrenzen van de concept-maatlat voor overgangswateren (Van der Molen et al., 2004), is in tabel I weergegeven. In tabel II is de referentiesoortenlijst estuariene vissoorten weergegeven met hun eventuele status.

Tabel I: overzicht klassengrenzen van de concept-maatlat overgangswateren (van der Molen et al., 2004).

Deelmaatlatten:	Maatlat-indicatoren:				
	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Soortensamenstelling					
Aantal diadrome soorten	<4	4-6	7-8	9	≥10
Aantal estuariene residente soorten	<5	6-8	9-10	11-12	≥13
Aantal kinderkamersoorten	<4	4-6	7-8	9	≥10
Aantal soorten seizoensgasten	1	2	3	4	≥5
Soortensamenstelling: slechtste score van 1 van de 4 deelmaatlatten bepaalt het eindoordeel.					

Tabel II: Referentiesoortenlijst van de estuariene vissoorten met daarin aangegeven welke soorten verdwenen/bedreigd zijn en wat hun beschermde status is (Gebaseerd op Higler e.a. 2004 & Kranenbarg, 2004).

Latijnse naam	Nederlandse naam	Rode lijst (status)	Habitatrichtlijn	NB-wet
Diadrome soorten				
<i>Acipenser sturio</i>	Steur	Achteruitgang sinds 1893 Verdwenen 1910	2,4	X
<i>Alosa alosa</i>	Elft	(Achteruitgang sinds 1900 Verdwenen 1910)	2,5	
<i>Alosa fallax</i>	Fint	Achteruitgang sinds 1939 Verdwenen 1966	2,5	
<i>Anguilla anguilla</i>	Paling	(Achteruitgang sinds 1980)		
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Driedoornige stekelbaars			
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rivierprik		2,5	X
<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering	(Achteruitgang sinds 1932)		
<i>Petromyzon marinus</i>	Zeeprik		2	
<i>Salmo salar</i>	Zalm	(Achteruitgang sinds 1885 Verdwenen 1932) weer terug?	2,5	

<i>Salmo trutta</i>	Zeeforel	Bedreigd		
Estuarien residente soorten				
<i>Agonus cataphractus</i>	harnasman			
<i>Ammodytes tobianus</i>	zandspiering			
<i>Aphia minuta</i>	glasgrondel	Ernstig bedreigd		
		(Achteruitgang sinds 1916	2,4	X
		Bijna verdwenen 1939)		
<i>Coregonus oxyrinchus</i>	Houting			
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf			
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	zeedonderpad			
<i>Pholis gunnellus</i>	Botervis	Kwetsbaar		
<i>Platichthys flesus</i>	Bot			
	Brakwater			
<i>Pomatoschistus microps</i>	grondel			
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje			
<i>Syngnathus acus</i>	grote zeenaald			
<i>Syngnathus rostellatus</i>	kleine zeenaald			
<i>Zoarces viviparus</i>	Puitaal			
Marien juveniele soorten				
<i>Clupea harengus</i>	Haring			
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeebaars			
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw			
<i>Limanda limanda</i>	Schar			
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting			
<i>Pleuronectes platessa</i>	School			
<i>Scophthalmus maximus</i>	Tarbot			
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Griet			
<i>Solea solea</i>	Tong			
<i>Trigla lucerna</i>	rode poon			
Mariene seizoensgasten				
<i>Belone belone</i>	Geep			
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Snotolf			
<i>Dasyatis pastinaca</i>	pijlstaartrog	Ernstig bedreigd		
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis	Gevoelig		
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot			

Stuurvariabelen

De belangrijkste hydromorfologische stuurvariabelen zijn per deelmaatlat verschillend en worden hieronder in willekeurige volgorde gegeven (Kranenbarg, 2004). De belangrijkste zijn voor de diadrome soorten: 1) connectiviteit; 2) stroomsnelheid; 3) substraat; 4) mortaliteit door bodemberoerende visserij en 5) verhoging van de watertemperatuur/vermindering zuurstofgehalte (koelwater).

Voor de estuarien residente soorten zijn de stuurvariabelen: 1) de aanwezigheid van specifieke habitats zoals zeegrasvelden en mosselbanken (die zelf weer gevoelig zijn voor hydromorfologische verstoringen en bodemberoerende visserij), 2) visserijmethode (bijvangst), en 3) inzuiging met het koelwater.

Voor de mariene juvenielen zijn de belangrijkste stuurvariabelen: 1) transport van larven langs de Noordzeekust naar de wateren toe; 2) de aanwezigheid en kwaliteit van ondiepe habitats (verstoring door baggeren, normalisatie, afdamming, bedijking); 3) inzuiging met het koelwater en 4) overbevissing op de Noordzee in combinatie met visserijmethoden (bijvangst).

Voor de mariene seizoensgasten zijn de belangrijkste stuurvariabelen: 1) inzuiging met het koelwater (voor kleinere soorten) en 2) visserij op de Noordzee voor de commercieel belangrijke soorten (sprot en ansjovis).

Rekenregels

Rekenregels zijn voor vissen in overgangswateren niet van toepassing. Naar Higler et al. (2004): *“Hoewel vissen een geschikte indicator van de toestand van een watersysteem kunnen zijn, is de visfauna afhankelijk van vele variabelen. Een 1-op-1 relatie tussen een pressor en een vismetriek zal zelden aantoonbaar zijn. Van veel specifiek estuariene vissoorten is nog onvoldoende bekend van de ecologie en habitateisen, estuariene vissen vertonen grote dynamiek (getij, seizoen, jaarlijks) en zijn lastig kwantitatief te bemonsteren. Estuariene vissen worden bovendien deels beïnvloed door factoren buiten het estuarium (bijvoorbeeld kinderkamersoorten waarvan de adulte populatie in de Noordzee leeft en door visserij beïnvloed kan worden, of diadrome soorten die bovenstrooms geschikte paai- of opgroeigebieden nodig hebben).*

Naast antropogene invloeden speelt ook de natuurlijke variatie (NAO, Attrill & Power 2002) een rol in het veroorzaken van variabiliteit in de vispopulaties. De afzonderlijke bijdrage van antropogene en natuurlijke variatie is niet eenvoudig te ontrafelen en nog grotendeels onbegrepen.” Nuttiger lijkt het derhalve om bij de hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen uit te gaan van het principe: *‘function follows form’*, waarmee bedoeld wordt dat de als de randvoorwaarden hersteld worden die er volgens expert-judgement het meest toe doen verwacht mag worden dat een belangrijk deel van de vissen zich herstelt. Uit tabel II volgt dat met name de diadrome soorten en de estuarien residente soorten het nu al moeilijk hebben. Maatregelen tot herstel zullen daar naar verwachting aanzienlijk bij kunnen dragen tot het bereiken van de gewenste ecologische doelen.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen en gevolgen voor MEP/GEP

Waarschuwing: lees eerst de bijsluiters!

Onderbouwing van de te nemen maatregelen wordt belemmerd vanwege een aantal essentiële kennisleemtes. Deze kennisleemtes kunnen niet worden opgelost door deskstudies, veldwaarnemingen zijn onontbeerlijk:

Veel van de estuarien residente soorten worden niet commercieel bevestigd en daardoor ontbreken bestandsschattingen en is ook over de biologie van de soorten nog veel onbekend.

Er ligt nog maar een halve maatlat: de metrieken met betrekking tot abundantie kunnen (nog) niet worden ingevuld vanwege:

- het niet kunnen vaststellen van een referentiewaarde
- het ontbreken van kwantitatieve betrouwbare gegevens, vanwege het ontbreken van toereikende vismonitoring in de overgangswateren.

Zodra de vismaatlat definitief gemaakt is, kan een op de KRW toegesneden vismonitoringprogramma voor overgangswateren worden uitgewerkt. Wij zijn ons ervan bewust dat bovenstaand een vicieuze cirkel oplevert: geen maatlat zonder monitoring en geen monitoring zonder maatlat. Een snelle start van een voorlopige monitoringprogramma (die door voortschrijdend inzicht kan worden geoptimaliseerd) in combinatie met intercalibratie (NEA-GIG) kan deze impasse doorbreken. Bij deze monitoring moet rekening worden gehouden met de temporele en ruimtelijke variatie die inherent is aan de estuariene visfauna. Alleen zo kan tijdig worden beoordeeld of de wateren wel of niet toereikend scoren. In het achtergronddocument vis (Highler e.a., 2004; Hoofdstuk 7) en Kranenbarg (2004) worden kennisleemtes en aanbevelingen voor monitoring gegeven. Aangeraden wordt deze te volgen.

Hydromorfologische ingrepen: op basis van soortensamenstelling van de visfauna scoren de overgangswateren Westerschelde en Nieuwe Waterweg ontoereikend en voor de Eems-Dollard matig (t.o.v. een natuurlijk overgangswater; Stowa, 2005). Met name diadrome vissoorten ontbreken. Ondanks dat de referentie voor abundantie niet kon worden bepaald is de indruk bij visexperts dat van veel soorten te lage aantallen aanwezig zijn (zie o.a. QSR Waddenzee 2005 en Highler et al. 2004). Hoewel ook klimaatverandering/variabiliteit haar tol lijkt te eisen (Kranenbarg, 2004) is dit voor het overgrote deel het gevolg van menselijke ingrepen, deels hydromorfologisch en deels fysisch-

chemisch van aard (denk ook aan lage zuurstofgehaltes). Een groot aantal ingrepen en in welke mate gedacht wordt dat zij van invloed zijn op de diverse functionele groepen wordt opgesomd in het overzicht van Kranenbarg (2004).

Mitigerende maatregelen: vissen reflecteren de gevolgen van meerdere ingrepen waardoor 1-op-1 verbanden vrijwel nooit hard aantoonbaar zullen zijn. Toch is er met gezond verstand een richting aan te geven voor te nemen maatregelen. Op hoofdlijnen geldt het motto van RWS namelijk ook voor de vissen: *veiligheid* (aanwezigheid en kwaliteit van habitats, voldoende voedsel, afwezigheid of minimaliseren van bedreigingen), *bereikbaarheid* (zorgen voor optimale connectiviteit) en *waterkwaliteit* (voldoende zuurstof en geen giftige stoffen). Een groot aantal maatregelen voortkomend uit dit motto wordt in meer detail opgesomd in het overzicht van Kranenbarg (2004).

Referenties

M.J. Atrill, en M. Power, 2002: Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*, 417, 275-278.

B. Higler e.a., 2004: Achtergronddocument vissen. STOWA.

J. Kranenbarg, 2004: KRW vis in overgangswateren. Antropogene knelpunten en potentiële herstel- en inrichtingsmaatregelen. Rapport WL|DelftHydraulics, Z3905.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-44.

1.3 Info blad Vis – grote rivieren

Auteur: J. Kranenbarg (WL | Delft Hydraulics)

In deze info blad is o.a. informatie verwerkt uit de RIZA notitie ‘Potentiële maatregelen KRW vis; Toepassing grote rivieren’ (Kranenbarg 2004).

Watertype(n)

R7, R8, R16: Grote rivieren (breedte > 25 m, oppervlak stroomgebied >200 km²) :

Doelvariabele

De maatlat voor de doelvariabele ‘vis’ is opgebouwd uit deelmaatlaten met daarin indicatoren.

Deelmaatlaten:	Maatlat-indicatoren:
Soortensamenstelling	aantal inheemse diadrome soorten
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	
aantal inheemse limnofiele soorten	
Abundantie	relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten
relatieve abundantie limnofiele soorten	
Leeftijdsopbouw	relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen

De klassengrenzen van de concept-maatlaten natuurlijke wateren voor de typen R7, R8, R16 worden in tabel 1 weergegeven. De deelmaatlat ‘leeftijdsopbouw’ is niet verder uitgewerkt.

Tabel 1. Klassengrenzen voor maatlatindicatoren voor vis in grote rivieren R7, R8 en R16 (uit: Van der Molen et al., 2004b)

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
R7: Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei					
aantal inheemse diadrome soorten	<3	3-4	5-7	8-9	>9
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	<3	3-4	5-7	8-9	>9
aantal inheemse limnofiele soorten	0	1	2-3	4-5	>5
relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	<10 %	10-20%	20-30 %	30-40 %	>40 %
relatieve abundantie limnofiele soorten	<1 %	1-5%	5-10 %	10-15%	>15%
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	<1 %	1-5%	5-10 %	10-20%	>20%
R8: Zoet getijdenwater op zand/klei					
aantal inheemse diadrome soorten	<5	5-6	7-9	10-11	>11
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	<3	3-4	5-7	8-9	>9
aantal inheemse limnofiele soorten	0	1	2-3	4-5	>5
relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	<5 %	5-15%	15-25%	25-35 %	>35 %
relatieve abundantie limnofiele soorten	<1 %	1-5%	5-10 %	10-15%	>15%
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	<1 %	1-5%	5-10 %	10-20%	>20%
R16: Snel stromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind					
aantal inheemse diadrome soorten	0	1-2	3-5	6-7	>7
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	<7	7-8	9-11	12-13	>13
aantal inheemse limnofiele soorten	0	1	2-3	4-5	>5
relatieve abundantie reofiele (a,b)	<20 %	20-30%	30-40 %	40-50 %	>50 %

soorten					
relatieve abundantie limnofiele soorten	0 %	<1 %	1-3%	3-5 %	>5 %
relatieve abundantie karakteristieke reofielen	<1 %	1-5%	5-10 %	10-20%	>20%

Stuurvariabelen

De belangrijkste factoren die de kenmerken van een rivier bepalen zijn het afvoerpatroon en de geomorfologie van het afvoergebied. Deze factoren zijn bepalend voor de range en variatie in de voor vissen belangrijke stuurvariabelen stroomsnelheid, diepte, substraat en aquatische vegetatie. De stuurvariabelen stroomsnelheid en diepte zijn mede sturend voor de aanwezigheid van aquatische vegetatie.

Hiernaast is voor vissen zowel de longitudinale als laterale connectiviteit binnen het riviersysteem een zeer belangrijke stuurvariabele die ingrijpt op de bereikbaarheid van voor vissen belangrijke habitats.

Rekenregels

Binnen het project 'KRW-Verkenner' zijn rekenregels opgesteld voor de concept –maatlaten vis (beschreven in van der Molen et al. 2004) die betrekking hebben op stromende wateren. Deze rekenregels bepalen aan de hand van de aanwezige morfologie (dwarsprofielen) en afvoer in een waterloop de procentuele aanwezigheid van stroomsnelheid-, diepte- en substraatklassen alsmede vegetatie (optioneel). In de rekenregels wordt ook het effect van antropogene factoren (peilbeheer, oeververdediging, kanalisatie) op de habitatkwaliteit en de connectiviteit (aanwezigheid niet passeerbare kunstwerken) meegenomen. Binnen de KRW-Verkenner zijn mogelijke hydromorfologische herstelmaatregelen middels de stuurvariabelen diepte en stroomsnelheid gekoppeld aan de rekenregels voor vis. Tot nu toe zijn alleen nog rekenregels voor een aantal kleinere stromende R-typen opgesteld. Het is de bedoeling dat voor de grote rivieren vergelijkbare rekenregels ontwikkeld gaan worden. De info blad ' Vis-riviertjes en beken' geeft een overzicht van de tot nu toe ontwikkelde rekenregels.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

Sinds het einde van de 19^e eeuw is in het kader van de riviernormalisaties drastisch ingegrepen in de hydromorfologie van de rivieren. Verstuwing, kanalisatie en het vastleggen van oevers hebben geleid tot inperking van de natuurlijke hydrodynamiek waardoor karakteristieke rivierhabitats met variatie in diepte, stroomsnelheid en substraat verdwenen zijn. Het benodigde materiaal is tot op vaak grote diepte afgegraven in de uiterwaarden. Veel van de plassen in de uiterwaarden zijn ontstaan door deze afgravingen en de kleiwinning voor de baksteenindustrie.

De ingrepen die tussen 1850 en 2000 zijn uitgevoerd in het rivierengebied hebben er toe geleid dat 50.000 ha van de 80.000 ha overstroombaar areaal van de Rijntakken (Klijn et al. 2002) en de meeste nevengeulen, krekens en aangetakte strangen verdwenen zijn. Zand- en grindbedden zijn nagenoeg verdwenen en de geleidelijke verbinding tussen hoofdstroom en uiterwaarden is verloren gegaan. In de huidige situatie wordt het grootste deel van de uiterwaarden minder dan 20 dagen per jaar overstromd (Wolters et al. 2001).

De drukke scheepvaart zorgt voor turbulentie en verstoring van de zooplankton en macrofauna productie waardoor de voedselbeschikbaarheid is afgenomen. De voedselbeschikbaarheid is ook aangetast door de geringere nutriënten aanvoer vanuit de uiterwaarden naar de hoofdstroom als gevolg van de bedijking.

De aanlegde kunstwerken vormden migratiebarrières. In de Rijksrivieren zijn in het kader van de riviernormalisatie tussen 1908-1970 in totaal 16 stuwen aangelegd: 6 in de Overijsselse Vecht (toen nog een rijkswater), 3 in de Neder-Rijn en 7 in de Maas. Door de aanleg van de Afsluitdijk en de Deltawerken (o.a. Haringvlietdam) zijn er naast de aanwezige stuwen ook migratieknelpunten ontstaan

op de overgang tussen zoet en zout van het Rijn- en Maassysteem. Voor de stroomafwaartse migratie van vissen vormen waterkrachtcentrales (wkc's) een probleem doordat sterfte door de turbines optreedt.

Tabel 2 geeft een overzicht van de belangrijkste hydromorfologische maatregelen in de Nederlandse grote rivieren en het effect van deze maatregelen op stuurvariabelen, vishabitat en de soortgroepen uit de maatlatten.

Tabel 2. Belangrijkste hydromorfologische maatregelen in de Nederlandse grote rivieren en het effect hiervan op stuurvariabelen, vishabitat en de soortgroepen uit de maatlatten.

Hydromorfologische ingrepen	Effect op stuurvariabelen->vishabitat	soortgroepen maatlatten			
		Reofiel A soorten	Reofiel B soorten	Diadrome soorten	Linnofiele soorten
Dijken en oevers	Met het vastleggen van oevers verdwijnen de bij de stromingsomstandigheden behorende natuurlijke (ondiepe) oeverhabitat. Dijken zijn van invloed op de overstromingsfrequentie van inundatiegebieden en hiermee op de beschikbaarheid van voedsel- en structuurrijke ondiep watergebieden.	***	***	*	**
Stuwen/ sluizen/ dammen	Verandering natuurlijk afvoerloop heeft effect op de aanwezige rivierdynamiek en hiermee op de beschikbaarheid en het ontstaan van specifieke rivierhabitats. Afname connectiviteit waardoor bepaalde habitats voor vissoorten niet/moeilijk bereikbaar zijn. Veranderende stroomsnelheden waardoor de migratie van trekvisser bemoeilijkt wordt (ontbreken lokstroom of juist te hoge stroomsnelheden).	***	***	**	***
Normalisatie/Kanalisatie	Door uniform stromingspatroon kunnen typische rivierhabitats zoals stroomversnellingen, zandbanken, grindbanken, nevengeulen en strangen niet langer op natuurlijke wijze ontstaan.	***	**	**	*
Waterkrachtcentrales /koelwaterinlaat	Vermindering zuurteofgehalte en/of hogere watertemperaturen. Ontrekken vis aan hoofdstroom door inname van vis in turbines centrale/koelwaterinlaat.	**	*	**	*
Scheepvaart	Golfslag t.g.v. scheepvaart verhoogt dynamiek in de oeverzone en verslechtert lichtklimaat waardoor mogelijkheden voor aquatische vegetatie en paai- & opgroeimogelijkheden in de oeverzone verminderen. Verstoring zooplankton/macrofauna productie waardoor voedselbeschikbaarheid kan afnemen.	**	**	*	**
Baggeren en winning delfstoffen	Verslechtert lichtklimaat en toename diepte waardoor mogelijkheden voor aquatische vegetatie verminderen. Verstoring zooplankton/macrofauna productie waardoor voedselbeschikbaarheid kan afnemen. Verdwijnen paai- & opgroeihabitat.	**	**	*	*
		***	**	**	*

Gevoeligheid vissoorten voor effect:

- *) klein
- ***) matig
- ***) groot

Als gevolg van wateronttrekking voor kanalen in de zomer als gevolg van verlaagde stroomsnelheden slibafzetting plaats op het paaihabitat grind (grensmaas).

Mitigerende maatregelen

Tabel 3 geeft een overzicht van de mogelijke mitigerende maatregelen in de grote rivieren. In de tabel wordt ook aangegeven welke karakteristieke rivierhabitats middels de maatregel hersteld kunnen worden alsmede de functies die deze habitats vervullen voor de in de maatlatten onderscheiden visgroepen.

Tabel 3. Overzicht van mogelijke mitigerende maatregelen in de grote rivieren, welke karakteristieke rivierhabitats middels de maatregel hersteld kunnen worden en de functies van deze habitats voor de in de maatlatten onderscheiden visgroepen.

	Visgroepen maatlat				Mitigerende maatregelen																	
	Reofiel A soorten	Reofiel B soorten	Diadrome soorten (reofiel C)	Limnofiele soorten	Verwijderen oeververdediging	Realisatie meestromende terreindelen	Zomerbed-verbreding	Kribafsluiting	Plaat-ontwikkeling door zand	Vooroeverdam	Herstel getijdewerking	Herstel zoutgradiënt	Aanleg vispassage	Aanleg visgeleidingssysteem bij wkc	Visvriendelijk waterkwaliteitsbeheer bij kunstwerken	Uiterwaardverlaging met natuurgerichte oplevering	Aanleg nevengeul/kreek	Aanleg strang	Verondieping zandwinplas/put	Realisatie stromingsluwe bergende terreindelen	Realisatie meefluctuerende terreindelen	
Diep zomerbed	D,F	D,F	D																			
Ondiep zomerbed					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
- grindbedding	P,O,F	P,O,F	P		x	x	x															
- grindbank	P,O,F	P,O,F	P		x	x	x															
- natuurlijke oever	O,F	O,F			x	x	x	x														
- zandplaat	O,F	O,F			x	x	x		x													
<i>zoete/brakke getijdenwateren</i>																						
- zandplaat		O,F	P,O,F						x			x	x									
- slikplaat		O,F	O,F									x	x									
- lage intergetijdenzone		O,F	O,F			x	x					x	x									
- hoge intergetijdenzone		O	O			x	x					x	x									
Nevengeul/kreek	O	P,O,F			x						x	x	x									
Dynamische strang	O	P,O,F			x		x			x	x	x				x	x					
Geïsoleerde strang				P,O,F	x		x			x	x	x						x			x	x
Plas				P,O,F	x					x	x	x							x		x	x

Hoofdstroom

Uiterwaard

D: doortrekfunctie-> stuurvariabele connectiviteit

P: paaifunctie -> stuurvariabelen connectiviteit, stroomsnelheid & diepte

O: opgroefunctie -> stuurvariabelen connectiviteit, stroomsnelheid & diepte

F: foerageerfunctie-> stuurvariabelen stroomsnelheid & diepte

Herstel karakteristieke hydromorfologie en laterale connectiviteit

Gezien het belang van de scheepvaartfunctie zijn er in de meeste riviertrajecten weinig mogelijkheden de ecologische toestand van de vaargeul te verbeteren. Kribafsluiting en vooroeververdediging kunnen de stroomsnelheid en de invloed van scheepvaart beperken. In riviertrajecten die nog over voldoende dynamiek beschikken kunnen maatregelen als het verwijderen van oeververdediging, de realisatie van meestromende terreindelen en zomerbedverbreding bijdragen aan het herstel van natuurlijke habitats in de oeverzone van het zomerbed.

De laterale connectiviteit tussen de hoofdstroom en de uiterwaarden kan hersteld worden door het (plaatselijk) verwijderen van zomerdijken of het aanbrengen van doorgangen. Voor vissen kan dit het best gepaard gaan met de aanleg van permanent watervoerende nevengeulen of aangetakte strangen met flauwe oevers (uiterwaardverlaging) en de mogelijkheid voor sedimentatie- en erosie processen zodat een natuurlijke morfologie kan ontstaan.

Door de aanleg van de Afsluitdijk en de Haringvlietdam in het stroomgebied van Rijn en Maas, is het zoet/brakke getijdengebied hier grotendeels verdwenen. Met een ander beheer van de Haringvlietstuizen kunnen de getijdengebieden in het Benedenrivierengebied gedeeltelijk hersteld worden.

De groei van aquatische vegetatie in geïsoleerde strangen en plassen kan bevorderd worden door het creëren van flauwe oevers en een grote oeverlengte/oppervlakteverhouding.

herstel longitudinale connectiviteit

Vispassages kunnen de barrièrewerking van kunstwerken verminderen zodat de mogelijkheden voor vismigratie verbeteren. Anno 2005 zijn de meeste stuwen in de grote Nederlandse rivieren voorzien van een vistrap. Bij de aanwezige waterkrachtcentrales en op de overgangen tussen zoet en zout zijn nog geen maatregelen genomen om de mogelijkheden voor vismigratie te verbeteren.

Naast het aanleggen van fysieke systemen (vistrappen, visgeleidingssystemen) om de doortrekfunctie voor vissen te verbeteren kunnen ook maatregelen t.a.v. het beheer van de kunstwerken genomen worden. Zo kan de aanpassing van de waterverdeling over een stuw of het turbine-beheer van een waterkrachtcentrale leiden tot een efficiëntere vismigratie.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hieronder wordt voor de Grensmaas (R16), de Rijntakken (R7) en de Benedenrivieren (R16) kort beschreven waartoe hydromorfologische ingrepen geleid hebben en welke mitigerende maatregelen kunnen bijdragen aan het verhogen van de ecologische kwaliteit van de visgemeenschap. Tevens wordt een inschatting gemaakt van de scores van de maatlatindicatoren in de huidige situatie en in de situatie na uitvoering van mitigerende maatregelen.

R 16: Grensmaas

De Grensmaas is van nature een rivier die gekarakteriseerd wordt door grote dichtheden reofielen en ook nu komen veel reofiele soorten nog algemeen voor. Ze zijn echter lang niet meer zo talrijk als in de situatie rond 1900. Door opslibbing van de oevers en verdieping van het zomerbed zijn met name de ondiepe habitats van belang voor voortplanting en opgroei verdwenen. Als gevolg van waterkrachtcentrales bovenstreams van de Grensmaas (met name Lixhe) treden er sterke afvoerfluctuaties op hetgeen zorgt voor een onnatuurlijk peilverloop waarbij binnen enkele uren grote waterstandsfluctuaties op kunnen treden en het ondiepe paai- en opgroeihabitat van vissen droog kan vallen.

Ondiepe grindbeddingen, grindbanken, nevengeulen en strangen zijn in de Grensmaas kansrijk voor herstel (Liefveld et al. 2000). Deze habitattypen kunnen ontstaan middels de maatregelen stroomgeulverbreding en uiterwaardverlaging. Maatregelen in het zomerbed scheppen zowel paai- als opgroeimogelijkheden voor reofiele soorten en verdienen daarom de voorkeur boven maatregelen in het winterbed waarmee voornamelijk opgroeimogelijkheden gecreëerd kunnen worden. Hiernaast is het voor de reofiele en diadrome soorten van groot belang de paaihabitats in de aangrenzende beken en de migratiemogelijkheden naar deze habitats te herstellen.

Tabel 4. Expert judgement inschatting voor de scores van maatlatindicatoren in de huidige situatie in termen van de klassenindeling van de maatlat voor natuurlijke wateren R16 (Van der Molen et al., 2004b)

Maatlatindicator	huidige situatie	situatie na uitvoering mitigerende maatregelen
aantal inheemse diadrome soorten	-	-
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	-/+	+
aantal inheemse limnofiele soorten	-/+	+
relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	-/--	-/+
relatieve abundantie limnofiele soorten	--	-
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	-	-/+
---: score maatlatindicator slecht t.o.v. natuurlijke situatie --: score maatlatindicator ontoereikend t.o.v. natuurlijke situatie -: score maatlatindicator matig t.o.v. natuurlijke situatie +: score maatlatindicator goed t.o.v. natuurlijke situatie		

Ten aanzien van het haalbare MEP/GEP niveau kan opgemerkt worden dat dit nauw samenhangt met het toekomstige waterpeilbeheer voor de waterkrachtcentrale bij Lixhe en de norm voor de minimale afvoer in de zomer i.v.m. het Maaswater dat afgetapt wordt ten behoeve van de scheepvaartkanalen.

R7: ongestuwde Rijntakken: Boven-Rijn, Waal

In de ongestuwde R7-trajecten hebben met name de vastlegging van het zomerbed en het afsluiten van de uiterwaarden middels zomerdijken geleid tot het verdwijnen van voor vissen belangrijk leefgebied. Het bestand stroomminnende zich in de hoofdstroom voortplantende vissen, waarvan het broed afhankelijk is van ondiepe gebieden, is mede hierdoor sterk achteruitgegaan. Het herstellen van ondiepe oevergebieden en overstromingsvlakten kan een bijdrage leveren aan het herstel van deze soorten. De habitattypen ondiep zomerbed, nevengeul en aangekoppelde strang zijn in de Bovenrijn & Waal kansrijk voor herstel (Maas et al. 1997, Wolfert, 1998). Kansrijk voor herstel in de IJssel zijn het herstel van nevengeulen en geïsoleerde strangen (Wolfert 1998). Door bij uiterwaardverlaging nevengeulen en aangetakte strangen te creëren kunnen ondiepe langzaam stromende gebieden en een toename van het areaal dat bij verhoogde waterstanden overstroomt ontstaan. Door maatregelen als het verwijderen van oeververdediging of verbreding van het zomerbed is het mogelijk plaatselijk natuurlijke oevers in het zomerbed te laten ontstaan. Kribafsluiting en vooroeververdediging kunnen de stroomsnelheid en de invloed van scheepvaart beperken.

Tabel 5. Expert judgement inschatting voor de scores van maatlatindicatoren in de huidige situatie in termen van de klassenindeling van de maatlat voor natuurlijke wateren R7, ongestuwde Rijntakken (Van der Molen et al., 2004b)

Maatlatindicator	huidige situatie	situatie na uitvoering mitigerende maatregelen
aantal inheemse diadrome soorten	-	-
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	-/+	+
aantal inheemse limnofiele soorten	-/+	+
relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	--/---	-/--
relatieve abundantie limnofiele soorten	--/---	-/--
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	--/---	-/--
---: score maatlatindicator slecht t.o.v. natuurlijke situatie --: score maatlatindicator ontoereikend t.o.v. natuurlijke situatie -: score maatlatindicator matig t.o.v. natuurlijke situatie +: score maatlatindicator goed t.o.v. natuurlijke situatie		

R7 gestuwde riviertakken: Zandmaas, Neder-Rijn, Lek

De gestuwde R7-trajecten hebben veel van hun oorspronkelijke hydrodynamiek en de hierbij behorende stroomminnende visgemeenschap verloren. In de Zandmaas zijn de habitattypen zandbank en ondiep nevenwater kansrijk voor herstel (Liefveld et al. 2000). Het habitatype geïsoleerde strang is kansrijk voor herstel in de Neder-Rijn en Lek (Wolfert 1998, Maas et al.1997). Door het verondiepen en het verflauwen van oevers kan ondiep water gecreëerd worden. Bij natuurontwikkelingsmaatregelen is het van belang rekening houden met de ligging van reeds bestaande plassen of strangen. Door uiterwaardwateren in de nabijheid van andere geïsoleerde wateren te situeren kan kolonisatie door limnofiele soorten vanuit omringende wateren plaatsvinden.

Tabel 6. Expert judgement inschatting voor de scores van maatlatindicatoren in de huidige situatie in termen van de klassenindeling van de maatlat voor natuurlijke wateren R7, gestuwde riviertakken (Van der Molen et al., 2004b).

Maatlatindicator	huidige situatie	situatie na uitvoering mitigerende maatregelen
aantal inheemse diadrome soorten	-	-
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	-/+	+
aantal inheemse limnofiele soorten	-/+	+

relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	---	--
relatieve abundantie limnofiele soorten	--/-	-
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	---	--
---: score maatlatindicator slecht t.o.v. natuurlijke situatie --: score maatlatindicator ontoereikend t.o.v. natuurlijke situatie -: score maatlatindicator matig t.o.v. natuurlijke situatie +: score maatlatindicator goed t.o.v. natuurlijke situatie		

R8: Benedenrivieren

De hydrologische situatie in de Benedenrivieren is sinds de aanleg van de Deltawerken erg veranderd. De voor de Nederlandse rivierdelta karakteristieke brakwater- en zoetwatergetijdenzones zijn sterk in omvang afgenomen en vismigratie vanuit zee wordt belemmerd. Estuariene en diadrome soorten zoals bot, fint en spiering waarvoor het Benedenriviereengebied functioneert als voortplantings- en opgroeigebied zijn sterk afgenomen. Een ander beheer van de Haringvlietsluizen waarbij de getijslag in het Benedenriviereengebied toeneemt, biedt mogelijkheden voor diadrome soorten die het zoetwatergetijdengebied als leefgebied hebben.

Tabel 6. Expert judgement inschatting voor de scores van maatlatindicatoren in de huidige situatie in termen van de klassenindeling van de maatlat voor natuurlijke wateren R8, benedenrivieren (Van der Molen et al., 2004b).

Maatlatindicator	huidige situatie	situatie na uitvoering mitigerende maatregelen
aantal inheemse diadrome soorten	-	-
aantal inheemse reofiele (a,b) soorten	-/+	+
aantal inheemse limnofiele soorten	-/+	+
relatieve abundantie reofiele (a,b) soorten	---	--
relatieve abundantie limnofiele soorten	---/--	--/-
relatieve abundantie karakteristieke 0+ reofielen	---/--	--/-
---: score maatlatindicator slecht t.o.v. natuurlijke situatie --: score maatlatindicator ontoereikend t.o.v. natuurlijke situatie -: score maatlatindicator matig t.o.v. natuurlijke situatie +: score maatlatindicator goed t.o.v. natuurlijke situatie		

Kennisleemtes

De klassen van de maatlatindicatoren zijn nog onvoldoende getoetst aan monitoringsgegevens en ook nog niet afgestemd op de selectiviteit t.a.v. de gebruikte vangtuigen en toegepaste monitoringsmethodieken.

Het is (nog) onbekend hoe herstelmaatregelen in de uiterwaarden gericht op het creëren van paai- en opgroeigebieden voor vis doorwerken op de samenstelling van de (adulte) visgemeenschap in de hoofdstroom. Aangezien de mogelijkheden voor ecologisch herstel van de grote rivieren met name in de uiterwaardgebieden liggen is dit inzicht benodigd om in te schatten in hoeverre de visgemeenschap in de hoofdstroom hersteld kan worden middels natuurontwikkelingsmaatregelen in de uiterwaarden.

Voor het herstel van de reofiele vispopulatie zijn naast het geschikte opgroeigebieden voor de jongste levensstadia ook geschikte leefomstandigheden voor de opvolgende levensstadia benodigd. Ondiepe langzaamstromende uiterwaardwateren zoals nevengeulen en aangetakte strangen bieden geschikt opgroeigebied voor de eerste levensstadia van reofiele soorten. In de loop van de zomer verdwijnen éénzomerigen van veel reofiele soorten uit deze wateren en trekken waarschijnlijk naar de hoofdstroom. Het is onbekend of en welke habitats in het zomerbed geschikt zijn voor de verdere

opgroei van reofiele soorten. Ook is het onbekend in hoeverre de mogelijke herstelmaatregelen in het zomerbed geschikte omstandigheden voor reofiele soorten creëren.

Beken kunnen een belangrijke functie als paaihabitat voor riviersoorten vervullen. Vanuit dit oogpunt is het gewenst bij het ecologisch herstel van rivieren de functie van beken binnen een riviertraject te onderzoeken.

Referenties

KRW-Verkenner

Klijn, F., N. Asselman, K. Stone en W. Silva, 2002. Ruimteverlies van Rijn en Maas verkend In: Het Waterschap . - Jrg. 87, nr. 13 (2002) ; p. 590-601.

Kranenbarg J., 2004. Potentiële maatregelen KRW vis; Toepassing grote rivieren. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J.M. Koomen, S.A.M. van Rooij, 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA) ; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Directie Limburg (RWS, LB) ; Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.

Maas, G.J., H.P. Wolfert, M.M. Schoor en H. Middelkoop, 1997. Classificatie van riviertrajecten en kansrijkdom voor ecotopen : een voorbeeldstudie vanuit historisch-geomorfologisch en rivierkundig perspectief. DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO) ; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA).

MER beheer Haringvlietsluizen : over de grens van zoet en zout : deelrapport : Water- en zoutbeweging, 1998. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Van der Molen, D.T., (ed) et al. (2004b). Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport nr 2004-43.

Simons, H.E.J., A.J.M. Koomen & P. Jesse, 2002. Streefbeeld natuur Rijn-Maasmonding : streefbeeld op basis van geomorfologische kansrijkdom en ecologische netwerken binnen het BPN-watersysteem begrenzing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA) ; Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. RIZA werkdocument ; 2002.024X.

Wolfert, H.P., 1998. Geomorfologische geschiktheid voor nevengeulen, strangen en moerassen in de riviertrajecten van de Rijntakken. Staring Centrum, Instituut voor onderzoek van het landelijk gebied (SC-DLO).

Wolters, H.A., M. Platteeuw, M.M. Schoor, 2001. Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden : ecologie en veiligheid gecombineerd. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. RIZA rapport ; 2001.059.

1.4 Info blad Vis – beken en riviertjes

Auteur: J. Kranenbarg (WL | Delft Hydraulics)

Watertype(n)

Beken en riviertjes : R4, R5, R6, R11, R12, R13, R14, R15

	stroomsnelheid (m/s)	breedte (m)	geologie (>50%)
R4:Langzaam stromende bovenloop op zand	<50	0-3	kiezel
R5:Langzaam stromende midden/benedenloop op zand	<50	3-8	kiezel
R6:Langzaam stromend riviertje op zand/klei	<50	8-25	kiezel
R11:Langzaam stromende bovenloop op veenbodern	<50	0-3	organisch
R12:Langzaam stromende midden/benedenloop op veenbodern	<50	3-8	organisch
R13:Snelstromende bovenloop op zand	>50	0-3	kiezel
R14:Snelstromende midden/benedenloop op zand	>50	3-8	kiezel
R15:Snelstromend riviertje op kiezelhoudende bodern	>50	8-25	kiezel

Doelvariabele

De maatlat voor de doelvariabele 'vis' is opgebouwd uit deelmaatlaten met daarin indicatoren. De klassengrenzen van de concept-maatlaten natuurlijke wateren voor soortensamenstelling respectievelijk abundantie (Van der Molen et al., 2004), worden in tabel 1 en 2 weergegeven.

Deelmaatlaten:

Soortensamenstelling

Abundantie

Maatlat-indicatoren:

aantal kenmerkende reofiele (stroomminnende) soorten

aantal kenmerkende eurytope soorten (generalisten)

aantal kenmerkende soorten migratie regionaal/zee

aantal typekenmerkende soorten habitat gevoelig

aantalspercentage kenmerkende reofiele (stroomminnende) soorten

aantalspercentage kenmerkende eurytope soorten (generalisten)

aantalspercentage kenmerkende soorten migratie regionaal/zee

aantalspercentage kenmerkende soorten habitat gevoelig

Stuurvariabelen

De belangrijkste factoren die de kenmerken van een stromend water bepalen zijn het afvoerpatroon en de geomorfologie van het afvoergebied. Deze factoren zijn bepalend voor de range en variatie in de voor vissen belangrijke stuurvariabelen stroomsnelheid, diepte, substraat en aquatische vegetatie. De stuurvariabelen stroomsnelheid en diepte zijn mede sturend voor de aanwezigheid van aquatische vegetatie.

Hiernaast is voor vissen de longitudinale en laterale connectiviteit een belangrijke stuurvariabele die ingrijpt op de bereikbaarheid van voor vissen belangrijke habitats.

Tabel 2. Klassengrenzen voor de deelmaatlat soortensamenstelling

SOORTSAMENSTELLING (aantal)	zeer goed		goed		matig		ontoereikend			slecht	
	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0
R4:Langzaam stromende bovenloop op zand											
kenmerkende reofiele soorten	3			2				1			0
kenmerkende eurytope soorten	1										0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	1										0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	4		3			2			1		0
R5:Langzaam stromende midden/benedenloop op zand											
kenmerkende reofiele soorten	5		4		3		2		1		0
kenmerkende eurytope soorten	6		5		4		3		2	1	0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	3			2				1			0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
R6:Langzaam stromend riviertje op zand/klei											
kenmerkende reofiele soorten	7		6		5		4	3	2	1	0
kenmerkende eurytope soorten	7		6		5		4	3	2	1	0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	5		4		3		2		1		0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	0-1
R11:Langzaam stromende bovenloop op veenbodem											
kenmerkende reofiele soorten	1										0
kenmerkende eurytope soorten	1										0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	2					1					0
R12:Langzaam stromende midden/benedenloop op veenbodem											
kenmerkende reofiele soorten	2					1					0
kenmerkende eurytope soorten	6		5		4		3		2	1	0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	2					1					0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	7		6		5		4	3	2	1	0
R13:Snelstromende bovenloop op zand											
kenmerkende reofiele soorten	3			2				1			0
kenmerkende eurytope soorten	1										0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	3			2				1			0
R14:Snelstromende midden/benedenloop op zand											
kenmerkende reofiele soorten	7		6		5		4	3	2	1	0
kenmerkende eurytope soorten	4		3			2			1		0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	3			2				1			0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0
R15:Snelstromend riviertje op kiezelhouden bodem											
kenmerkende reofiele soorten	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
kenmerkende eurytope soorten	5		4		3		2		1		0
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	6		5		4		3		2	1	0
kenmerkende soorten habitat gevoelig	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	0-1

Tabel 3 Klassengrenzen voor de deelmaatlat abundantie.

ABUNDANTIE (aantalpercentage)	zeer goed	goed	matig	ontoe-reikend	slecht
R4:Langzaam stromende bovenloop op zand					
kenmerkende reofiele soorten	43,2-63,2	32,4-43,2	21,6-32,4	10,8-21,6	0-10,8

		63,2-72,4	72,4-81,6	81,6-90,8	90,8-100
kenmerkende eurytope soorten	12-32	9-12 32-49	6-9 49-66	3-6 66-83	0-3 83-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	6,2-26,2	4,6-6,2 26,2-44,6	3,1-4,6 44,6-63,1	1,5-3,1 63,1-81,5	0-1,5 81,5-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	68-88	51-68 88-91	34-51 91-94	17-34 94-97	0-17 97-100
R5: Langzaam stromende midden/benedenloop op zand					
kenmerkende reofiele soorten	28-48	21-28 48-61	14-21 61-74	7-14 74-87	0-7 87-100
kenmerkende eurytope soorten	38,4-58,4	28,8-38,4 58,4-68,8	19,2-28,8 68,8-79,2	9,6-19,2 79,2-89,6	0-9,6 89,6-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	14,4-34,4	10,8-14,4 34,4-50,8	7,2-10,8 50,8-67,2	3,6-7,2 67,2-83,6	0-3,6 83,6-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	59,2-79,2	79,2-84,4 59,2-44,4	84,4-89,6 44,4-29,6	89,6-94,8 29,6-14,8	94,8-100 0-14,8
R6: Langzaam stromend riviertje op zand/klei					
kenmerkende reofiele soorten	36,0-56,0	27,0-36,0 56,0-67,0	18,0-27,0 67,0-78,0	9,0-18,0 78,0-89,0	0-9,0 89,0-100
kenmerkende eurytope soorten	42,4-62,4	31,8-42,4 62,4-71,8	21,2-31,8 71,8-81,2	10,6-21,2 81,2-90,6	0-10,6 90,6-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	21,6-41,6	16,2-21,6 41,6-56,2	10,8-16,2 56,2-70,8	5,4-10,8 70,8-85,4	0-5,4 85,4-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	56-76	42-56 76-82	28-42 82-88	14-28 88-94	0-14 94-100
R11: Langzaam stromende bovenloop op veenbodem					
kenmerkende reofiele soorten	20-40	15-20 40-55	10-15 55-70	5-10 70-85	0-5 85-100
kenmerkende eurytope soorten	20-40	15-20 40-55	10-15 55-70	5-10 70-85	0-5 85-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	60-80	45-60 80-85	30-45 85-90	15-30 90-95	0-15 95-100
R12: Langzaam stromende midden/benedenloop op veenbodem					
kenmerkende reofiele soorten	19,2-39,2	14,4-19,2 39,2-54,4	9,6-14,4 54,4-69,6	4,8-9,6 69,6-84,8	0-4,8 84,8-100
kenmerkende eurytope soorten	45,6-65,6	34,2-45,6 65,6-74,2	22,8-34,2 74,2-82,8	11,4-22,8 82,8-91,4	0-11,4 91,4-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	8,8-28,8	6,6-8,8 28,8-46,6	4,4-6,6 46,6-64,4	2,2-4,4 64,4-82,2	0-2,2 82,2-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	56-76	42-56 76-82	28-42 82-88	14-28 88-94	0-14 94-100
R13: Snelstromende bovenloop op zand					
kenmerkende reofiele soorten	62,4-82,4	46,8-62,4 82,4-86,8	31,2-46,8 86,8-91,2	15,6-31,2 91,2-95,6	0-15,6 95,6-100
kenmerkende eurytope soorten	17,6-37,6	13,2-17,6 37,6-53,2	8,8-13,2 53,2-68,8	4,4-8,8 68,8-84,4	0-4,4 84,4-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	62,4-82,4	46,8-62,4 82,4-86,8	31,2-46,8 86,8-91,2	15,6-31,2 91,2-95,6	0-15,6 95,6-100
R14: Snelstromende midden/benedenloop op zand					
kenmerkende reofiele soorten	44-64	33-44 64-73	22-33 73-82	11-22 82-91	0-10 91-100
kenmerkende eurytope soorten	35,2-55,2	26,4-35,2 65,6-74,2	17,6-26,4 74,2-82,8	8,8-17,6 82,8-91,4	0-8,8 91,4-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	24-44	18-24 44-58	12-18 58-72	6-12 72-86	0-6 86-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	55,2-75,2	41,4-55,2 75,2-81,4	27,6-41,4 81,4-87,6	13,8-27,6 87,6-93,8	0-13,8 93,8-100

R15:Snelstromend riviertje op kiezelhouden bodem					
kenmerkende reofiele soorten	46,4-66,4	34,8-46,4 66,4-74,8	23,2-34,8 74,8-83,2	11,6-23,2 83,2-91,6	0-11,6 91,6-100
kenmerkende eurytope soorten	32,8-52,8	24,6-32,8 52,8-64,6	16,4-24,6 64,6-76,4	8,2-16,4 76,4-88,2	0-8,2 88,2-100
kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	28-48	21-28 28-61	14-21 61-74	7-14 74-87	0-7 87-100
kenmerkende soorten habitat gevoelig	56,8-76,8	42,6-56,8 76,8-82,6	28,4-42,6 82,6-88,4	14,2-28,4 88,4-94,2	0-14,2 94,2-100

Rekenregels

Binnen het project ‘KRW-Verkenner’ (referentie) zijn rekenregels opgesteld voor de bovengenoemde doelvariabelen van de concept –maatlatten vis die betrekking hebben op stromende wateren. In deze rekenregels wordt aan de hand van de aanwezige morfologie (dwarsprofielen) en afvoer in een waterloop de procentuele aanwezigheid van stroomsnelheid-, diepte- en substraatklassen alsmede vegetatie (optioneel) bepaald. In de rekenregels wordt ook het effect van antropogene factoren (peilbeheer, oeververdediging, kanalisatie) op de habitatkwaliteit en de connectiviteit (aanwezigheid niet passeerbare kunstwerken) meegenomen. Binnen de KRW-Verkenner zijn potentiële herstelmaatregelen middels de stuurvariabelen diepte en stroomsnelheid gekoppeld aan de rekenregels voor vis. Tot nu toe zijn er rekenregels voor de typen R4, R5 en R6 opgesteld. Een rekenregel bestaat uit de omgevingseisen (t.a.v. stroomsnelheid, diepte, substraat, vegetatie) van watertype karakteristieke soorten. Voor het opstellen van de rekenregels is voor het merendeel gebruik gemaakt van de kennis uit de HGI modellen van de OVB (zie onder referenties rekenregels). Tot nu toe zijn de omgevingseisen opgesteld voor het Bempje, de Riviergrondel, de Beekprik, de Serpeling, de Winde, de Snoek en de Blankvoorn. Tabel 3 geeft een overzicht voor welke maatlatindicatoren deze soorten representatief zijn. In de volgende fase(n) van het project zal dit ook voor andere watertype karakteristieke soorten gedaan worden.

Tabel 3. Kenmerkende soorten uit deelmaatlat ingedeeld naar de soortgroep(en) waartoe ze behoren.

	reofiel (stroomminnend)	limnofiel (plantminnend)	eurytoop (generalist)	migrerend
bermpje (BE)	X			
riviergrondel (RG)	X			
beekprik (BP)	X			X
serpeling (SE)	X			X
winde (WI)	X			X
snoek (SK)		X		
blankvoorn (BV)			X	

De input voor de rekenregels bestaat per waterlichaam uit de stroomsnelheids- en diepteklassen (tabel 4) die er voorkomen en in welke percentages deze klassen voorkomen. De uitkomst t.a.v. de ‘habitatvariatie’ in een waterlichaam wordt middels de habitateisen van de karakteristieke soorten (tabel 5) omgerekend naar de habitatpotentie van het waterlichaam. Vervolgens wordt hier een correctiefactor voor de natuurlijkheid van het habitat en de aanwezigheid van migratiebarrières op uitgevoerd (tabel 6).

De maatlatscore wordt vervolgens berekend als de gemiddelde score voor de soorten die in de maatlatindicatoren voor de verschillende beektypen zijn opgenomen (Tabel 7).

Figuur 1 bevat een schematische weergave van de rekenstappen die doorlopen worden om de ecologische toestand van een waterlichaam te bepalen. De uitkomsten worden getoetst aan de soortsaamenstelling en de abundantie zoals die volgens de concept-maatlatten in het betreffende watertype aanwezig dienen te zijn.

Tabel 4 Klassenindeling hydromorfologische stuurvariabelen.

Stuurvariabele	klasseindeling	klassenaam	Stuurvariabele	klasseindeling	klassenaam
stroomsnelheid (cm/s)	0-5	V1	diepte (cm)	1-5	D1
stroomsnelheid (cm/s)	5-10	V2	diepte (cm)	5-25	D2
stroomsnelheid (cm/s)	10-20	V3	diepte (cm)	25-50	D3
stroomsnelheid (cm/s)	20-30	V4	diepte (cm)	50-100	D4
stroomsnelheid (cm/s)	30-50	V5	diepte (cm)	100-200	D5
stroomsnelheid (cm/s)	50-100	V6	diepte (cm)	200-400	D6
stroomsnelheid (cm/s)	>100	V7	diepte (cm)	>400	D7

Tabel 5 Habitatieisen t.a.v. stuurvariabelen diepte en stroomsnelheid waar de rekenregels voor de type kenmerkende soorten op gebaseerd zijn.

TYPE KENMERKENDE SOORT	stroomsnelheid-klasse(n)	diepteklasse(n)
bermpje levenscyclus	V1,V2,V3	D2,D3
riviergrondel levenscyclus	V1,V2	D2,D3,D4
beekprik opgroei	V1,V2,V3	D1,D2
serpeling adult	V4,V5, V6	D4,D5
winde adult	V2,V3,V4,V5	D4,D5,D6
snoek adult	V1	D4,D5,D6
blankvoorn adult	V1,V2,V3	D5,D6,D7

Tabel 6 Correctiefactoren antropogene stuurvariabelen (op basis van expert judgement).

CORRECTIEFACTOREN NATUURLIJKHEID HABITAT				
Omschrijving hydromorfologische ingreep	Vermenigvuldigingsfactor habitatuutkomst			
	0.8	0.6	0.4	
Percentage waterlichaam met intensief onderhoud	10-25%	25-50%	50-100%	
Percentage waterlichaam met onnatuurlijk peilbeheer	10-25%	25-50%	50-100%	
Percentage waterlichaam met oeververdediging	10-25%	25-50%	50-100%	
Percentage waterlichaam dat gekanaliseerd is	10-25%	25-50%	50-100%	
CORRECTIEFACTOR VISMIGRATIE				
Omschrijving hydromorfologische ingreep	Vermenigvuldigingsfactor habitatuutkomst			
	0.5	0.25	0.125	0
Aantal niet passeerbare kunstwerken in waterlichaam	1	2	3	>3

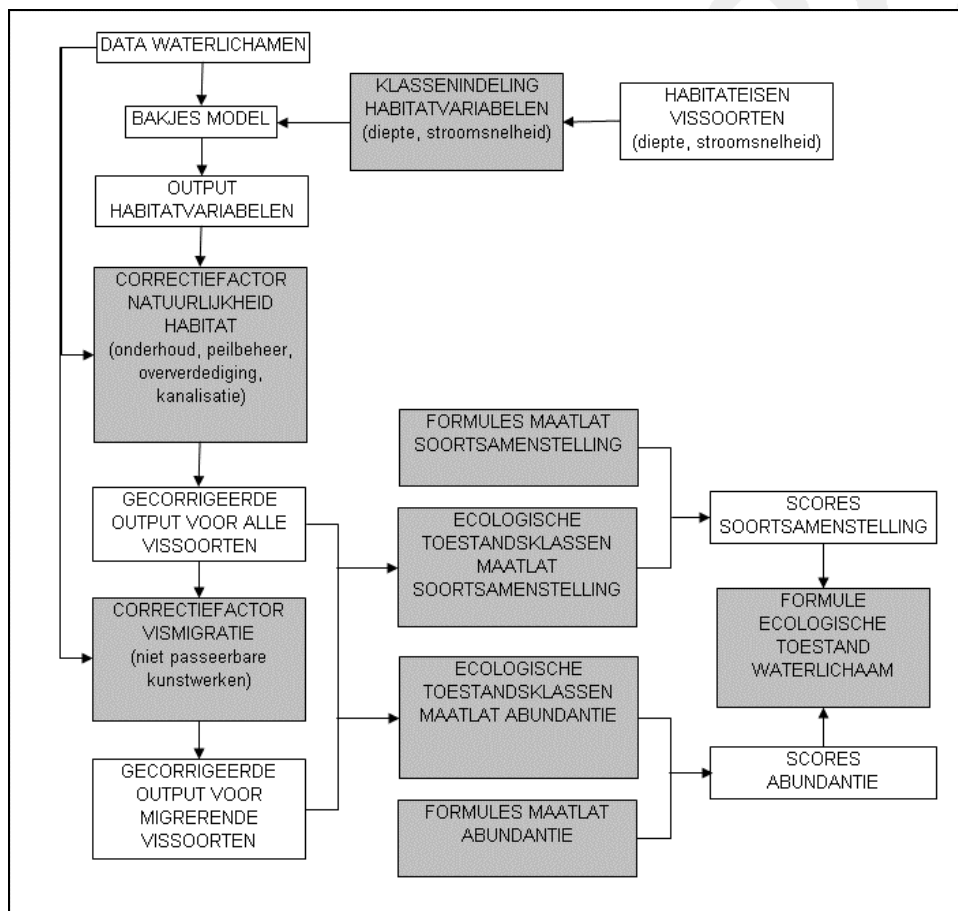
Tabel 7. Soorten waarvoor gemiddelde score wordt berekend voor beektypen R4, R5 en R6.

Soortensamenstelling

watertype	soorten in formule
beek R4	Beekprik, Bermpje, Riviergrondel
beek R5	Beekprik, Bermpje, Riviergrondel, Serpeling, Snoek, Blankvoorn
beek R6	Beekprik, Bermpje, Riviergrondel, Serpeling, Snoek, Blankvoorn, Winde

Abundantie

watertype	soorten in formule
beek R4	Beekprik, Bermpje
beek R5	Riviergrondel, Serpeling, Snoek, Blankvoorn
beek R6	Riviergrondel, Snoek, Blankvoorn, Winde



Figuur 1 Schematische weergave van de rekenstappen die doorlopen worden om de ecologische toestand van een waterlichaam te bepalen.

Voorbeeld beektype R4

Het bakjes model bepaald welk habitatpercentage van een waterlichaam aan de habitateisen van de typekenmerkende soorten Bempje (BE), Beekprik (BP) en Riviergrondel (RG) voldoet.

Vervolgens wordt hier voor alle soorten een correctie voor de natuurlijkheid van het habitat op uitgevoerd (CFH, volgens tabel 5). Voor de migrerende soort(en) (voor R4 is dit de beekprik) wordt nog een extra correctiefactor uitgevoerd voor de aanwezigheid van migratiebelemmerende kunstwerken (CFM, volgens tabel 5).

De uitkomst van het percentage geschikt habitat in een waterlichaam wordt vervolgens getoetst aan tabellen met de ecologische toestandsklassen voor de deelmaatlaten soortsamenstelling en abundantie .

De scores die hieruitkomen worden ingevoerd in de formules voor soortsamenstelling en abundantie. De uiteindelijke ecologische toestand wordt bepaald door het gemiddelde van de abundantie en de soortsamenstellingscore.

Totaalformule score ecologische toestand

GEM(score deelmaatlat soortsamenstelling, score deelmaatlat abundantie)

Score deelmaatlat soortsamenstelling R4

GEM(score BP voor (%geschikt habitat*CFH*CFM) + score BE voor (%geschikt habitat*CFH) + score RG (%geschikt habitat bakjesmodel*CFH)

Score deelmaatlat abundantie R4

GEM(score BP voor (%geschikt habitat bakjesmodel*CFH*CFM) + score BE voor (%geschikt habitat bakjesmodel*CFH))

Binnen de projecten ‘Aquatische habitats’ (R&D) en KRW-Tools’ (Delft Cluster) wordt ook gewerkt aan het vaststellen van relaties tussen stuurvariabelen en het voorkomen van vissoorten. Hiervoor wordt o.a. een overzicht gemaakt van de gepubliceerde waarneming ten aanzien van variabelen als stroomsnelheid, diepte en vegetatiebedekking.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

In de vorige eeuw is met name ten behoeve van de landbouw grootschalig ingegrepen in de Nederlandse beken en riviertjes. Omdat het (grond)waterpeil niet te hoog mocht zijn was het nodig water snel af te voeren en vond er normalisatie plaats. Beekmoerassen werden drooggelegd en middels stuwen, gemalen, dijken en oeververdediging werd de natuurlijke dynamiek ingeperkt.

Het resultaat hiervan is dat de natuurlijke variatie in stroomsnelheid en diepte in de meeste beken ernstig is aangetast. Overstromingszones zijn verdwenen en de afvoer vindt hoofdzakelijk door het stroombed plaats. Door de aangelegde kunstwerken zijn er vele migratiebarrières aanwezig, is de stroming sterk afgenomen en zijn sedimentatie en erosie processen verstoord. Het schonings- en maaibeheer dat nodig is om de waterlopen open te houden zorgt voor zuurstofloosheid, het verdwijnen van beschutte en koele schaduwrijke plaatsen en aantasting van de voedselsituatie.

Tabel 8 bevat een overzicht van de belangrijkste hydromorfologische maatregelen in beken en riviertjes en het effect van deze maatregelen op stuurvariabelen, vishabitat en maatlatindicatoren.

Tabel 8. Belangrijkste hydromorfologische ingrepen in beken en riviertjes.

Hydromorfologische ingrepen	Effect op stuurvariabelen->vishabitat	soortgroepen maatlaten			
		Reefal	Eurytop	Migratie	Habitat gevoelig
Dijken en oevers	Met het vastleggen van oevers verdwijnen de bij de stromingsomstandigheden behorende natuurlijke (ondiepe) oeverhabitats.	***	*	*	**
	Dijken zijn van invloed op de overstromingsfrequentie van inundatiegebieden en hiermee op de beschikbaarheid van voedsel- en structuurrijke ondiep watergebieden.	***	*	*	**
Stuwen/ sluizen/ dammen	Verandering natuurlijk afvoerloop heeft effect op de aanwezige stromingsdynamiek en hiermee op de beschikbaarheid en het ontstaan van specifieke habitats.	***	*	**	***
	Afname connectiviteit waardoor bepaalde habitats voor vissoorten niet/moeilijk bereikbaar zijn.	**	*	***	*
	Veranderende stroomsnelheden waardoor de migratie van trekvis bemoeilijkt wordt (te hoge stroomsnelheden).	**	*	***	*
Normalisatie/Kanalisatie	Door uniform stromingspatroon kunnen typische habitats zoals stroomversnellingen, zandbanken, grindbanken, nevengeulen en strangen niet langer op natuurlijke wijze ontstaan.	***	*	***	**
Waterkrachtcentrales /koelwaterinlaat	Vermindering zuurteofgehalte en/of hogere watertemperatuur.	**	*	**	*
	Ontrekken vis aan hoofdstroom door inname van vis in turbines centrale/koelwaterinlaat.	**	*	***	*
Scheepvaart riviertjes	Golfslag t.g.v. scheepvaart verhoogt dynamiek in de oeverzone en verslechtert lichtklimaat waardoor mogelijkheden voor aquatische vegetatie en de paai- en opgroeimogelijkheden in de oeverzone verminderen.	**	*	*	**
	Verstoring macrofauna productie waardoor voedselbeschikbaarheid kan afnemen.	**	*	*	**
Baggeren en maabeheer	Verdwijnen natuurlijke structuren waardoor beschutting verdwijnt.	**	*	*	**
	Verstoring macrofauna productie waardoor voedselbeschikbaarheid kan afnemen.	**	*	*	**
	Verdwijnen paaihabitats.	***	*	***	**

Gevoeligheid vissoorten voor effect:

- *) klein
- ***) matig
- ***) groot

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen in beekjes en riviertjes die de impact van hydromorfologische ingrepen op vissen kunnen verminderen of herstellen zijn:

- hermeandering;
- aanbrengen twee fasen profiel (accolade profiel);
- realisatie meestromende terreindelen (nevengeul, strang of aankoppeling oude beektrajecten);
- zomerbed-verbreding (aanleg flauwe oevers);
- realisatie meefluctuerende of stromingsluwe bergende terreindelen;
- verwijderen oeververdediging;
- verwijderen stuw;
- aanleg vispassage;
- aanleg visgeleidingssysteem bij waterkrachtcentrales;
- visvriendelijk waterkwantiteitsbeheer bij kunstwerken.

herstel karakteristieke hydromorfologie en laterale connectiviteit

De hydromorfologische karakteristieken en de laterale connectiviteit van een beek/riviertje kunnen hersteld worden middels maatregelen als hermeandering, het opschonen of aantakken van oude beekarmen, de aanleg van inundatiezones, de aanleg van een twee fasen profiel, flauwe (natuurvriendelijke) oevers of een plasberm. Hierbij is het van belang dat de aanwezige hydrodynamiek voldoende is voor erosie en sedimentatieprocessen zodat gevarieerde habitats kunnen (blijven) ontstaan. Ondiepe oevergebieden en inundatiezones zorgen voor stromingsluwe gebieden voor de paai en opgroei van jonge vis en bieden beschutting tegen uitspoeling bij hoge afvoeren. Het aanplanten van bomen en struiken of het toestaan van boomopslag langs waterlopen zorgt voor koele schaduwrijke plaatsen, beschutting (boomwortels&takken) en gaat overmatige groei van waterplanten tegen.

herstel longitudinale connectiviteit

Vispassages kunnen de barrièrewerking van kunstwerken verminderen en aldus de vismigratie verbeteren. Door het grote aantal stuwen in de Nederlandse beeksystemen vergt het veel inspanning alle beektrajecten optrekbaar te maken. Daarom vindt prioritering t.a.v. het oplossen van migratieknelpunten plaats. Hierbij heeft het ontsluiten van de trajecten met potentiële paaigebieden die

hydromorfologisch gezien dicht bij de natuurlijke toestand liggen de eerste prioriteit. Naast het aanleggen van fysieke systemen (vistrappen, visgeleidingssystemen) om de doortrekfunctie voor vissen te verbeteren kunnen ook maatregelen t.a.v. de inrichting en het beheer van de kunstwerken genomen worden. Zo kan een stuw omgebouwd worden tot een cascade stuw waarbij door het aanbrengen van stortsteen stromingsluwtes en holtes ontstaan waardoor vissen kunnen optrekken.

Voor het herstel van het merendeel van de beken zijn grootschalige maatregelen in de vorm van hermeandering, het verwijderen van stuwen en herstel van inundatiegebieden vereist. De mogelijkheden hiervoor worden met name bepaald door het belang van de agrarische sector in een gebied. Bij een extensivering van de landbouw zijn er goede mogelijkheden voor beekherstel.

Gevolgen voor MEP/GEP

Het aantal nog min of meer natuurlijke beken/riviertjes in Nederland is gering (<5%). De rekenregels bieden de mogelijkheid om tot aanpassing van de doelstellingen te komen voor sterk veranderde waterlichamen waar door ingrepen de stroomsnelheden en waterdieptes zijn veranderd, en bepaalde maatlatindicatoren daardoor minder gunstig kunnen scoren.

Expert judgement inschatting scores maatlatindicatoren ten opzichte van natuurlijke situatie

Onderstaande inschatting is gemaakt voor de gemiddelde situatie in Nederland. Binnen Nederland zijn zowel beken te vinden die beduidend beter als beduidend slechter scoren dan onderstaande inschatting.

maatlatindicatoren	huidige situatie	mitigerende maatregelen bij handhaving intensieve landbouw	mitigerende maatregelen en extensivering landbouw
aantal kenmerkende reofiele soorten	-/--	-/+	+
aantal kenmerkende eurytope soorten	-/+	+	+
aantal kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	---/--	--/-	-/+
aantal kenmerkende soorten habitat gevoelig	-	-/+	+
abundantie kenmerkende reofiele soorten	---/--	---/--	--/-
abundantie kenmerkende eurytope soorten	--/-	--/-	-/+
abundantie kenmerkende soorten migratie regionaal/zee	---/--	---/--	-/+
abundantie kenmerkende soorten habitat gevoelig	--/-	--/-	-/+

---: score maatlatindicator in klasse 'slecht' op maatlat voor natuurlijke wateren
 --: score maatlatindicator in klasse 'ontoereikend' ,, ,,
 -: score maatlatindicator in klasse 'matig' ,, ,,
 +: score maatlatindicator in klasse 'goed' ,, ,,

Bij volledig beekherstel is een goede score (+) voor alle maatlatindicatoren haalbaar.

Kennisleemtes

Deelmaatlaten

Ten aanzien van de deelmaatlat soortsaamenstelling dient opgemerkt te worden dat het aantal soorten in een beek/riviertje gerelateerd zal zijn aan de omvang van de betreffende waterloop. Kleine waterlichamen zullen hierdoor in vergelijking tot grotere waterlichamen met eenzelfde kwaliteitsniveau relatief slecht scoren op de deelmaatlat soortsaamenstelling. Het verdient aanbeveling om te onderzoeken of het noodzakelijk is de huidige maatlaten hierop aan te passen. Vanuit dit oogpunt verdient ook de huidige klassenindeling aandacht. Het komt nu bijvoorbeeld voor dat bij aanwezigheid van 1 soort van een bepaalde soortgroep er zeer goed gescoord wordt en bij de aanwezigheid van 0 soorten zeer slecht.

Rekenregels

De habitateisen van de verschillende levensstadia van vissoorten zijn vaak erg verschillend. Zo hebben veel stroomminnende vissen ondiepe grindbedden met een hoge stroomsnelheid nodig om op te paaien. De rekenregels voor andere levensstadia dan het adulte zijn voornamelijk niet meegenomen.

Waterkwaliteit

Effect van eutrofiering en oplopende temperaturen in de zomer (door gebrek aan beschaduwing en lage stroomsnelheden) op voorkomen soorten.

Herkolonisatie

Er is weinig bekend over de mogelijkheden van beeksoorten om beken (over grote afstanden) te herkoloniseren. In beken waar geen bronpopulaties meer in de nabijheid aanwezig zijn is herintroductie mogelijk de enige oplossing om bepaalde soorten terug te krijgen.

Referenties

- Aarts, T., 1995. Habitat Geschiktheid Model: het Bermpje *Barbatula barbatulus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]
- Bakker, H., 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Snoek *Esox lucius*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]
- Breukelen, S. Van, 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Blankvoorn *Rutilus rutilus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Grift, R.E., A.D. Buijse, W.L.T. van Densen, M.A.M. Machiels, J. Kranenbarg, J.G.P. Klein Breteler and J.J.G.M. Backx, 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the Lower River Rhine. *River Research and Applications* 19: 353-374.
- Houten, J. van, 1997. Habitat Geschiktheid Model: Winde *Leuciscus idus* en Serpeling *Leuciscus leuciscus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]
- Klein Breteler, J.G.P. & J. Kranenbarg, 2000. Gidssoorten matrix Ecologische Netwerkstudies: Annex vis. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Kranenbarg, J., 2005. Ecosysteemprocessen rivieren. Visfauna: Kennisontwikkeling en toepassing in model HABITAT. WL | delft hydraulics.
- Molen van der (redactie), et al., 2004. Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport nr 2004-43.
- Nie, H.W. de & F.T. Vriese, 2001. Referentievisstand in regionale wateren: beken. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Onderzoeksrapport OND00121. 34 pp.
- Semmekrot, S., 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Beekprik *Lampetra planeri*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]

1.5 Info blad Vis – grote brakke tot zoute wateren

Auteur: A. Oost (RIKZ)

Watertype(n): grote brakke tot zoute wateren : M32

Doelvariabele: Vis

De doelvariabele ‘vis’ is opgebouwd uit deelmaatlaten: soortensamenstelling en biomassa (abundantie), met daarin indicatoren die de vijf ecologische gildes weergeven (te weten: diadromen (CA), estuarien residente soorten (ER), marien juvenielen (MJ), marien volwassenen (MS) en de zoetwatersoorten (FW). De zoetwatersoorten (FW) zijn op basis van de beschikbare gegevens en referenties onderverdeeld in de groepen Z1-MBRAK en Z2-LBRAK. Dit zijn de meest chloridetolerante soorten, die respectievelijk nog zijn aangetroffen bij chloridegehalten tot circa 8 en 4 g/l. De indeling van soorten in de onderscheiden groepen staat weergegeven in tabel 19.5.1a van het STOWA-rapport (van der Molen, 2004).

De klassengrenzen van de concept-maatlat voor zwak brakke wateren (Van der Molen et al., 2004), is in tabel I weergegeven. In tabel II is de referentielijst estuariene vissoorten weergegeven met hun eventuele status.

Tabel I: overzicht klassengrenzen van de concept-maatlat overgangswateren (van der Molen et al., 2004). NOTA BENE: Merk op dat de klassengrenzen niet éénduidig zijn (is 4 nu matig of ontoereikend als biomassa?)

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Soortensamenstelling (aantal soorten)					
Aantal soorten CA (diadroom)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-10
Aantal soorten ER (estuariën resident)	0-2	2-4	4-6	6-8	8-14
Aantal soorten MJ+MS (mariën juveniel + volwassen)	0-2	2-5	5-8	5-11	11-18
Aantal soorten Z1+Z2 (chloridetolerante zoetwatersoorten)	0-1	1-2	3-4	3-4	4-11
Biomassa (Abundantie)					
Biomassa CA (diadroom)	0-2	2-4	4-6	6-8	8-100
Biomassa ER (estuariën resident)	0-2	2-4	4-6	6-8	8-100
Biomassa MJ+MS (mariën juveniel + volwassen)	0-2	2-5	5-10	10-15	15-1000
Biomassa Z1+Z2 (chloridetolerante zoetwatersoorten)	0-2	2-4	4-6	6-8	8-100
Beoordeling	0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	0,8-1

Stuurvariabelen

Ervan uitgaande dat deze “meren” veel gemeen hebben met (gedeeltes van) de overgangswateren voor wat betreft hun functies voor vis is de kennis overgenomen die daarvoor verzameld is. Over het algemeen kan gesteld worden dat grootte, saliniteit en connectiviteit sterk sturende variabelen zijn. De belangrijkste hydromorfologische stuurvariabelen zijn per deelmaatlat verschillend en worden hieronder in willekeurige volgorde gegeven (Kranenbarg, 2004). De belangrijkste zijn voor de diadrome soorten: 1) connectiviteit; 2) stroomsnelheid en 3) substraat.

Voor de estuarien residente soorten zijn de stuurvariabelen: 1) visserijmethode (bijvangst) en 2) de aanwezigheid van specifieke habitats (die zelf weer gevoelig zijn voor hydromorfologische verstoringen en bodemberoerende visserij).

Voor de mariene juvenielen zijn de belangrijkste stuurvariabelen: 1) de aanwezigheid en kwaliteit van ondiepe habitats (verstoring door baggeren, normalisatie, afdamming, bedijking) en 3) overbevissing op de Noordzee in combinatie met visserijmethoden (bijvangst).

Voor de mariene seizoensgasten zijn de belangrijkste stuurvariabelen: 1) visserij op de Noordzee voor de commercieel belangrijke soorten.

Rekenregels

Rekenregels zijn voor vissen in grote zoute meren niet bekend. Naar Higler et al. (2004): *“Hoewel vissen een geschikte indicator van de toestand van een watersysteem kunnen zijn, is de visfauna afhankelijk van vele variabelen. Een 1-op-1 relatie tussen een pressor en een vismetriek zal zelden aantoonbaar zijn. Van veel specifiek estuariene vissoorten is nog onvoldoende bekend van de ecologie en habitateisen, estuariene vissen vertonen grote dynamiek (getij, seizoen, jaarlijks) en zijn lastig kwantitatief te bemonsteren. Estuariene vissen worden bovendien deels beïnvloed door factoren buiten [...] (bijvoorbeeld kinderkamersoorten waarvan de adulte populatie in de Noordzee leeft en door visserij beïnvloed kan worden, of diadrome soorten die bovenstrooms geschikte paai- of opgroeigebieden nodig hebben).”* Voorts blijkt: *“De invloed van de factoren isolatie en chloride op de visstand zijn dermate overheersend dat de invloed van andere factoren zoals waterkwaliteit, morfologie en de aanwezigheid van vegetatie niet of nauwelijks kunnen worden onderscheiden.”*

“Samenvattend:

- de milieuomstandigheden in brakke wateren zijn van nature sterk variabel,
- de visstand van brakke wateren is een afgeleide van de milieuomstandigheden en is daarom ook sterk variabel in tijd en ruimte,[..]
- de factoren chloride en connectiviteit zijn overheersend,”

Nuttiger lijkt het derhalve om bij de hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen uit te gaan van het principe: *‘function follows form’*, waarmee bedoeld wordt dat de als de randvoorwaarden hersteld worden die er volgens expert-judgement het meest toe doen verwacht mag worden dat een belangrijk deel van de vissen zich hersteld.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen en gevolgen voor MEP/GEP

Waarschuwing: lees eerst de bijsluiters!

Onderbouwing van de te nemen maatregelen wordt belemmerd vanwege een aantal essentiële kennisleemtes. Deze kennisleemtes kunnen niet worden opgelost door deskstudies, veldwaarnemingen zijn onontbeerlijk. Veel van de estuarien residente soorten worden niet commercieel bevestigd en daardoor ontbreken bestandsschattingen en is ook over de biologie van de soorten nog veel onbekend.

Hydromorfologische ingrepen: Ingrepen die van invloed zijn op de grootte, saliniteit en connectiviteit zijn van primair belang voor de ontwikkeling van het gebied. Daarnaast zijn er voor de diverse functionele groepen ook nog andere ingrepen van invloed. Voor de groepen kan daarbij voor een sterk effect gedacht worden aan (Kranenbarg, 2004):

Voor de diadrome soorten zijn de belangrijkste hydromorfologische ingrepen met name:

Stuwen/sluizen/dammen en gemalen:

- Afname connectiviteit
- Verandering in stroomsnelheid (indien aanwezig)
- Verhoging temperatuur en vermindering zuurstofgehalte

Bodemberoerende (Schelpdier)visserij:

- Mortaliteit van bodemvissoorten t.g.v. bijvangst

Voor de estuariene residente soorten zijn de belangrijkste hydromorfologische ingrepen met name:

Dijken/normalisatie/kanalisatie:

- Verhouding areaal diep water, ondiep water
- Stuwen/sluizen/dammen en gemalen:
 - Verandering natuurlijk zout/zoet aan/afvoerloop heeft effect op de aanwezige dynamiek en specifieke habitats
 - Afname connectiviteit
- Scheepvaart
 - Golfslag verhoogt dynamiek oeverzone en vermindert mogelijkheden voor aquatische vegetatie
 - Verstoring zooplankton/macrofauna productie
- Bodemberoerende (Schelpdier)visserij:
 - Mortaliteit van bodemvissoorten t.g.v. bijvangst
 - Verstoring bodemfauna en structuur (schelpdierbanken)

Voor de marien juveniele soorten zijn de belangrijkste hydromorfologische ingrepen met name:

- Dijken/normalisatie/kanalisatie:
- Verhouding areaal diep water, ondiep water
- Stuwen/sluizen/dammen en gemalen:
- Verandering natuurlijk zout/zoet aan/afvoerloop heeft effect op de aanwezige dynamiek en specifieke habitats
 - Afname connectiviteit
 - Verandering saliniteitsgradient
- Scheepvaart
- Verstoring zooplankton/macrofauna productie
- Bodemberoerende (Schelpdier)visserij:
- Verstoring bodemfauna en structuur (schelpdierbanken)

Voor de mariene seizoensgasten zijn de belangrijkste hydromorfologische ingrepen met name:

- Stuwen/sluizen/dammen en gemalen:
- Verandering saliniteitsgradient

Mitigerende maatregelen: vissen reflecteren de gevolgen van meerdere ingrepen waardoor 1-op-1 verbanden vrijwel nooit hard aantoonbaar zullen zijn. Toch is er met gezond verstand een richting aan te geven voor te nemen maatregelen. Op hoofdlijnen geldt het motto van RWS namelijk ook voor de vissen: *veiligheid* (aanwezigheid en kwaliteit van habitats, voldoende voedsel, afwezigheid of minimaliseren van bedreigingen), *bereikbaarheid* (zorgen voor optimale connectiviteit) en *waterkwaliteit* (voldoende zuurstof, juiste saliniteit(sfluctuaties) en geen giftige stoffen). Een groot aantal maatregelen voortkomend uit dit motto wordt in meer detail opgesomd in het overzicht van Kranenbarg (2004).

Waar/indien dit niet kan kan e.e.a. gevolgen hebben voor de MEP/GEP doelstellingen.

Referenties

M.J. Atrill, en M. Power, 2002: Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*, 417, 275-278.

B. Higler e.a., 2004: Achtergronddocument vissen. STOWA.

J. Kranenbarg, 2004: KRW vis in overgangswateren. Antropogene knelpunten en potentiële herstel- en inrichtingsmaatregelen. Rapport WL|DelftHydraulics, Z3905.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-42.

2.1 Info blad Macrofauna – meren

Auteur: Bart Reeze (RIZA)

Watertype(n): M14 Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen

Doelvariabele: Macrofauna

De KRW maatlat voor macrofauna gaat uit van een beschrijving van de referentiesituatie op basis van kenmerkende taxa en positief dominante taxa. Voor andere klassen op de maatlat zijn daarnaast ook negatief dominante taxa benoemd die verstoring indiceren (Van der Molen et al., 2004). De maatlat is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:

- DN% (abundantie): het percentage individuen behorend tot de negatief dominante indicatoren
- KM% (aantal taxa): het percentage kenmerkende taxa
- KM% + DP% (abundantie): het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren.

De deelmaatlatscore wordt berekend door de taxonlijst van de locatie te koppelen aan de respectievelijke indicatorlijsten. Dit levert een deelmaatlatscore op (tabel 1). De drie deelmaatlatscores opgeteld levert een totaalscore op voor de maatlat, die kan worden omgezet naar een kwaliteitsklasse (tabel 2).

Tabel 1. Overzicht van de macrofauna deelmaatlaten met bijbehorende getalswaarden voor begrenzing van de score (Van der Molen et al., 2004).

	M14	
	waarde	score
DN%	> 50	0
	25 - 50	0,1
	< 25	0,2
KM%	< 5	0,1
	5 - 20	0,2
	21 - 33	0,3
	> 33	0,5
KM% + DP%	< 5	0,1
	5 - 50	0,2
	50	0,3

Tabel 2. Grenzen voor omzetting van totaalscore op de macrofauna maatlat naar een kwaliteitsklasse (Van der Molen et al., 2004)

<i>waarde totaalscore</i>	<i>kwaliteitsklasse</i>
≤ 0.3	slecht
$> 0.3 - < 0.6$	ontoereikend
$\geq 0.6 - < 0.8$	matig
$\geq 0.8 - \leq 0.9$	goed
$> 0.9 - \leq 1.0$	zeer goed

Stuurvariabelen

Voor macrofauna in meren zijn verschillende stuurvariabelen van invloed, afhankelijk van de plaats in het watersysteem.

Bodem: de macrofauna samenstelling in de bodem wordt in de eerste plaats beïnvloed door de aard van het substraat (zand/ slib/ hard substraat). Belangrijkste stuurvariabelen zijn nutriënten en microverontreinigingen. Deze werken door via de sleutelfactoren voedselrijkdom (organisch

materiaal) en de kwaliteit van de bodem (slib) (toxische stoffen en zuurstofcondities). Zoetwatermosselen vormen een belangrijke groep binnen de macrofauna van de bodem. Zoetwatermosselen filteren het water en kunnen een belangrijke schakel vormen in het ecosysteem. Voorwaarden voor het voorkomen van zoetwatermosselen zijn het juiste substraat (hard substraat voor driehoeksmosselen en schildersmossel?), connectiviteit (verbinding; Aziatische korfmossel) en de beschikbaarheid van het juiste voedsel (bepaalde fytoplankton-soorten, ...). Daarnaast kunnen zoetwatermosselen weer als habitat dienen voor andere macrofaunasoorten

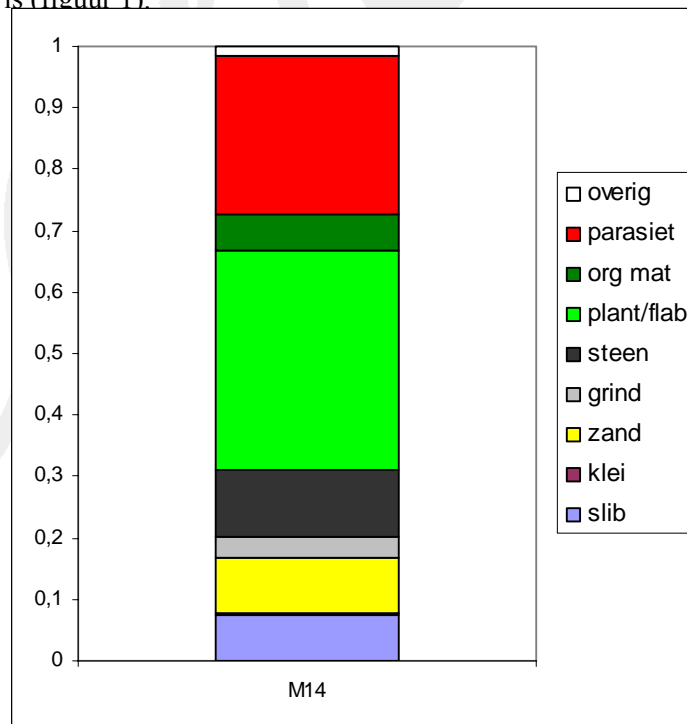
Waterplanten: diverse macrofaunasoorten zijn gebonden aan waterplanten (ondergedoken en drijvend). Sleutelfactoren voor het voorkomen en de abundantie van deze macrofaunasoorten zijn het areaal ondergedoken waterplanten en het areaal drijvende waterplanten. Deze sleutelfactoren zijn tevens doelvariabelen. Stuurvariabelen voor waterplanten in meren zijn beschreven in info blad 3.1 (waterplanten in meren).

Oever: de oever is in potentie het meest soortenrijke habitat voor macrofauna. Sleutelfactoren zijn de habitatstructuur (aard en diversiteit van habitats) (tevens stuurvariabele) en golflslag. Andere belangrijke stuurvariabelen voor de habitatstructuur in de oever zijn waterpeil(fluctuaties) en inundatieareaal.

Rekenregels

Opm.: De rekenregels worden in de loop van dit jaar nader uitgewerkt. Onderstaande tekst geeft weer op welke wijze de rekenregels afgeleid zullen worden en waar aandachtspunten liggen.

Over het algemeen is weinig bekend over de relatie tussen stuurvariabelen (sleutelfactoren) en macrofauna in meren. Van de meeste indicatorsoorten (139 van de 157) is wel bekend wat hun substraatvoorkeur is (figuur 1).



Figuur 1: habitat-voorkeur van kenmerkende macrofauna-soorten (M14, n=139).

Bodem: er is veel onderzoek gedaan naar de relatie tussen macrofauna in de bodem en de voedselrijkdom en de kwaliteit van de bodem. Het betreft veelal (veld)toxicologisch onderzoek. Uitgezocht wordt op welke wijze hier rekenregels uit afgeleid kunnen worden (hoort dit thuis in dit onderzoek => geen hydromorfologie?!).

Waterplanten: er is weinig bekend over de relatie tussen macrofauna op watervegetatie en de samenstelling en het areaal van de watervegetatie. Er bestaat wel een relatie, maar hier is nog weinig over bekend. Aangezien waterplanten zelf een doelvariabele vormen, is macrofauna op watervegetatie in ieder geval een afgeleide doelvariabele. Het is de vraag of kennis over de macrofauna in relatie tot de watervegetatie iets toevoegt aan de beoordeling van watervegetatie zelf.

Oever: de soortenrijkdom van macrofauna in de oever is sterk afhankelijk van de habitatstructuur van de oever en golfslag. De kennis over deze relatie is nog beperkt. Op basis van de ecologische kennis van de kenmerkende soorten kan een inschatting gemaakt worden van de soortenrijkdom (maatlat %KM; percentage kenmerkende soorten) als functie van de aanwezige habitats (zand, oeverplanten, organisch materiaal) en de habitatdiversiteit.

De maximale score voor de deelmaatlat kenmerkende soorten kan verbeterd worden gestuurd worden door te sturen op een ruime habitatdiversiteit. Met name sturen op waterplanten zou een aanzienlijk deel van de kenmerkende soorten op kunnen leveren. Opvallend is daarnaast het grote aandeel parasitaire soorten dat als kenmerkend is aangewezen. Sturen op de aanwezigheid van de gastheren zal dus ook een positief effect op de deelmaatlatscore hebben.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

Door onnatuurlijk of zelfs omgekeerd peilbeheer (hoog in zomer, laag in winter) verkleint of verdwijnt het potentiële areaal voor oevervegetatie, de aard van de oever en de omstandigheden in de **oever** (golfslag). Bij constant of tegennatuurlijk peil is er slechts sprake van een kleine vegetatieve uitbreiding van oeverplanten tot ca. 10 m waterinwaarts. Daarnaast heeft oeververharding gezorgd voor verlies van habitat en habitatdiversiteit voor macrofauna.

De macrofauna op **waterplanten** is direct afhankelijk van de waterplanten als substraat. De hydromorfologische ingrepen die van invloed zijn op de waterplanten zijn beschreven in info blad 3.1 (waterplanten in meren).

Voor de macrofauna van de **bodem** is vooral verdieping van belang. In diepe putten in voedselrijke systemen treden vaak zuurstofproblemen op. Slechts enkele soorten kunnen dit verdragen; deze soorten scoren meestal negatief op de maatlat.

Mitigerende maatregelen

Voor natuurlijke oevers kan introductie van een meer natuurlijk peilverloop bijdragen aan een groter areaal oevervegetatie en een meer divers oevermilieu. Natuurvriendelijke oevers zorgen voor meer habitatdiversiteit bij verharde oevers. Zuurstofproblemen als gevolg van verdieping kunnen worden tegengegaan door verondieping of het terugdringen van de voedselrijkdom van het systeem (nutriënten).

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen

Van de meeste indicatorsoorten is bekend welke voorkeur ze hebben voor habitat (o.a. figuur 1). Op basis hiervan kan afgeleid worden welke soorten naar alle waarschijnlijkheid niet (meer) kunnen voorkomen in de huidige sterk veranderde meren.
p.m. bodemkwaliteit en voedselrijkdom.

Mitigerende maatregelen

In diverse meren zijn herstelmaatregelen uitgevoerd. Enkele van deze maatregelen zijn ook gemonitord (o.a. macrofauna voor en na sanering, macrofauna op herstellende watervegetatie, natuurvriendelijke oevers). Een nadere studie van deze resultaten kan inzicht verschaffen in de soorten die terugkeren en de mate en snelheid waarmee deze soorten terugkeren. Met behulp van deze kennis

kunnen aangepaste soortenlijsten voor MEP/ GEP worden geconstrueerd.

Overige opmerkingen

De grote rivieren worden de laatste jaren steeds vaker ‘bezocht’ vele invasieve soorten (ook wel **exoten**). Deze soorten komen van oorsprong niet in Nederland voor. De meeste van deze soorten zijn niet opgenomen in de indicatorlijsten. Daarentegen komen ze wel in grote aantallen voor en zijn van grote invloed op de beoordelingsresultaten. Er zijn verschillende opties voor het omgaan met exoten bij de beoordeling. Het is van groot belang om deze opties in ogenschouw te nemen bij het afleiden van de doelstellingen voor macrofauna (MEP/ GEP).

Voor de constructie van het MEP/ GEP is het van belang dat er eenduidigheid bestaat over de monitoring van macrofauna en de manier waarop de gegevensbewerking gaat plaatsvinden. Onderzocht moet worden of monitoring van alle drie onderscheiden onderdelen van het ecosysteem nodig is (**bodem, waterplanten en oever**) en zo ja, hoe de resultaten van deze delen met elkaar verrekend moeten worden.

Referenties

Molen D.T. van der (red.) et al, (2004a). Referenties en maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-42.

2.2 Info blad Macrofauna – grote rivieren

Auteur: Bart Reeze (RIZA)

Watertype(n): R7 Langzaamstromende rivier/ nevengeul op zand/ klei
R8 Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/ klei
R16 Snelstromende rivier/ nevengeul op zandbodem of grind

Doelvariabele: Macrofauna

De KRW maatlat voor macrofauna gaat uit van een beschrijving van de referentiesituatie op basis van kenmerkende taxa en positief dominante taxa. Voor andere klassen op de maatlat zijn daarnaast ook negatief dominante taxa benoemd die verstoring indiceren (Van der Molen et al., 2004). De maatlat is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:

- DN% (abundantie): het percentage individuen behorend tot de negatief dominante indicatoren
- KM% (aantal taxa): het percentage kenmerkende taxa
- KM% + DP% (abundantie): het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren.

De deelmaatlatscores worden berekend door de taxonlijst van de locatie/ het watersysteem te koppelen aan de respectievelijke indicatorlijsten (tabel 1). De drie deelmaatlatscores opgeteld levert een totaalscore op voor de maatlat, die kan worden omgezet naar een kwaliteitsklasse (tabel 2).

Tabel 1. Overzicht van de macrofauna deelmaatlaten met bijbehorende getalswaarden voor begrenzing van de score (Van der Molen et al., 2004).

	R7		R8		R16	
	waarde	score	waarde	score	waarde	score
DN%	≥ 20	0	≥ 20	0	≥ 40	0
	≥ 5 - < 20	0,1	≥ 5 - < 20	0,1	≥ 20 - < 40	0,1
	< 5	0,2	< 5	0,2	< 20	0,2
KM%	< 7	0,1	< 7	0,1	< 12	0,1
	≥ 7 - < 13	0,2	≥ 7 - < 12	0,2	≥ 12 - < 15	0,2
	≥ 13 - < 22	0,3	≥ 12 - < 22	0,3	≥ 15 - < 25	0,3
	≥ 22	0,5	≥ 22	0,5	≥ 25	0,5
KM% + DP%	< 5	0,1	< 10	0,1	< 10	0,1
	≥ 5 - < 30	0,2	≥ 10 - < 60	0,2	≥ 10 - < 30	0,2
	≥ 30	0,3	≥ 60	0,3	≥ 30	0,3

Tabel 2. Grenzen voor omzetting van totaalscore op de macrofaunamaatlat naar een kwaliteitsklasse (Van der Molen et al., 2004)

<i>waarde totaalscore</i>	<i>kwaliteitsklasse</i>
≤ 0.3	slecht
> 0.3 - < 0.6	ontoereikend
≥ 0.6 - < 0.8	matig
≥ 0.8 - ≤ 0.9	goed
> 0.9 - ≤ 1.0	zeer goed

Stuurvariabelen

De belangrijkste sleutelfactoren voor het voorkomen van macrofaunasoorten in rivieren zijn de **stroomsnelheid** en het **substraat**. Soorten zijn veelal gebonden aan specifieke combinaties van

stroomsnelheid en substraat. De meeste macrofaunasoorten kunnen niet tegen onstabiel substraat (bijvoorbeeld schuivend zand) en grote afvoerfluctuaties. Bijbehorende stuurvariabelen zijn de afvoerhydrologie en –fluctuaties en de morfologie en inrichting van het systeem.

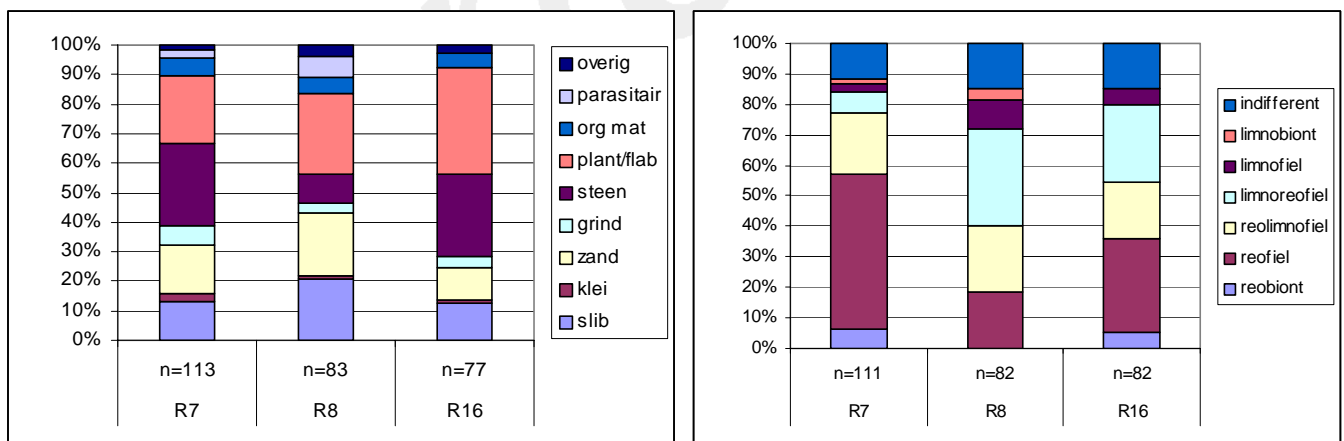
Overige stuurfactoren die van belang zijn, zijn organische belasting, en belasting met nutriënten en microverontreinigingen. Bijbehorende sleutelfactoren zijn zuurstof(beschikbaarheid), voedselrijkdom (bodem, organische stof) en concentraties van microverontreinigingen in bodem, poriewater en water.

Rekenregels

Met behulp van ecologische kennis van de indicatorsoorten kunnen relaties worden gelegd tussen de stuurvariabelen en de score op de maatlat.

Van de meeste kenmerkende soorten is bekend welke voorkeur ze hebben voor stroming en substraat (figuur 1). Afhankelijk van de optredende omstandigheden zullen bepaalde indicatorsoorten wel of niet kunnen voorkomen. De verdeling van de kenmerkende soorten naar hun voorkeur voor stromingscondities en naar hun habitatvoorkeur geeft aan waarop gestuurd kan worden om de maatlatscore voor kenmerkende soorten te verbeteren: hoeveel van welke habitats moet er aanwezig zijn binnen een waterlichaam en welke stromingscondities moeten er voorkomen om de score te optimaliseren? Uit figuur 1 volgt dat sturen op de habitats plant/flab, zand en steen (voor R7 en R16) het meest zal bijdragen aan het vergroten van het aantal kenmerkende soorten. In het algemeen is sturen op een ruime diversiteit aan habitats gunstig voor het aantal kenmerkende soorten.

Wat betreft de stromingsvoorkeur blijkt echter dat een aanzienlijk (te groot ?) aandeel van de kenmerkende soorten uit de huidige maatlatten voorkeur heeft voor limnoreofiele of reolimnofiele condities.



Figuur 1. Voorkeur voor stroming (links) en habitat (rechte van kenmerkende soorten voor R7, R8 en R16).

Wanneer zeer zeldzame en in Nederland uitgestorven soorten niet meegenomen zouden worden, neemt met name in R7 het aandeel reofiele soorten af. Voor de verdeling over de verschillende typen habitatvoorkeur geeft het weglaten van de zeer zeldzame en in Nederland uitgestorven soorten geen noemenswaardige verandering.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

De grote rivieren zijn vergaand beïnvloed door de mens. De voornaamste ingrepen zijn gekoppeld aan de scheepvaartfunctie: het aanleggen van stuwen en sluisen, aanleg en verdieping van de vaartroute en

het aanbrengen van oeververdedigingen (verharde oevers, kribben). Door deze ingrepen en door hydrologische ingrepen in het stroomgebied is ook het afvoerregime vergaand beïnvloed. Het voornaamste effect van deze maatregelen voor de macrofauna is verlies van habitat. De hoofdstroom is ongeschikt voor veel soorten door afvoerfluctuaties, en door onstabiel en homogeen substraat (schuivend zand). Rivierspecifieke combinaties van stroming en substraat komen niet of nauwelijks meer voor in het rivierengebied. Als gevolg hiervan ontbreken een groot aantal indicatorsoorten.

Mitigerende maatregelen

Binnen de randvoorwaarden die de functies scheepvaart en veiligheid stellen, zijn diverse mitigerende maatregelen van belang voor macrofauna. De maatregelen moeten gericht zijn op het herstellen van verloren gegane habitats en habitatdiversiteit. Dit betreft met name de habitats in het ondiepe zomerbed: Maatregelen die hierbij aansluiten zijn:

- aanleg van nevengeulen;
- verwijderen van harde oeververdedigingen;
- kribvakafsluiting (meestromende kribvakken).

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen

Van de meeste indicatorsoorten is bekend welke voorkeur ze hebben voor stroming en substraat (figuur 1). Op basis hiervan kan afgeleid worden welke soorten naar alle waarschijnlijkheid niet (meer) kunnen voorkomen in de huidige sterk veranderde rivieren.

Mitigerende maatregelen

In het rivierengebied zijn reeds diverse herstelmaatregelen uitgevoerd. Enkele van deze maatregelen zijn ook gemonitord (o.a. nevengeulen en natuurvriendelijke oevers). Een nadere studie van deze resultaten kan inzicht verschaffen in de soorten die terugkeren en de mate en snelheid waarmee deze soorten terugkeren. Met behulp van deze kennis kunnen aangepaste soortenlijsten voor MEP/ GEP worden geconstrueerd.

Overige opmerkingen

De grote rivieren worden de laatste jaren steeds vaker ‘bezocht’ door invasieve soorten (ook wel **exoten**). Deze soorten komen van oorsprong niet in Nederland voor. De meeste van deze soorten zijn niet opgenomen in de indicatorlijsten. Daarentegen komen ze wel in grote aantallen voor en zijn van grote invloed op de beoordelingsresultaten. Er zijn verschillende opties voor het omgaan met exoten bij de beoordeling. Het is van groot belang om deze opties in ogenschouw te nemen bij het afleiden van de doelstellingen voor macrofauna (MEP/ GEP).

Voor de constructie van het MEP/ GEP is het van belang dat er eenduidigheid bestaat over de **monitoring** van macrofauna en de manier waarop de **gegevensbewerking** gaat plaatsvinden. Hoe worden de (mitigerende) maatregelen gemonitord en hoe worden de resultaten gewogen tegen de resultaten uit de hoofdstroom?

Referenties

Molen, D.T. van der, (ed) et al. (2004b). Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport nr 2004-43.

2.3 Info blad Macrofauna – beken

Auteur: Jeanine Elbersen (Alterra)

Watertype(n) : R4 Permanente langzaam stromende bovenloop op zand
 R5 Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand
 R6 Langzaam stromend riviertje op zand/klei

Doelvariabele : **Macrofauna**

De KRW maatlat voor macrofauna gaat uit van een beschrijving van de referentiesituatie op basis van kenmerkende taxa en positief dominante taxa. Voor andere klassen op de maatlat zijn daarnaast ook negatief dominante taxa benoemd die verstoring indiceren (Van der Molen *et al.*, 2004). De maatlat is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:

- DN% (abundantie); het percentage individuen behorend tot de negatief dominante indicatoren
- KM% (aantal taxa); het percentage kenmerkende taxa
- KM% + DP% (abundantie); het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren.

De deelmaatlatscore wordt berekend door de taxonlijst van de locatie te koppelen aan de respectievelijke indicatorlijsten. Dit levert een deelmaatlatscore op (tabel 1). Optelling van de drie deelmaatlatscores levert een totaalscore op voor de maatlat, die kan worden omgezet naar een kwaliteitsklasse (tabel 2).

Tabel 1. Overzicht van de macrofauna deelmaatlaten met bijbehorende getalswaarden voor begrenzing van de score (uit: Van der Molen *et al.*, 2004).

<i>deelmaatlat</i>	<i>R4</i>		<i>R5</i>		<i>R6</i>	
	<i>waarde</i>	<i>score</i>	<i>waarde</i>	<i>score</i>	<i>waarde</i>	<i>score</i>
DN%	> 26	0.1	> 41	0.1	> 32	0.1
	≤ 26	0.2	≤ 41	0.2	≤ 32	0.2
KM%	≤ 6	0.1	≤ 7	0.1	≤ 9	0.1
	> 6 - ≤15	0.2	> 7 - ≤17	0.2	> 9 - ≤22	0.2
	>15 - ≤25	0.3	>17 - ≤32	0.3	>22 - ≤35	0.3
	> 25	0.4	> 32	0.5	> 35	0.5
KM% + DP%	≤ 5	0.1	≤ 5	0.1	≤ 7	0.1
	> 5 - ≤26	0.3	> 5 - ≤25	0.2	> 7 - ≤13	0.2
	> 26	0.4	> 25	0.3	> 13	0.3

Tabel 2. Grenzen voor omzetting van totaalscore op de macrofaunamaatlat naar een kwaliteitsklasse (Van der Molen *et al.*, 2004)

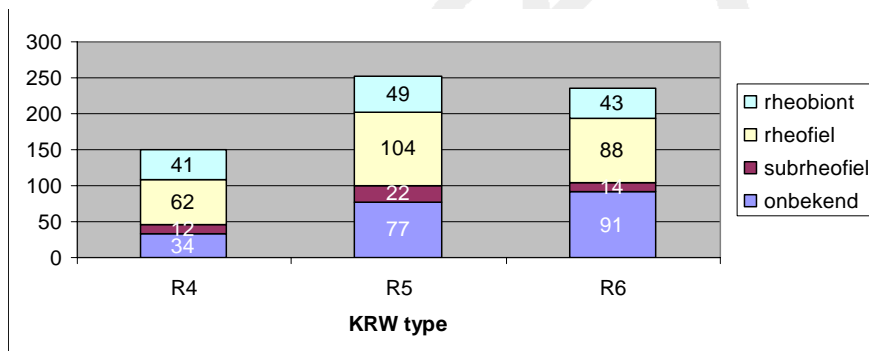
<i>waarde totaalscore</i>	<i>kwaliteitsklasse</i>
≤ 0.3	slecht
> 0.3 - < 0.6	ontoereikend
≥ 0.6 - < 0.8	matig
≥ 0.8 - ≤ 0.9	goed
> 0.9 - ≤ 1.0	zeer goed

Hydromorfologische stuurvariabelen

Stroomsnelheid en substraat zijn hydromorfologische stuurvariabelen die deels direct, deels via andere sturende variabelen, met name zuurstof en nutriënten, de abundantie en soortensamenstelling van macrofauna in beken bepalen. Macrofauna in beken heeft een stabiel habitat nodig (vooral bepaald door stroomsnelheid en substraat) en een natuurlijk zuurstof- en nutriëntengehalte. Een onnatuurlijke hydrologie, morfologie of eutrofiering kunnen het bekeecosysteem sterk verstoren. Veel macrofaunasoorten zijn ook niet bestand tegen een wisselende afvoer. Enerzijds overleven ze droogval niet, anderzijds kunnen ze worden meegesleurd tijdens afvoerpieken of kunnen een wisselende waterkwaliteit niet aan.

Rekenregel

Op basis van soortgebonden stromingsindicaties (Verdonschot en Van den Hoorn, 2005) is een concept rekenregel afgeleid voor deelmaatlat KM% (Van der Most et al., 2005 in prep). De rekenregel voor macrofauna in relatie tot deze stuurvariabele is een eerste aanzet op basis van beschikbare kennis (figuur 1). Er is gecorrigeerd voor de fractie van de soorten op de lijst van de deelmaatlat waarvoor informatie beschikbaar is, evenals voor de trefkans van soorten. Voor de deelmaatlat KM% is per type een rekenregel uitgewerkt. De score-klasse van de overige twee deelmaatlaten is ingeschat (tabel 3). Omdat het discrete klassen zijn, kon dat bij benadering.



Figuur 1. Aantallen soorten per klasse voor stromingsindicatie per watertype op de deelmaatlat kenmerkende soorten macrofauna.

Hoe ligt de koppeling met tabel 1?

Tabel 3. Berekende deelmaatlatscores voor KM% onder bepaalde stromingscondities, en een globale inschatting van de scores voor DN% en DP% + KM%

	stroomsnelheidsrange 0,3-0,5 m/s ruimtelijk aanwezig		stroomsnelheidsrange 0,3-0,5 m/s ruimtelijk aanwezig		stroomsnelheidsrange <=0,3 m/s ruimtelijk aanwezig		enige periode droogval (= verlies rheobiont, rheofiel en subrheofiel)	
	zomer: maximaal 5 dagen minimale stroomsnelheid <0,15 m/s.		zomer: maximaal 10 dagen minimum stroomsnelheid <0,15 m/s (= verlies rheobionten),		zomer: maximaal 20 dagen minimum stroomsnelheid <0,10 m/s (= verlies rheobionten + rheofielen)			
	R4	R5, R6	R4	R5, R6	R4	R5, R6	R4	R5, R6
DN%	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
KM %	0,4	0,5	0,4	0,5	0,3	0,3	0,1	0,2
DP%+KM%	0,4	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
maatlat macrofauna	1	1	0,9	0,9	0,8	0,7	0,3	0,4
Kwaliteitsklasse	ZGET		GET		Matig		Ontoereikend/slecht	

Tijdens de ontwikkeling van bovenstaande rekenregel was het niet mogelijk om een validatie van voorspelde klassen uit te voeren. Indien het mogelijk is om monsters te nemen/gebruiken van locaties waarvan de ecologische klassen vooraf bekend zijn (a priori classificatie op basis van stromingscondities), kunnen de bijbehorende deelmaatlatscores worden bepaald op basis van daar aanwezige soorten. Hierbij moet wel bedacht worden dat het niet vaak voorkomt dat alleen stroming de sturende factor is, maar het vaak een combinatie van stressoren is, die als geheel bepalend is voor de soortensamenstelling.

Een soortgelijke rekenregel als voor kenmerkende soorten in relatie tot stroming is ook voor te stellen voor de relatie tussen de stuurvariabele substraat en de soortensamenstelling van macrofauna. Echter, daarvoor was nog onvoldoende onderbouwing beschikbaar. Een rekenregel voor de overige twee maatlatten behoeft gericht data-analyse van abundanties van soorten in plaats van alleen aan-/afwezigheid van soorten. In het huidige tijdsbestek was daarvoor nog geen ruimte.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

- Hydrologische verstoring vormt voor beken de grootste bedreiging en heeft ook consequenties voor morfologie en nutriëntenrijkdom. Veel beken zijn afhankelijk van grondwater toevoer. Als de beekafvoer niet constant is door versnelde afvoer als gevolg van te weinig berging en retentie in het beekstelsysteem, is het milieu in de beek ook niet stabiel. Afvoerpieken kunnen grote gevolgen hebben voor de structuur van de beek (bijvoorbeeld insnijden in het maaiveld). Omgekeerd zullen stuwen ook een negatieve invloed hebben op de afvoerdynamiek (stagnante situaties in plaats van onregelmatige stroming), wat onder meer negatieve gevolgen heeft voor de aanwezigheid van rheofiele soorten en ook de substraatsamenstelling (opslibbing).
- Veel beken zijn in het verleden rechtgetrokken en genormaliseerd om onderhoud en beheer te minimaliseren, de dimensionering van het systeem af te stemmen op het landbouwkundig grondgebruik en voor een zo snel mogelijke afvoer van het water. De variatie in lengte- en dwarsprofiel en vooral de verhouding tussen breedte en diepte zijn echter voor beken belangrijke factoren. Ze bepalen de variatie in stroomsnelheid en daarmee variatie in habitats (substraat en diepte).
- Het stoffentransport vanuit het stroomgebied naar de beek hoort van nature langzaam te verlopen. Drainerende afvoerslootjes uit landbouwgebied zorgen er thans echter voor dat er bij enige regenval direct en snel nutriëntenrijk (en mogelijk met andere stoffen verontreinigd) water afgevoerd wordt naar de beek. Hydrologische ingrepen kunnen derhalve leiden tot verminderde nutriëntenretentie bovenstrooms, maar ophoping benedenstrooms.

Deze info blad betreft drie beektypen: R4, R5 en R6, waartussen vooral een dimensieverschil bestaat (respectievelijk bovenloop, midden-/benedenloop en riviertje). Op basis hiervan kan worden gesteld dat met name de bovenloop gevoeliger is voor hydromorfologische ingrepen zoals bovenstaand genoemd.

Mitigerende maatregelen

- o Voor beken zijn mitigerende maatregelen eerst gericht op herstel van stroming en van de grondwaterafhankelijkheid van het beekstelsysteem. Mogelijke mitigerende hydrologische maatregelen zijn:
 - aanleggen hydrologische buffer
 - hergebruiken gezuiverd effluent
 - ontwikkelen van inundatiezone
 - vergroten retentie
 - verwijderen stuw
 - aanleggen van een nevengeul.

De positieve invloed van dit soort maatregelen kenmerkt zich door een verhoging van berging, het voorkomen van te lage afvoer, droogvallen of afvoerpieken, en stabilisering van het

afvoerpatroon. Dit soort maatregelen sturen zodoende de afvoer en stroomsnelheid. Echter, indirect hebben ze ook effect op het substraatmozaïek en op de nutriëntenhuishouding.

- Mogelijke mitigerende morfologische maatregelen zijn:
 - verwijdering van profielverdediging en ruimte te bieden aan een natuurlijke afvoerdynamiek in beken en het creëren van een natuurlijk dwarsprofiel door processen van erosie en sedimentatie
 - het vergraven van tracé, bedding en oever of het aanleggen van asymmetrische profielen. Hermeandering
 - aanleg van een rij bomen/struiken op de oever. Geeft beschaduwing, en zorgt ook voor dood hout in de beek (habitat).

Gevolgen voor MEP/GEP

De rekenregels in tabel 3 bieden aanknopingspunten hoe uit de klassengrenzen voor natuurlijke wateren en de effecten van hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen de MEP/GEP kwantitatief afgeleid kunnen worden. De afleiding van deze klassengrenzen moet in ieder geval waterlichaamspecifiek zijn, maar ook gebiedsgericht omdat processen in oppervlaktewateren afhankelijk zijn van het functioneren van het watersysteem zelf, maar ook van inrichting/beheer van oevers en aangrenzend landgebruik.

Een geleidelijke afvoer van het neerslagoverschot gedurende het jaar is de basis voor een stabiel, maar divers systeem. Iedere mitigerende maatregel die bij kan dragen aan een verhoging van de berging en retentie van (grond)water in het systeem en daarmee aan een stabilisering van het afvoerpatroon moet ten volle worden benut. Dit vraagt om gebiedseigen en vooral duurzame oplossingen (maatwerk), waarin bij voorkeur de oorzaken van verstoring worden aangepakt (brongerichte maatregelen) en in mindere mate de effecten. Geef voorbeeld van brongerichte en effectgerichte maatregelen Als effectgerichte maatregelen verdere achteruitgang van systeemeigen kenmerken van de beek kunnen voorkomen, dan is dat natuurlijk te verkiezen. De kans op succesvol beekherstel door mitigerende maatregelen hangt af van de ecologische potenties en de haalbaarheid daarvan. Vooral de praktische mogelijkheden wat betreft de uitvoering van maatregelen alsook beleidsmatig en maatschappelijk draagvlak kunnen een beperking zijn.

Waar een natuurlijke afvoerdynamiek niet of gedeeltelijk kan worden hersteld blijft herstel van een levensgemeenschap met stromingsgebonden beeksoorten (rheobionte en rheofiele soorten) beperkt. Maximale scores op de deelmaatlat KM% zouden hiervoor aangepast kunnen worden (een aangepaste ondergrens van hoeveelheid kenmerkende soorten bij bepaalde score). Daarnaast moet bedacht worden dat de effecten van mitigerende maatregelen veelal pas op middellange termijn merkbaar worden. Naar verwachting heeft herstel van een beeksysteem in termen van terugkeer van beekspecifieke soorten minimaal 5 jaar nodig. De juiste combinatie van mitigerende maatregelen en vooral ook de schaal en locatie waarop deze genomen worden (het bovengenoemde maatwerk) is bepalend voor de mate van succes en daarmee het ecologisch rendement op de KRW maatlat.

Referenties

Van der Most, H. (red) et al., 2005.. KRW Verkenner. in prep

Van der Molen, D.T.(red) en expertteams, (2004). Referenties van de KRW watertypen. Referentiedocument.

Verdonschot, P.F.M. en M.W. van den Hoorn, 2005. Onafhankelijke lijst stromingsindicatoren macrofauna in beken. Team zoetwaterecosystemen, Alterra.

2.4 Info blad macrofauna– Grote zoute meren

Auteur: D J de Jong

Watertype(n): Grote zoute meren (M32)

Doelvariabele: Bodemdieren (macrozoobenthos)

Om dedoelvariabele ‘bodemdieren’ te beoordelen zijn maatlatten opgesteld die bestaan uit een drietal deelmaatlatten. In Van der Molen et al., 2004, is de maatlat weergegeven. Er is inmiddels een verbeterde maatlat die wel op dezelfde zaken is gebaseerd, maar een betere beoordeling geeft van de toestand van een waterlichaam (Ysebaert et al, 2004). Deze laatste versie wordt hier vereenvoudigd weergegeven.

Deelmaatlatten:	Maatlat-indicatoren:
Totale biomassa bodemdieren	verhouding biomassa bodemdieren / primaire productie voor hele waterlichaam
Arealen ecotopen	areaal per ecotoop
Functioneren ecotopen	beoordeling op basis van dichtheid, biomassa, soortensamenstelling en aantal soorten

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Verhouding biomassa bodemdieren tov tot. Prim. Productie	<1:1 of >1:100	1:1-1:2,5 of 1:100-1:40	1:2,5-1:5 of 1:40-1:20	1:5-2:15 of 1:20-1:15	2:15-1:15
Ecotopen areaal	Afhankelijk	Van ecotoop	en	waterlichaam	
Ecotopen functioneren					
Dichtheid			slecht	goed [@]	
Biomassa			slecht	goed	
Soortensamenstelling	Afhankelijk	van de	monster	inspanning /ecotoop ^s	
Totaal aantal soorten	Afhankelijk	van de	monster	inspanning /ecotoop	

[@]: dichtheid/biomassa: als gevolg van de monsterinspanning voorlopig alleen óf goed óf slecht;

^s: soortensamenstelling + totaal aantal soorten: hoeveelheid soorten die wordt gevonden is sterk afhankelijk van de monsterinspanning: hoe meer monsters hoe meer kans dat een soort wordt aangetroffen.

Combinatie van de deelmaatlatten via diverse weegfactoren.

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn hydromorfologie: arealen per ecotoop (globaal ondiep/matig diep/diep/gestratificeerd), beschutting tegen golfslag en stroming, sedimentaanvoer, detritusaanvoer, aanvoer en menging zoetwater.

Daarnaast spelen via primaire productie ook helderheid en aanvoer nutriënten een belangrijke rol als stuurvariabele. Bodemberoerende visserij heeft een belangrijk effect op bodemdieren, waarbij eventueel doelsoorten van die visserij (bijvoorbeeld kokkel, mossel) voor een significant deel kunnen worden weggevisst.

Rekenregels

Er zijn geen expliciete rekenregels als relatie tussen stuurvariabelen en deelmaatlatten. De relaties zijn alleen kwalitatief bekend of te beredeneren. Bijvoorbeeld: via de arealen per ecotoop. Hoe minder beschutte gebieden er zijn hoe kleiner de arealen laagdynamische ecotopen. Veranderingen in de grootte, seizoenaliteit en fluctuaties van de zoetwateraanvoer hebben grote effecten op de soortensamenstelling en soortenrijkdom. Helderheid van het water heeft een effect op de primaire productie. Bodemberoerende visserij heeft een negatief effect op de meeste soorten. Met behulp van GIS en rekenregels kunnen in principe globale kanskaarten voor soorten en ecotopen worden gemaakt, waarmee het effect van veranderingen in bovengenoemde factoren kan worden verkend.

Belangrijke hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen (voorbeelden):

Inpoldering / aanleg zeekerende barrières

Dit heeft effect op totaal areaal van de waterlichamen en het wegvallen van de getijslag. Daardoor zijn er veranderingen in diepteligging en stroomsnelheden (en golfslag) en daarmee in de verdeling over de arealen ecotopen.

Zoetwateraanvoer

Door ingrijpen in de mate van zoetwateraanvoer, hoeveelheid, seizoen, variatie, kan grote effecten hebben op de leefmogelijkheden van bodemdieren en daarmee op zowel areaal als kwaliteit van de ecotopen. Daarnaast beïnvloedt dit de detritusaanvoer en de nutriëntenaanvoer en via deze ook de helderheid, hetgeen grote effecten kan hebben op de totale primaire productie.

Mitigerende maatregelen:

Weghalen zeekerende dammen, creëren nieuw intergetijdengebied (bv uitpolderen), creëren beschut gebied (bv aanleg kribben), creëren nieuwe zoetwateraanvoermogelijkheden en natuurlijker verloop van zoetwateraanvoer, veranderen (verminderen) detritusaanvoer.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen:

Inpolderingen zullen als geheel als onomkeer moeten worden beschouwd, waardoor belangrijke arealen, vooral laag dynamisch, slik en plaat, permanent verdwenen zijn. De aanleg van gemalen in plaats van suatiesluizen en de toegenomen verstening van het achterland en de scherpere eisen vanuit de landbouw aan waterpeilen binnendijs leiden tot grotere schommelingen in de zoetwateraanvoer. De aanleg van de zeekerende dam wordt voornamelijk ook als een onomkeerbare ingreep beschouwd.

Mitigerende maatregelen:

Deze moeten vooral gezocht worden in aanpassingen in het areaal beschut intergetijdengebied, in de sedimentaanvoer en in de wijze van zoetwateraanvoer. Daarnaast kan bezien worden in hoeverre er nog mogelijkheden zijn om het areaal gestratificeerde bodem kan worden teruggedrongen.

Referenties

D. van der Molen (red.), 2004. Referenties en maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-42.

T Ysebaert, V Escaravage & P Herman, 2004. Scientific assessment of state of the art 'Dutch WFD benthos classification for transitional waters'. NIOO-CEME-Yerseke

2.5 Info blad macrofauna – Kust- en overgangswateren

Auteur: D J de Jong (RIKZ)

Watertype(n): Overgangswateren (O2) en beschutte kustwateren (K2)

Doelvariabele: Bodemdieren (macrozoobenthos)

Om de doelvariabele 'bodemdieren' te beoordelen zijn maatlatten opgesteld die bestaan uit een drietal deelmaatlatten. In Van der Molen et al., 2004, is de maatlat weergegeven. Deze maatlat is inmiddels aangepast naar een nieuwe, die wel op dezelfde uitgangspunten is gebaseerd, maar een betere beoordeling geeft van de toestand én het functioneren van een waterlichaam (Ysebaert et al, 2004). Deze laatste versie wordt hier vereenvoudigd weergegeven.

Deelmaatlatten:	Maatlat-indicatoren:
Totale biomassa bodemdieren voor hele waterlichaam	verhouding biomassa bodemdieren / primaire productie
Arealen ecotopen	areaal per ecotoop
Functioneren ecotopen	beoordeling op basis van dichtheid, biomassa, soortensamenstelling en aantal soorten

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Verhouding biomassa bodemdieren tov tot. Prim. Productie	<1:1 of >1:100	1:1-1:2,5 of 1:100-1:40	1:2,5-1:5 of 1:40-1:20	1:5-2:15 of 1:20-1:15	2:15-1:15
Ecotopen areaal	afhankelijk	van ecotoop	en	waterlichaam	
Ecotopen functioneren					
Dichtheid			slecht	goed [@]	
Biomassa			slecht	goed	
Soortensamenstelling	Afhankelijk van de		monster	inspanning	/ecotoop [§]
Totaal aantal soorten	Afhankelijk van de		monster	inspanning	/ecotoop

[@]: dichtheid/biomassa: als gevolg van de huidige monsterinspanning voorlopig alleen óf goed óf slecht;

[§]: soortensamenstelling + totaal aantal soorten: hoeveelheid soorten die wordt gevonden is sterk afhankelijk van de monsterinspanning: hoe meer monsters in een ecotoop worden genomen hoe meer kans dat een soort wordt aangetroffen.

Combinatie van de deelmaatlatten via diverse weegfactoren.

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn hydromorfologie: getij, areaal intergetijdengebied, beschutting tegen golfslag en stroming, sedimentaanvoer, detritusaanvoer, aanvoer en menging zoet water. Daarnaast spelen via primaire productie ook helderheid en aanvoer nutriënten een belangrijke rol als stuurvariabele. Bodemberoerende visserij heeft een belangrijk effect op bodemdieren, waarbij eventueel doelsoorten van die visserij (bijvoorbeeld kokkel, mossel) voor een significant deel kunnen worden weggevisst.

Rekenregels

Er zijn geen expliciete rekenregels als relatie tussen stuurvariabelen en deelmaatlatten.

De relaties zijn alleen kwalitatief bekend of te beredeneren. Bijvoorbeeld: hoe kleiner het areaal intergetijdengebied hoe kleiner de arealen per ecotoop. Hoe minder beschutte gebieden er zijn hoe

kleiner de arealen laagdynamische ecotopen. Veranderingen in de grootte, seizoenaliteit en fluctuaties van de zoetwataaraanvoer hebben grote effecten op de soortensamenstelling en soortenrijkdom. Helderheid van het water heeft een effect op de primaire productie, zeker in het veelal troebele watertype O2. Bodemberoerende visserij heeft een negatief effect op de meeste soorten. Met behulp van GIS en rekenregels kunnen globale kanskaarten voor soorten en ecotopen worden gemaakt, waarmee het effect van veranderingen in bovengenoemde factoren kan worden verkend.

Belangrijke hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen (voorbeelden):

Inpoldering / aanleg zeekerende barrières (OSK)

Dit heeft effect op totaal areaal van de waterlichamen en, via veranderingen in hoogteligging en stroomsnelheden (en golfslag) op de verdeling van de arealen ecotopen.

Verdieping vaargeulen

Dit heeft, via veranderingen in hoogteligging en stroomsnelheden (en golfslag) effect op de verdeling van de arealen ecotopen. Daarnaast wordt hierdoor het sedimenttransport sterk beïnvloed hetgeen tot ophoging of verlaging van slikken en platen kan leiden.

Zoet wataaraanvoer

Het ingrijpen in de mate van zoetwataaraanvoer, hoeveelheid, seizoen, variatie, kan grote effecten hebben op de leefmogelijkheden van bodemdieren en daarmee op zowel areaal als kwaliteit van de ecotopen. Daarnaast beïnvloedt dit de detritusaanvoer en de nutriëntenaanvoer en via deze ook de helderheid, hetgeen grote effecten kan hebben op de totale primaire productie.

Mitigerende maatregelen:

Creëren nieuw intergetijdengebied (bv uitpolderen), creëren beschut gebied (bv aanleg kribben), creëren nieuwe zoetwataaraanvoermogelijkheden en natuurlijker verloop van zoet wataaraanvoer, veranderen (verminderen) detritusaanvoer.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen:

Inpolderingen zullen als geheel als onomkeer moeten worden beschouwd, waardoor belangrijke arealen, vooral laag dynamisch, slik en plaat, permanent verdwenen zijn. De aanleg van gemalen in plaats van suatiesluizen en de toegenomen verstening van het achterland en de scherpere eisen vanuit de landbouw aan waterpeilen binnendijks leiden tot grotere schommelingen in de zoetwataaraanvoer.

Mitigerende maatregelen:

Deze moeten gezocht worden in aanpassingen in het areaal beschut intergetijdengebied, in de sedimentaanvoer en in de wijze van zoetwataaraanvoer.

Referenties

D. van der Molen (red.), 2004. Referenties en maatlatten voor Overgangs- en kustwateren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-44.

T. Ysebaert, V. Escaravage & P. Herman, 2004. Scientific assessment of state of the art 'Dutch WFD benthos classification for transitional waters'. NIOO-CEME-Yerseke

2.6 Info blad marofauna – Open kust (K1/K3)

Auteur: D J de Jong (RIKZ)

Watertype(n): Open kust (K1/K3)

Doelvariabele: Bodemdieren (macrozoobenthos)

Om devdoelvariabele ‘bodemdieren’ te beoordelen zijn maatlatten opgesteld die bestaan uiteen drietel deelmaatlatten.. In Van der Molen et al., 2004, is de maatlat weergegeven.

Deelmaatlatten:

Maatlat-indicatoren:

1. Totaal aantal soorten totaal aantal soorten op basis van aanwezigheid
2. Dichtheid belangrijke soorten dichtheid per soort voor 18 soorten
3. Biomassa belangrijke soorten biomassa per soort voor 18 soorten

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max) [@]
1. Totaal aantal soorten	\$	\$	\$	\$	15
2. Dichtheid belangrijke soorten	\$	\$	\$	\$	8
3. Biomassa belangrijke soorten	\$	\$	\$	\$	4

Maatlat[#]

[@]: aantallen gebaseerd op één monster; wanneer meerdere monsters worden samengenomen dan wordt dit naar boven aangepast

^{\$}: beoordeling vindt niet plaats op het niveau van deelmaatlatten, maar pas na het berekenen van de maatlat. Berekening deelmaatlat: aangetroffen waarde / max waarde.

[#]: combinatie van de deelmaatlatten: via een weging (1 : 2 : 3) :
(1* deelmaatlat1 + 2*deelmaatlat2 + 3* deelmaatlat3)/6

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn hydromorfologie: areaal ondiep gebied, beschutting tegen golfslag en stroming, detritusaanvoer, aanvoer en menging zoet water en zout water. Daarnaast spelen via primaire productie ook helderheid en aanvoer nutriënten een belangrijke rol als stuurvariabele. Tenslotte spelen andere menselijke beïnvloedingen een belangrijke rol; met name bodemberoerende visserij heeft een zeer grote invloed op alle bodemdieren en de specifieke schelpdiervisserij (Spisula) direct op de betreffende soort. Daarnaast kunnen bijvoorbeeld lozingen van toxische stoffen en eutrofiëring belangrijke effecten hebben.

Rekenregels

Er zijn geen expliciete rekenregels als relatie tussen stuurvariabelen en deelmaatlatten.

De relaties zijn alleen kwalitatief bekend of te beredeneren. Hoe minder beschutte gebieden er zijn hoe kleiner de arealen laagdynamische ecotopen. Veranderingen in de grootte, seizoenaliteit en fluctuaties van de zoetwataaraanvoer hebben grote effecten op de soortensamenstelling en soortenrijkdom. Helderheid van het water heeft een effect op de primaire productie. Bodemvisserij, lozingen van toxische stoffen en eutrofiëring hebben invloed op soortenrijkdom, dichtheid en biomassa.

Belangrijke hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen (voorbeelden):
Aanleg zeekerende barrières en constructies

Dit heeft effect op de morfologische ontwikkelingen binnen het waterlichaam; bijvoorbeeld de sluiting van de zeegaten in ZW-Nederland hebben sterke invloed op de morfologie van de Voordelta. Daarnaast verandert hierdoor de wijze van zoetwateraanvoer en de menging van de watermassa's (zoet en zout, warm en koud) sterk, zie zoetwateraanvoer.

Zoetwateraanvoer

Het ingrijpen in de mate van zoetwateraanvoer, hoeveelheid, seizoen, variatie, kan grote effecten hebben op de leefmogelijkheden van bodemdieren en daarmee op zowel areaal als kwaliteit van de ecotopen. Daarnaast beïnvloedt dit de detritusaanvoer en de nutriëntenaanvoer en via deze ook de helderheid, hetgeen grote effecten kan hebben op de totale primaire productie.

Mitigerende maatregelen:

Weghalen zeekerende dammen en creëren nieuw intergetijdengebied (bv uitpolderen) leidt tot terugkeer van getij en vergroting van het waterlichaam; creëren beschut gebied (bv aanleg kribben), creëren nieuwe aanvoermogelijkheden voor zoet water en zout water en een natuurlijker verloop van zoetwateraanvoer, veranderen (verminderen) detritusaanvoer.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen:

De aanleg van de zeekerende dammen wordt vooralsnog als onomkeerbaar beschouwd. De aanleg van gemalen in plaats van suatiesluizen en de toegenomen verstening van het achterland en de scherpere eisen vanuit de landbouw aan waterpeilen binnendijks leiden tot grotere schommelingen in de zoetwateraanvoer, en grotere kans op stratificatie.

Mitigerende maatregelen:

Rekening houdend met onomkeerbare ingrepen moeten deze gezocht worden in aanpassingen in het areaal beschut intergetijdengebied en in de wijze van zoetwateraanvoer.

Referenties

D. van der Molen (red.), 2004. Referenties en maatlatten voor Overgangs- en kustwateren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-44.

3.1 Info blad Macrofyten – meren

Auteur: J.Theo Vulink (RIZA)

De inhoud van deze info blad is voornamelijk gebaseerd op het Rapport “Effect van maatregelen op macrofytenmaatlaten in meren”(Coops et.al. 2004).

Watertypen (Elbersen e.a. 2003):

M14 (ondiep (< 3m), matig groot (0,5-100 km²), gebufferd(1-4 meq/l))

M20 (matig groot (0,5-100 km²), diep (> 3m), gebufferd (1-4 meq/l))

M21 (groot (> 100 km²), diep (> 3m), gebufferd (1-4 meq/l))

M27 (ondiepe (< 3m) laagveenplassen).

Doelvariabele : Macrofyten

De maatlat voor het biologisch kwaliteitselement ‘macrofyten’ is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:
abundantie groeivormen
soortensamenstelling macrofyten
soortensamenstelling fyto benthos (hier niet verder uitgebreid behandeld)

Iedere deelmaatlat telt voor 1/3 deel mee in de totale maatlatscore. Deze deelmaatlaten zijn ieder weer uit een aantal onderdelen zijn opgebouwd.

abundantie groeivormen

De onderscheiden groeivormen zijn: ondergedoken waterplanten (submergenten), drijfbladvormende vegetatie (nymphaeïden) en oevervegetatie. Deze indicatoren tellen gelijkwaardig mee voor de deelmaatlatscore. De Klassengrenzen voor de indicatoren zijn gegeven in tabel 1.

Tabel 1. Klassengrenzen van de deelmaatlat ‘abundantie groeivormen’ uitgedrukt als % van het begroeibaar areaal (uit: Van der Molen, 2004a).

	slecht	ontoereikend	matig	goed	zeer goed
Ondergedoken vegetatie (submergenten)	0 - 1%	1-5%	5-25%	25-50%	50-100% ref=65%
Drijvende vegetatie (nymphaeïden)	0 - 0,1%	0,1-0,5% of > 40%	0,5-1% of 30-40%	1-5% of 20-30%	5-20% ref=10%
Oevervegetatie	0-20%	20-40%	40-60%	60-80%	80-100% ref=90%

Soortensamenstelling macrofyten

Per watertype is een soortenlijst opgesteld met kenmerkende water- en oeverplanten. Iedere soort heeft een waardering gekregen, afhankelijk van kenmerkendheid, respons op pressoren, zeldzaamheid en abundantie. De optelsom van de waarderingen voor de aanwezige soorten wordt vertaald naar een kwaliteitsklasse van de deelmaatlat soortensamenstelling. Dit gebeurt separaat voor water- en oeverplanten (tabel 2)

Voor de typen M14, M20, M21 en M27 zijn de klassengrenzen wat betreft het deel van de referentiesoorten wat aanwezig moet zijn (relatieve score), identiek. De maximale scores die gehaald kunnen worden verschillen echter per watertype omdat de lijsten met kenmerkende soorten verschillen vertonen tussen de vier watertypen vanwege de eigenschappen van deze typen. De onderdelen water- en oeverplanten worden gelijk gewogen om tot de deelmaatlat-score te komen.

Tabel 2. Klassengrenzen uitgedrukt in de relatieve score (%) ten opzichte van de maximale score (gelijk voor verschillende watertypen) en de absolute score (puntenaantal) gedifferentieerd per watertype voor de deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten (Van der Molen et al. 2004a).

	slecht	ontoereikend	matig	goed	zeer goed
Waterplanten	< 5%	5-10%	10-20%	20-40%	40-100%
M14	0-6	7-12	13-25	26-50	51-105
M20	0-4	5-9	10-18	19-38	38-97
M21	0-4	5-9	10-18	19-38	39-97
M27	0-6	7-13	14-25	26-51	51-113
Oeverplanten	0-20%	20-40%	40-60%	60-80%	80-100%
M14	0-18	19-37	38-55	56-73	74-93
M20	0-10	11-20	21-30	31-40	41-51
M21	0-11	12-22	23-33	34-44	45-55
M27	0-19	20-37	38-56	57-74	74-81

Stuurvariabelen

De mate van relevantie van de factoren die de geschiktheid van meren voor het voorkomen en de abundantie van water- en oeverplanten bepalen voor de verschillende groepen (water- vs. oeverplanten, groeivormen, soorten) is wisselend. Op hoofdlijn kunnen drie typen factoren worden onderscheiden:

- 1) fysisch-chemische milieufactoren (grijpen direct in op de groei van planten door limitatie of toxiciteit);
- 2) hydromorfologische milieufactoren (grijpen direct in op de groei van planten middels de invloed op de inwendige waterhuishouding, of bepalen de vestiging van planten en de concurrentieverhoudingen tussen soorten);
- 3) verstoring en beheer (grijpen in op de vestiging van planten en de concurrentieverhoudingen tussen soorten).

De soortensamenstelling wordt bepaald door een complex van waterkwaliteitsvariabelen en hydromorfologische variabelen. Voor chemische waterkwaliteit kan worden teruggegrepen op gemeten ranges van voorkomen, die als voorspeller van de gevoeligheid van soorten kunnen worden gebruikt.

Een verkenning op basis van expertinschatting van de relevante stuurvariabelen voor de verschillende deelmaatlaten (workshop RIZA d.d. 19-10-2004) levert het volgende beeld op (tabel 3):

Tabel 3. Stuurvariabelen voor de abundantie van submergente, drijfbladvormende en oevervegetatie en de samenstelling van waterplanten en oeverplanten

Abundantie Submers	- doorzicht/diepte (morfologie) - nutriënten > chlorofyll > doorzicht - vis (brasem) > doorzicht
Abundantie Nymphaeiden	- waterdiepte - expositie/ grootte waterlichaam - bodemsamenstelling - huidig voorkomen / leeftijd waterlichaam
Abundantie Oevervegetatie	- peil/diepte (morfologie oeverzone), m.n. verschil peil voorjaar - zomer - oevermorfologie, harde oevers - begrazing (via peil?) - golfexpositie, erosie - maaibeheer, tendens bosontwikkeling en verruiging
Samenstelling Waterplanten	- gevoeligheid soorten voor alkaliniteit, saliniteit, peilfluctuatie - standplaatsdiversiteit: substraat, expositie, morfologie, helling,

	... (grootte)
Samenstelling Oeverplanten	- gevoeligheid soorten voor N, P, alkaliniteit, saliniteit, diepte/doorzicht - standplaatsdiversiteit: substraat, expositie, diepte, helling, ... (grootte) - beheer

Rekenregels voor macrofyten in meren

De gepresenteerde rekenregels betreffen één of enkele relaties voor iedere deelmaatlat. Voor de abundantie-deelmaatlaten dient in principe eerst het areaal t.o.v. het referentieareaal berekend te worden, gevolgd door berekening van bedekkingsveranderingen binnen dit areaal. Per deelmaatlat kan met die rekenregel gewerkt worden die de laagste score oplevert. Deze gevonden deelmaatlatwaarden worden gemiddeld om tot een eindscore te komen.

Abundantie submergente vegetatie

A. Doorzicht/diepte

De abundantie (gemiddelde bedekking) van ondergedoken waterplanten wordt primair bepaald door het beschikbare licht onder water in combinatie met de morfologie (verdeling van waterdieptes binnen de ondiepe zone). Als limiet voor de groei van submerse waterplanten wordt een hoeveelheid licht op de waterbodem die 3% is van de hoeveelheid licht aan het wateroppervlak. Op basis van deze aanname wordt de maximale diepte waarop waterplanten kunnen voorkomen, Z_{max} , berekend uit de extinctie κ :

$$I_z = I_0 \exp(-\kappa \cdot Z) \Rightarrow I_z/I_0 = 0,03 = \exp(-\kappa \cdot Z_{max}) \Rightarrow Z_{max} = -\ln(0,03) / \kappa \quad .1$$

met I_z en I_0 de lichtintensiteit op resp. diepte z en direct onder het wateroppervlak ($z=0$), en κ de totale extinctie van het water (1/m).

Uiteraard is dit een generalisatie, omdat veel planten op basis van ondergrondse reserves 'naar het licht toe' kunnen groeien om in hogere waterlagen meer licht te kunnen onderscheppen. Voor de maatlat 'abundantie groeivormen' moet de gemiddelde bedekking binnen het gehele begroeibaar areaal worden berekend. Het begroeibaar areaal is gedefinieerd als het gedeelte van het waterlichaam dat ondieper is dan de Z_{max} onder referentie-omstandigheden.

Er kan dus worden uitgegaan van de volgende relatie:

$$A_{act} = Z_{max,act} * A(Z < Z_{max,act}) \quad (2)$$

waarin A_{act} = actueel begroeibaar areaal, $Z_{max,act}$ = maximale groeidiepte berekend uit de actuele extinctie en $A(Z < Z_{max,act})$ het areaal ondieper dan de actuele Z_{max} . Het actueel begroeibaar areaal kan vergeleken worden met het begroeibaar areaal onder referentieomstandigheden A_{ref} , analoog aan vergelijking (2) bepaald uit $Z_{max,ref}$, de maximale groeidiepte onder referentiecondities, en het areaal ondieper dan $Z_{max,ref}$.

De referentiedieptelij $Z_{max,ref}$ is op grond van empirische relaties tussen maximale waterdiepte, P-belasting en alkaliniteit vastgesteld voor de verschillende watertypen (Van den Berg et al. ,2004), en wel op 2,78 m (overeenkomend met $\kappa = 1,26 \text{ m}^{-1}$) voor de watertypen M14 en M27 en op 4,17 m (overeenkomend met $\kappa = 0,84 \text{ m}^{-1}$) voor M20 en M21.

De referentiebedekking binnen de begroeibare zone is gesteld op 65%. Hierbij is niet een bepaalde morfologie als uitgangspunt genomen, hoewel die wel van wezenlijk belang kan zijn. De referentiebedekking zal lager zijn dan 65% als een aanzienlijk deel van het begroeibaar gebied zeer ondiep is of dicht bij de maximale waterdiepte ligt. Aangenomen wordt dat de referentiebedekking

gebaseerd is op een evenredig areaal van de verschillende dieptezones (dus een geleidelijk diepteprofiel). Bij afwijking hiervan zou gecorrigeerd moeten worden.

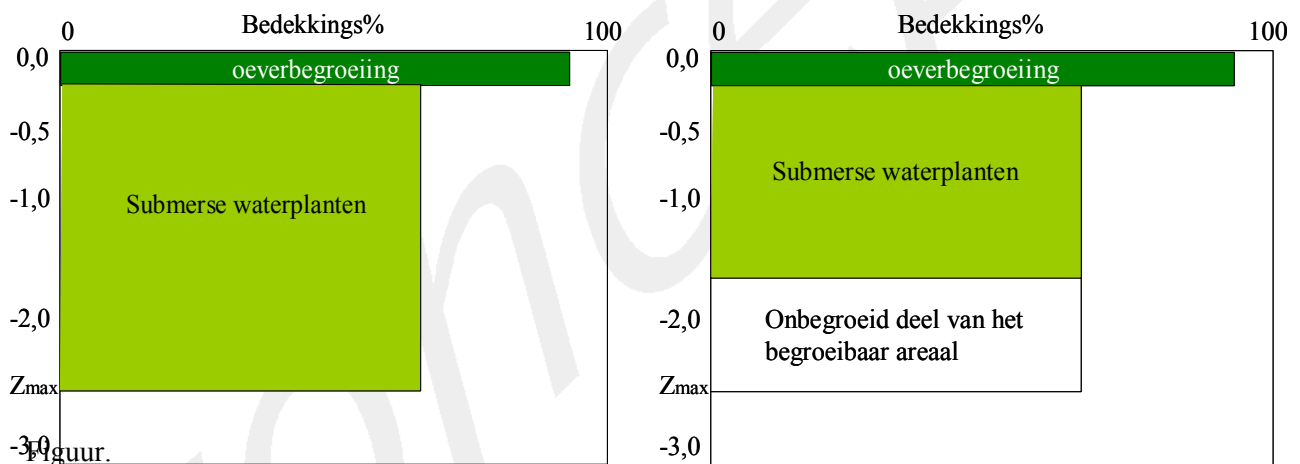
B. Nutriënten en C. Vis

Rekenregels voor de effecten van nutriënten op de lichtbeschikbaarheid en hiermee de maximale groeidiepte voor waterplanten kunnen worden afgeleid uit relaties tussen nutriëntengehalten en het doorzicht. Hiertoe kunnen de relaties tussen nutriënten en chlorofyl worden gebruikt (zie info blad Fytoplankton meren), en de bijdrage van chlorofyl aan de extinctie. Deze kan empirisch worden vastgesteld als:

$$\square_{chl} = 1.54 * \text{chlorofyl} \quad (3)$$

op basis van de bijdrage van chlorofyl aan het reciprook doorzicht $1/SD_{chl} = 0.011 \text{ chlorofyl}$ (Portielje en Van der Molen, 1998), en $\square = 1.44/SD$.

Directe effecten van vis worden voorlopig als niet onderscheidend beschouwd voor de abundantie van watervegetatie. De bijdrage van vis aan de troebelheid van het water kan echter aanzienlijk zijn in systemen met een hoge dichtheid aan bodemwoelende vis (brasem).



Voor de berekening van waterplantenarealen kan in principe gebruik gemaakt worden van het macrofytenmodel MACROMIJ (mogelijk in de HABITAT-tool). De kennisregels in dit model zijn gecalibreerd op het IJsselmeergebied en daarom nog niet algemeen van toepassing, met name niet voor laagveenwateren.

abundantie drijfbladvormende vegetatie

Het voorkomen van drijfbladvormende begroeiingen (nymphaeiden) is kenmerkend voor ongestoorde wateren in een vroeg stadium van verlanding. Een probleem bij de beoordeling van referentiewateren met behulp van de bedekking van nymphaeiden is dat er in feite verschillende referenties denkbaar zijn. Echter er zijn altijd wel altijd plaatsen in een meer waar organisch slibmateriaal accumuleert in matig diep water, en waar nymphaeiden velden aanwezig kunnen zijn. Afhankelijk van de hydromorfologie en de loop der tijd verandert het areaal.

Veel jonge meren zoals het IJsselmeergebied en het Volkerak zijn nog dermate jonge systemen dat kolonisatie nog niet is opgetreden. Naar analogie is in uiterwaardwateren aangetoond dat in plassen jonger dan 30 jaar nog nauwelijks Gele plomp en Witte waterlelie groeien, terwijl het optimum van deze soorten pas in rond de 100 jaar oude plassen wordt bereikt (Van Geest 2005). Watergentiaan, de derde belangrijke nymphaeiden-soort, komt ook voor in jongere (vanaf 10-15 jaar) plassen, maar deze soort is niet vegetatievormend in grotere meren.

Een mogelijke uitzondering gaat op voor veenplassen (type M27), die sneller (langs de randen) begroeid kunnen raken met soorten als Krabbescheer en bovengenoemde drijfbladplanten.

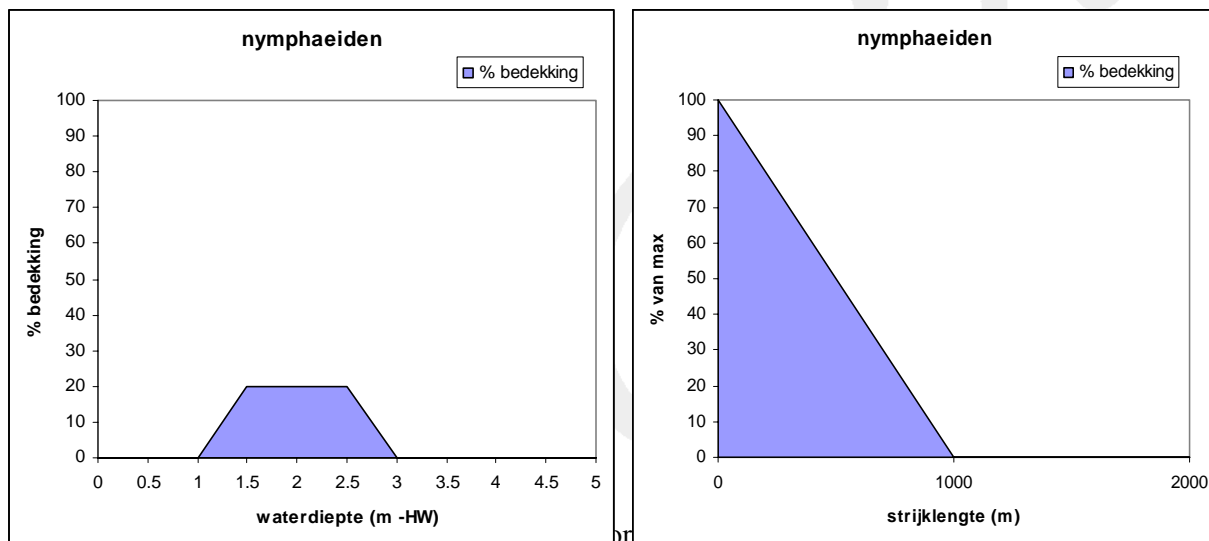
Om bovengenoemde redenen kan overwogen worden de deelmaatlat "Abundantie nymphaeiden" te laten vallen. Indien wel meegerekend, kan de deelmaatlatwaarde bepaald worden door middel van de HABITAT-tool. Onderstaand worden relaties aangegeven op basis van globale inschatting. Nadere detaillering op basis van bestaande datasets dient nog te geschieden.

1. areaal met geschikte waterdiepte

Als referentiewaarde geldt dat de gemiddelde bedekking binnen het begroeibaar areaal (waterdiepte $Z_{max,ref}$) 10% is, en dat het voorkomen daarbinnen zich concentreert in de zone dieper dan -1,5 m (natuurlijk peil) dan wel -1 m (vast peil), en tot een maximum diepte van -3 m (zie figuur 2 links).

2. expositie/ grootte waterlichaam

Nymphaeiden komen slechts voor op locaties met een kleine strijklengte, met <math>< 500</math> m uit de dominante windrichting, dan wel MWEF <math>< 1000</math> m (zie figuur 2 rechts).



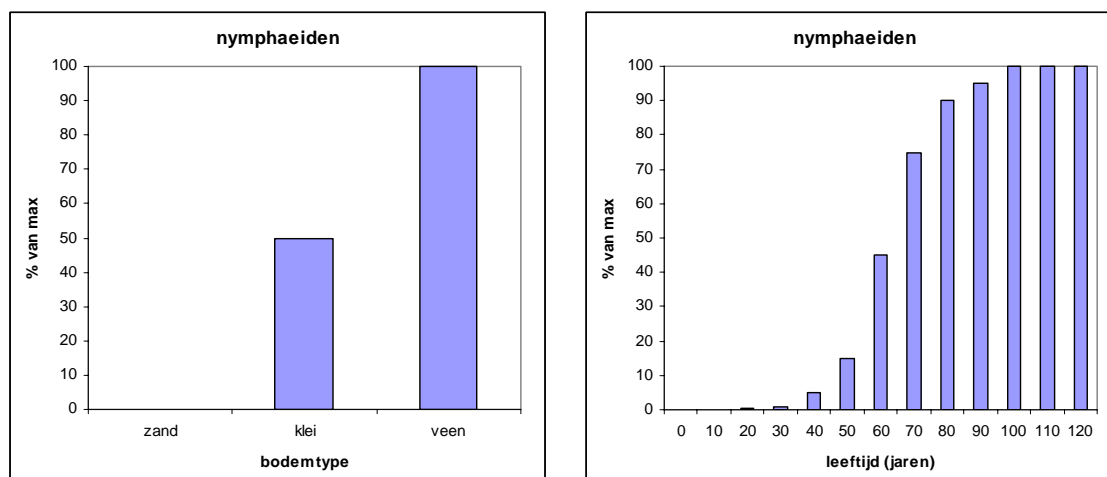
(links) en strijklengte (rechts).

3. bodemsamenstelling

Binnen het areaal komen nymphaeiden alleen voor op veen- en slibrijke bodems met een organisch stof gehalte van meer dan 10% (zie figuur 3 links).

4. huidig voorkomen / leeftijd waterlichaam

Nymphaeiden komen in jonge plassen in veel mindere mate voor dan in oudere, wat te maken heeft met bodemgenese en kolonisatie-lagfase. Op basis van onderzoek in (merendeels gegraven) uiterwaardplassen (een ander watertype dan hier aan de orde) kan gesteld worden dat de belangrijkste nymphaeidensoorten in grotere wateren (gele plomp en waterlelie) pas 30-100 jaar na het ontstaan koloniseren (zie figuur 3 rechts).

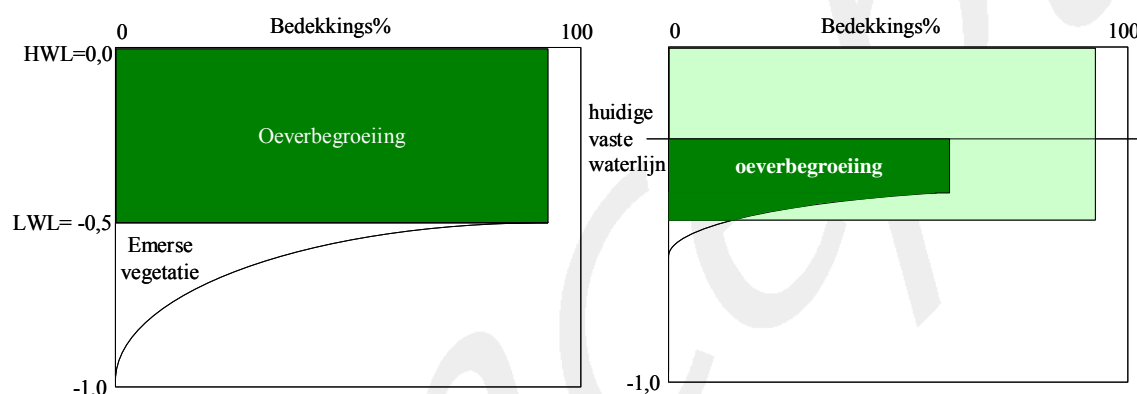


Figuur 3. Relatie tussen bedekking met drijfbladvormende planten (nymphaeïden) en bodemtype (links) en leeftijd van het waterlichaam (rechts).

abundantie oevervegetatie

In de deelmaatlat 'abundantie oevervegetatie' is een referentietoestand beschreven met een helofytenbedekking van 90% binnen de zone gelegen tussen de gemiddelde hoogwaterlijn HWL en de gemiddelde laagwaterlijn LWL, die bij een natuurlijk peilverloop normaliter begroeid zou zijn (zie figuur 4 links). Het referentie-peilregime is waterlichaam-specifiek. Hier is ervan uitgegaan dat in de betreffende typen wateren een natuurlijke jaarlijkse peilfluctuatie met een amplitude van 50 cm optreedt. Binnen deze zone groeit onder referentie-omstandigheden een hoge bedekking van soorten als riet, biezen en lisdodden.

Bij een vast waterpeil vindt er alleen enige vegetatieve uitbreiding onder de vaste waterlijn plaats (figuur 4 rechts).



Figuur 4. Bedekking met oevervegetatie onder referentiecondities met een jaarlijkse peilfluctuatie van 0,5 m (links) en bij een vast waterpeil (rechts)

In natuurlijke systemen is altijd sprake van een dynamische situatie, afhankelijk van de opeenvolging van laagwater- (droge) jaren (waarin het helofytenareaal toeneemt) en hoogwater- (natte) jaren (waarin het areaal krimpt). Het bij het opstellen van de maatlatten gebruikte referentiemodel gaat uit van een statische situatie die representatief is voor de periode in de jaren na expansie van de oevervegetatie.

Voor voorspelling en analyse van de ontwikkeling van oevervegetatie-arealen zijn verschillende tools beschikbaar. Het model WAVEG is ontwikkeld als beheersmodel voor de Oostvaardersplassen en ook toegepast in het Lauwersmeer en het IJsselmeergebied. In het Volkerak-Zoommeer is het helofytenmodel EMERGO ontwikkeld. Beide modellen beschouwen peilfluctuaties en vraat door watervogels als meest sturende variabelen voor de oevervegetatie.

De belangrijkste stuurvariabelen voor oevervegetatie zijn:

A. Waterpeil in relatie tot morfologie

Het areaal oevervegetatie is afhankelijk van de morfologie (hellingshoek) van de (voor)oever. In principe kan het gedeelte tussen de (winter/voorjaars)stand (HWL) en de (zomer)stand (LWL) voor het grootste deel begroeid raken met riet, biezen en andere helofytensoorten. Daarnaast kan vegetatieve waterwaartse groei optreden onder de laagwaterlijn van globaal genomen 10 m (gebaseerd op inschattingen benedenrivierengebied en randmeren).

Uit hoogtekarten kan op basis van bovenstaande het begroeibaar areaal bij een gegeven peilfluctuatie bepaald worden. Wanneer gegevens hierover ontbreken kan, onder de voorwaarde dat peilbeheer leidt tot een peilmarge binnen de grenzen van het referentie-peilregime, een simpele algemene regel worden gebruikt:

$$B = B_{o, ref} * \frac{(HWL_{act} - LWL_{act})}{(HWL_{ref} - LWL_{ref})} + B_{o, rand} \quad (4)$$

met B het actueel begroeibaar areaal, $B_{0,ref}$ het begroeibaar areaal onder referentiecondities, $B_{0,rand}$ het areaal ten gevolge van vegetatieve uitbreiding aan de rand, LWL het gemiddeld laagwaterpeil en HWL het gemiddeld hoogwaterpeil.

B. Oevermorfologie, golfslag en oeverbescherming

De invloed van de oevermorfologie komt al tot uitdrukking in A. Als gevolg van golfslag zal de helofytengordel langs grote watervlakten (lange strijklengten) en langs andere oevers met een sterke golfaanval (door scheepvaart) worden teruggedrongen. Onderzoek in het Volkerakmeer en de benedenrivieren heeft aangetoond dat op geëxponeerde standplaatsen het uitgroeien naar dieper water wordt beperkt. De waterwaartse groei wordt beperkt op geëxponeerde standplaatsen; een omslagpunt lijkt te liggen rond een strijklengte van 1000m.

Bovendien speelt de aanwezigheid van harde oeververdedigingsconstructies een rol. Naast de steilheid van de oever die hierdoor ontstaat (waardoor het areaal sterk wordt verkleind), is ook de vegetatieve uitgroei naar het open water vóór zo'n oeververdediging, in het geval de waterbodem hier niet droogvalt, vrijwel nihil. Eventuele aanpassingen kunnen bestaan uit zeer open bestortingen en doorgroeibare geotextielen, waardoor toch enige bedekking in dit soort oevers mogelijk is.

C. Begrazing

Begrazing door watervogels en vee kan begroeiingen van oeverplanten in sterke mate beïnvloeden, zowel in abundantie als samenstelling. Met name watervogels kunnen, als het waterpeil voor hen gunstig is, kolonisatie van onbegroeide oevers verhinderen en bestaande begroeiingen 'oprollen'. Het effect kan in de regels m.b.t. peilregime worden meegenomen (effecten zijn sturend onderdeel in tools als WAVEG en EMERGO).

D. Beheer

Uitgegaan moet worden van optimaal natuurtechnisch beheer van oeverzones. Bij ontbreken van natuurlijke hydrodynamiek (peilfluctuaties, stroming) zal binnen helofytenbegroeiingen ophoping van organisch strooiselmateriaal plaatsvinden. Deze accumulatie leidt op den duur tot verschijnselen als verruiging, bosontwikkeling, het opener worden van de helofytenbedekking en versterkte erodeerbaarheid. Door periodieke verwijdering van biomassa kan het gesloten rietland in stand gehouden worden.

soortensamenstelling waterplanten

De soortdiversiteit van watervegetatie is in de eerste plaats afhankelijk van de beschikbaarheid en variaties van standplaatsen. In de troebele toestand is er weinig standplaatsvariatie en komen daarmee weinig soorten in een watersysteem voor, terwijl in de heldere toestand veel soorten kunnen voorkomen. Echter, na een omslag naar de vegetatierijke toestand zullen niet meteen alle soorten in referentie-dichtheden optreden.

De soortensamenstelling van de watervegetatie tevens in sterke mate bepaald door de fysisch-chemische omgeving. Ranges voor het voorkomen van waterplantensoorten ten aanzien van fysisch-chemische parameters zijn uit correlatief standplaatsonderzoek af te leiden (bijv De Lyon & Roelofs, ICHORS, Nat et al.). De hier uitgewerkte regels zijn gebaseerd op de data verzameld door De Lyon en Roelofs (1986).

A. Waterchemie

Vanwege de nadruk op hydromorfologische stuurvariabelen wordt hier slechts kort op de invloed van waterchemie ingegaan.

A1. Alkaliniteit

De waterhardheid is van belang als stuurvariabele en staat in relatie met de inlaat van hard, ionenrijk water in relatief laag-alkaliene wateren. Als range voor de typen M14, M20 en M21 wordt gegeven 1-4 meq/l. Voor M27, waar de inlaat van rivierwater als potentieel belangrijke pressor voor de watervegetatie speelt, wordt echter (ten onrechte?) aangegeven dat een referentiewaarde voor de alkaliniteit 'niet van toepassing' is.

Op grond van De Lyon en Roelofs (1986) zijn onder- en bovenwaarden voor het voorkomen van soorten op basis van 'alkaliniteit van de waterlaag' berekend; abundanties kunnen niet worden bepaald.

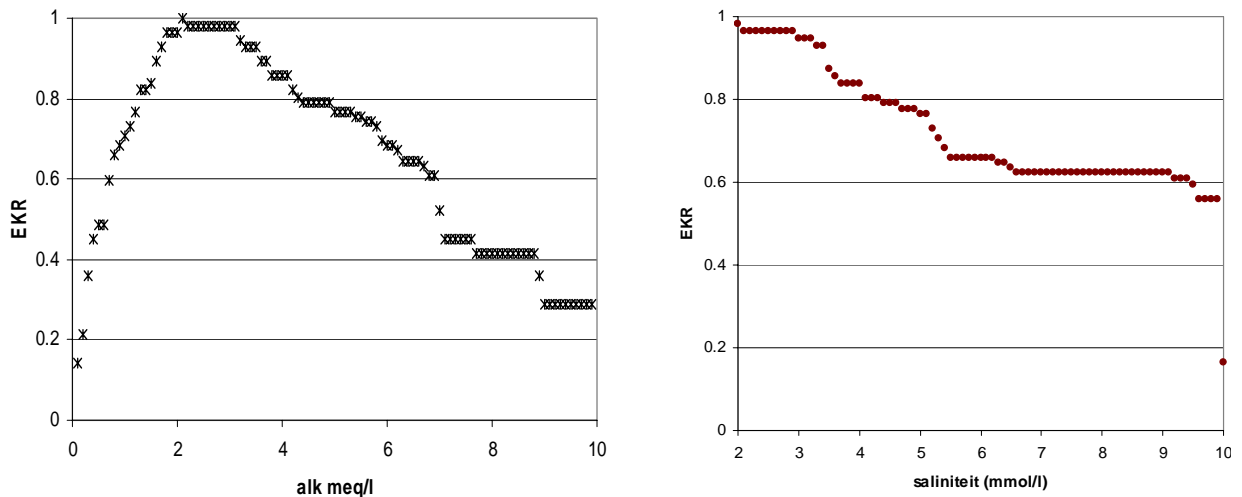
Op basis hiervan kan het aantal soorten worden berekend in relatie tot alkaliniteit. Soorten waarvoor geen alkaliniteitsrange bekend is worden dan niet meegewogen. Er komt dan een verloop van het soortenaantal (= een benadering van de deelmaatlatscore voor waterplanten) naar voren, waaruit het effect van verandering in de waterhardheid kan worden afgelezen.

Door aan te nemen dat de referentie 70% van de soorten bevat (abundantie buiten beschouwing gelaten), kan de relatie tussen de EKR en de alkaliniteit worden bepaald (figuur 5 links). Deze relatie kan van belang om ten behoeve van de afleiding van MEP en GEP de effecten van de inlaat van hard ionenrijk water op de potentiële maatlatscore te berekenen, echter behalve in verzilte wateren is het op basis van deze relaties niet waarschijnlijk dat de pressor "waterverharding" enige invloed heeft op het soortenaantal. In de range tussen 1,5 en 4 meq/l (normale tot hoge waarden voor onze meren) komen vrijwel alle soorten voor. Waterverharding gaat echter gepaard met afbraak van organisch materiaal, wat - vooral in combinatie met verhoogd chloridegehalte - weer leidt tot P-mobilisatie en sulfaatreductie.

A2. Saliniteit

De respons van de EKR op saliniteit kan op dezelfde manier worden bepaald als die van de alkaliniteit (figuur 5 rechts). Dit kan van belang zijn als de saliniteit verandert in de range 150 - 300 mg Cl/l (de bovengrens van de saliniteit in de watertypen M14, M20, M21 en M27 is 300 mg Cl/l). Een hogere saliniteit kan het gevolg zijn van inlaat van gebiedsvreemd water (een hydromorfologische ingreep). Echter, indien hogere zoutgehalten een natuurlijke oorsprong hebben zijn ze type-eigen en zou de maatlat aangepast moeten worden.

In de figuur staat de chloride-saliniteit weergegeven ($1 \text{ mmol/L} = 37 \text{ mg Cl/L}$).



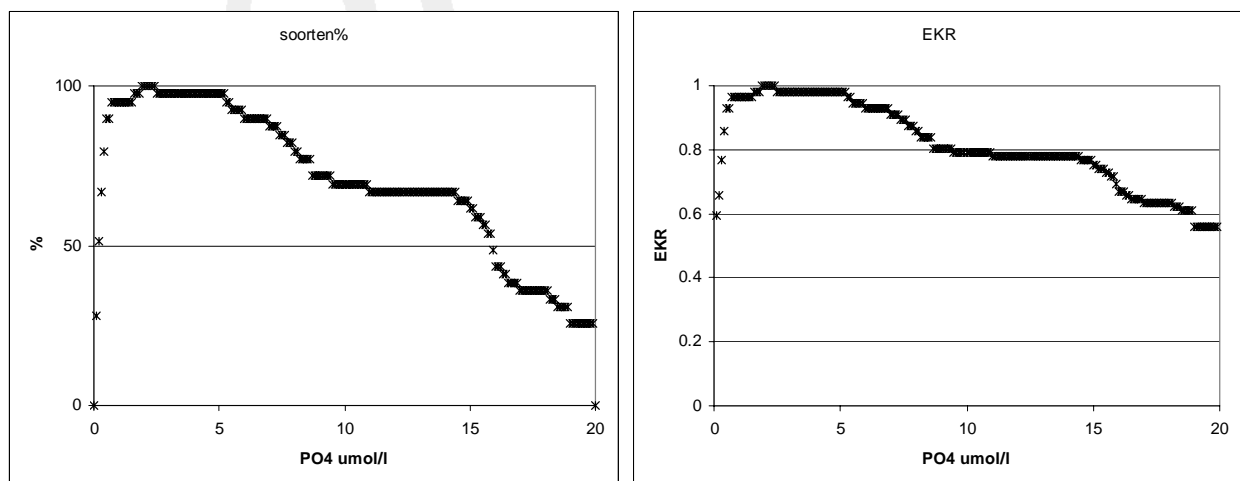
Figuur 5. Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR) in relatie tot alkaliniteit (links) en saliniteit (rechts).

A3. Macronutriënten

Voor de macronutriënten zijn analoge aan alkaliniteit op basis van De Lyon en Roelofs (1986) onder- en bovenwaarden voor het voorkomen van soorten m.b.t. de concentratie fosfaat in de waterlaag bepaald. De ranges voor P zijn over het algemeen vrij breed. Dit heeft te maken met het gegeven dat waterplanten niet direct gevoelig zijn voor een hoge P-concentratie, maar voor de verminderde helderheid die hier via hogere chlorofyl concentraties uit volgt. Desalniettemin kunnen ook deze ranges weer vertaald worden in een 'scoreverloop' van de deelmaatlat voor soortensamenstelling van de waterplanten (figuur 6).

Soortgelijke verbanden kunnen worden vastgesteld voor andere nutriënten, waarbij met name stikstof (incl. NH₄) en sulfaat potentieel als stuurvariabele belangrijk kunnen zijn.

Bedacht moet worden dat bovenstaande relaties correlatieve verbanden aangeven binnen een dataset die niet beperkt is tot de watertypen waarvoor de beoordeling aan de orde is. Nadere uitwerking van deze verbanden voor de harde wateren verdient sterke aanbeveling.



Figuur 6. Percentage soorten en hieruit afgeleid de Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR) in relatie tot de fosfaatconcentratie (1 μ mol P = 32 μ g P/l)

B. Standplaatsvariatie

Voor het voorkomen van soorten waterplanten is de beschikbaarheid van standplaatsen met verschillende eigenschappen belangrijk. Als aan de standplaatsseisen van alle soorten over een voldoende groot oppervlak is voldaan, mag verwacht worden dat dit tot het benaderen van de referentie-soortensamenstelling leidt. Hoewel verschillen tussen de standplaatsseisen van soorten voor een groot deel op de schaal van micromilieus spelen, kan aan de hand van ranges per soort voor

bepaalde variabelen wel een indicatieve schatting worden gegeven van de mate waarin de standplaatsvariatie voldoende is.

C: Bodemsubstraat

Waterplanten stellen sterk verschillende eisen aan bijv. de kalkrijkdom en het organisch stofgehalte van de bodem. Om die reden kan het zijn dat de maximale soortenrijkdom niet wordt gehaald. Dit is een van de redenen om de referentiescore op de maatlat voor de soortensamenstelling lager te stellen dan de potentieel maximale score. In theorie zou door het aanbrengen van "ontbrekende" substraten de maatlatscore kunnen worden verbeterd. Omdat het aanvoeren van grond met gebiedsvreemde eigenschappen niet direct als potentiële maatregel beschouwd wordt hoeft dit niet verder te worden uitgewerkt. Wel zou het verwijderen van slib beschouwd kunnen worden als maatregel waarmee de soortensamenstelling kan worden beïnvloed door het creëren van aanvullende habitats.

Onderstaande uitwerking geeft de mogelijkheid met behulp van bodemkaarten de aanwezigheid van habitats voor waterplantensoorten te berekenen (bijv. via HABITAT). Alleen habitat in water ondieper dan Z_{\max} (zie 4.1a) dient in de berekening te worden betrokken.

De bijdrage van de aanwezigheid van substraattypes (gedefinieerd door gehalte aan organisch materiaal en slibgehalte) kan worden bepaald door de preferenties van soorten ten aanzien van die substraattypes te sommeren voor iedere klasse. In tabel 4 is een indeling in 9 substraatklassen gemaakt (organisch stofgehalte laag (< 10%), midden (10-20%) en hoog (> 20%); slibgehalte laag (< 10%), midden (10-25%) en hoog (> 25%).

Als een combinatie slechts een niet-significant areaal bezit binnen het begroeibaar areaal, dan scoort het bijbehorende soortenensemble 0. Indien het areaal zodanig is, dat de abundantie van de voorkomende waterplanten hiermee in het gehele waterlichaam niet meer dan de laagste abundantie kan behalen (in feite: het substraattypet komt weinig voor), dan wordt de bijbehorende score:

	org mat laag	org mat med	org mat hoog
slibgehalte laag	0.02	0.02	0.02
slibgehalte med	0.08	0.07	0.05
slibgehalte hoog	0.07	0.07	0.05

Indien het substraattypet veel voorkomt, dan wordt de score:

	org mat laag	org mat med	org mat hoog
slibgehalte laag	0.07	0.07	0.07
slibgehalte med	0.17	0.13	0.1
slibgehalte hoog	0.13	0.17	0.1

soortensamenstelling oeverplanten

De soortensamenstelling van oeverplanten wordt bepaald door de gevoeligheid van soorten voor N, P, alkaliniteit, saliniteit, diepte/doorzicht, de standplaatsdiversiteit in substraat, expositie, diepte, helling, enz., en het beheer. Soortgelijke relaties als voor ondergedoken planten kunnen op basis van De Lyon en Roelofs (1986) worden vastgesteld. Het aantal soorten waarvoor gegevens beschikbaar is, is echter beperkt en rekenregels worden hierom nu nog niet verder uitgewerkt. Daarnaast is de verwachting dat het droogvallend areaal verreweg de belangrijkste stuurvariabele is, en dat daardoor de invloed van overige stuurvariabelen marginaal is.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

Voor meren zijn hydrologisch regime (kwantiteit en dynamiek van de waterstroming, verblijftijd en verbinding met het grondwaterlichaam) en morfologie (variatie van de meerdiepte, kwantiteit, structuur en substraat van de meerbodem en structuur van de meeroever) de belangrijkste hydromorfologische kwaliteitselementen (Verdonschot & Van de Hoorn (2004).

Een groot deel van de meren heeft een stagnant of omgekeerd natuurlijk (in de winter relatief laag, in de zomer relatief hoog) waterpeil. Dit heeft een negatieve invloed op vestiging en ontwikkeling van de oevervegetatie. Door het relatief lage winterpeil is het areaal ondergrondse delen van submerse vegetatie en oevervegetatie relatief groot en daardoor bereikbaar voor graas door herbivore watervogels.

Bij matig grote en grote meren (M14, M20 en M21) ontstaat door het relatief grote oppervlak een grote strijklengte, waardoor een deel van de oevers wordt gekenmerkt als golfslagzone. Door de veelal zuidwestelijke winden treedt erosie en afslag veelal op langs de noord-oostoeveren en sedimentatie aan de west- en zuid-westoeveren. Deze natuurlijke dynamiek is kenmerkend voor deze meren en van invloed op vestiging en ontwikkeling van met name oevervegetatie. Door het aanleggen van harde oeverstructuren worden de oevers in een soort “korset” gestoken.

Mitigerende maatregelen

Voor meren zijn mitigerende maatregelen eerst gericht op herstel van een natuurlijker waterpeil(verloop). Het is hierbij van belang dat het waterpeil niet alleen binnen het jaar (in de zomer relatief laag en in de winter relatief hoog) fluctueert maar ook tussen de jaren. (Tosserams et al. 1997; Vulink & Van Eerden 1998). Een natuurlijker peil is niet alleen van invloed op de oevervegetatie maar ook op hiervan afhankelijke doelvariabelen zoals vis, die oevervegetatie in belangrijke mate als habitat gebruikt, en fytoplankton. Een groot areaal oevervegetatie t.o.v. het gehele meeroppervlak kan een belangrijke rol spelen in de P en N huishouding door het vastleggen van deze nutriënten en door denitrificatie in de detritus nabij het wortelstelsel, waardoor N naar de atmosfeer verdwijnt.

Mogelijke mitigerende morfologische maatregelen zijn het verwijderen van harde oeverstructuren en stijlranden om de hierboven genoemde erosie en sedimentatie processen een kans te geven maar ook om het areaal dat onder invloed staat van een meer natuurlijk waterpeil te vergroten.

Ook het verwijderen (baggeren) van substraat dat door hydromorfologische ingrepen sterk beïnvloed is (vervuild, te kleine deeltjes met als gevolg een grote gevoeligheid voor opwerveling en een negatieve invloed op m.n. submerse vegetatie) is mogelijk een kansrijke mitigerende maatregel.

De juiste combinatie van mitigerende maatregelen en vooral ook de locatie en schaal waarop deze genomen worden, is bepalend voor de mate van succes en daarmee het ecologisch rendement op de KRW maatlat.

Gevolgen voor MEP/GEP

De in dit stuk genoemde rekenregels bieden aanknopingspunten hoe uitgaande van de klassengrenzen voor natuurlijke wateren het MEP/GEP kwantitatief afgeleid kan worden en de effecten van hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen ingeschat kunnen worden.

Berekening van het voor ondergedoken vegetatie begroeibaar areaal vindt plaats op basis van de effecten van ingrepen op de extinctie en op basis van de waterdiepteverdeling, en is dus voor individuele waterlichamen zeer verschillend. Om de effecten van ingrepen en maatregelen te bepalen dient in principe alleen naar effecten op de extinctie te worden gekeken, en daaruit volgend de maximale diepte waarop ondergedoken waterplanten kunnen voorkomen gegeven de extinctie en uiteindelijk het begroeibaar areaal (zie formules (1) en (2)). Hierbij kan er van uit worden gegaan dat de chlorofyl-a concentratie, en daarmee de bijdrage van algen aan de extinctie, door nutriënten bepaald wordt en daarmee niet of nauwelijks van afwijkt van de waarde die voor natuurlijke wateren geldt (bijvoorbeeld de ondergrens van de GET voor chlorofyl). Enkele mogelijke uitzonderingen hierop, waarbij hydromorfologische ingrepen effect hebben op de nutriëntenconcentraties en daarmee op chlorofyl, zijn vermeld in de info blad Fytoplankton – meren.

De drijfbladvormende vegetatie wordt gestuurd door een complex van factoren, zoals: licht, fysieke verstoring door vis, substraat, golfwerking (gerelateerd aan strijklengte). Veranderingen in de

bedekking met drijfbladvormende vegetatie vinden geheel plaats binnen de zone waarin ook submerse macrofyten groeien. Een belangrijke parameter voor drijfbladvormende vegetatie is de successieleeftijd van (delen van) het watersysteem (Van Geest, 2005). Daarmee is de respons (indicatiewaarde) van deze groep ten aanzien van de waterkwaliteit enigszins onduidelijk. Oevervegetatie is met name gevoelig voor hydromorfologische kenmerken, zoals oevermorfologie, bodemtype, golfslag en peilregime, maar het droogvallend areaal wordt als de belangrijkste stuurvariabele gezien. Afleiding van MEP en GEP kan dan gedaan worden door het droogvallend areaal onder huidig peilverloop te vergelijken met dat onder een referentie peilverloop.

Referenties

Coops et al. 2004. Effect van maatregel op macrofyten maatlatten in meren. RIZA rapport, Lelystad.

De Lyon en Roelofs (1986).....

Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels, & J.G. Hartholt. (2003). Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW) I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669., Alterra, Wageningen.

Tosserams, M., J.Th. Vulink & H. Coops 1997. Peilbeheer Volkerak-Zoommeer; perspectief voor oeverplanten. Rapportage 'Planten in de Peiling'. RIZA rapport 97.065, Lelystad.
Van der Molen, D.T.(red) en expertteams, (2004). Referenties van de KRW watertypen. Referentiedocument.

Van den Berg, M.S. (2004). Achtergrondrapportage referentie en maatlatten waterflora. Rapportage van de expertgroepen macrofyten en fyto benthos.

Van Geest, G.J. (2005). Macrophyte succession in floodplain lakes; spatio-temporal patterns in relation to river hydrology, lake morphology and management. Ph.D. thesis, University of Wageningen

Verdonschot, P.F.M. & Van den Hoorn (2004). Hydrolomorfologische kwaliteitselementen; Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen. Alterra-document 2, Alterra, Wageningen.

Vulink & Van Eerden (1998). Hydrological conditions and herbivory as operators for ecosystem development in Dutch artificial wetlands; in M.F. Wallis DeVries, J.P. Bakker & S.E. van Wieren (eds.). Grazing and Conservation management, pp. 217-252. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.

3.2 Info blad Angiospermen en macrowieren – Kust- en overgangswateren

Auteur: D.J. de Jong (RIKZ)

Watertype(n): Overgangswateren (O2) en beschutte kustwateren (K2)

Doelvariabele: Angiospermen en macrowieren

Om de doelvariabele ‘Angiospermen en macroalgen’ te beoordelen zijn maatlatten opgesteld die bestaan uit een vijftal deelmaatlatten: ; twee voor kwelders met daarin de indicatoren areaal en kwaliteit, twee deelmaatlatten voor zeegras met daarin de indicatoren areaal en kwaliteit, en een voor macrowieren met daarin de indicator areaal plaagalgen. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren, typen O2 en K2 (c.f. Van der Molen et al., 2004), zijn in de tabel weergegeven.

Deelmaatlatten:	Maatlat-indicatoren:					
	% - oppervlak aandeel vegetatiezones					
	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)	
Kwelderareaal (% tov totaal oppervlak waterlichaam)	<22%	≥22%	≥44%	≥65%	100% [@]	
Kwelder kwaliteit (% aandeel vegetatiezones)	0	1	2(2-3)	3-4(4-5)	5(6-7) [§]	
Zeegrasareaal (% tov totaal oppervlak waterlichaam)	<1%	≥1%	≥3%	≥5%	≥10%	
Zeegraskwaliteit (mate van bedekking)	Groot	<5% en <20%	≥5% of ≥20%	≥10% of ≥30%	≥20% of ≥40%	≥30% of ≥60%
Klein zeegras						
Macrowieren Aeraal opgehoopte plaagalgen (%)	≥4%	2 – 4%	1 - 2%	0,5 – 1%	≤0,5%	

[@]: K2: Waddenzee 30.000ha; Oosterschelde 15.000ha;

O2: Westerschelde / Eems-Dollard 15.000ha.

[§]: op basis van scores over mate van aanwezigheid van vegetatiezones en climaxvegetaties

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn getij, areaal intergetijdengebied, beschutting tegen golfslag en stroming, sedimentaanvoer, aanvoer zoetwater, helderheid en aanvoer nutriënten. Deze werken via de basisfactor hydromorfologie.

Rekenregels

Er zijn geen expliciete rekenregels voor derelatie tussen stuurvariabelen en deelmaatlatten.

De relaties zijn alleen kwalitatief bekend of te beredeneren. Bijvoorbeeld: hoe kleiner het areaal intergetijdengebied hoe kleiner de kansen voor kweldervorming of zeegras. Hoe minder beschutte gebieden er zijn hoe kleiner het areaal kwelder of zeegras zal zijn. Hoe minder sedimentaanvoer hoe minder kweldergroei mogelijk is (met eventueel kans op verdrinken van kwelders) terwijl bij vergrootte sedimentaanvoer kwelders te snel omhoog kunnen komen (verlanden/verouderen). Bij te geringe zoetwateraanvoer kan het water te zout worden voor een goede zeegrasgroei, terwijl teveel zoetwater aanvoer ook negatief kan werken op de mogelijkheden voor zeegrasgroei. Helderheid van het water heeft een positief effect op de mogelijkheden voor zeegras. Voor macrowieren zijn vooral helderheid en nutriëntengehalte belangrijke factoren. Maar ook hier is niet een echte kwantitatieve relatie aan te geven.

Met behulp van GIS en rekenregels kan een globale kansenkaart voor zeegras worden gemaakt, waarmee het effect van veranderingen in bovengenoemde factoren kan worden verkend.

Belangrijke hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen (voorbeelden):

Inpoldering/ aanleg zeekerende barrières (OSK)

Schor/kwelder

Door inpoldering gaat potentieel en/of actueel areaal kwelder verloren en wordt het veelal moeilijker voor kwelders om opnieuw te beginnen. Indien dit gepaard gaat met rechttrekken van dijken wordt ook het areaal beschut intergetijdengebied verkleind. Verder kan hierdoor de mate van sedimentaanvoer worden beïnvloed. Door de aanwezigheid van een zeekerende barrière (OSK) wordt de getijslag en de sedimentaanvoer beïnvloed, alsmede de aanwezigheid en hoogte van het voorland.

Zeegras/macrowieren

Door inpoldering gaat potentieel en/of actueel areaal intergetijdengebied verloren. Indien dit gepaard gaat met rechttrekken van dijken wordt ook het areaal beschut intergetijdengebied verkleint. Door de aanwezigheid van een zeekerende barrière (OSK) wordt de getijslag en de sedimentaanvoer beïnvloed, alsmede de aanwezigheid en hoogte van het voorland. Deze beïnvloeden alle zowel het areaal als de kwaliteit van het zeegras.

zoetwateraanvoer

Door ingrijpen in de mate van zoetwateraanvoer, hoeveelheid, seizoen, variatie, kan grote effecten hebben op de groeiomstandigheden van zeegras en daarmee op zowel areaal als kwaliteit. Daarnaast beïnvloedt dit de nutriëntenaanvoer en via deze ook de helderheid, hetgeen grote effecten kan hebben op zeegras en macrowieren.

Mitigerende maatregelen:

Creëren nieuw intergetijdengebied (bv uitpolderen), creëren beschut gebied (bv aanleg kribben), creëren nieuwe zoetwater aanvoermogelijkheden en natuurlijker verloop van zoetwateraanvoer.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen:

Schor/kwelder

In waterlichamen met een (te) beperkt oppervlak intergetijdengebied of met te weinig beschut areaal is er een probleem met het halen van het referentieareaal kwelders. Waar de sedimentaanvoer te groot of te klein is kan er een probleem ontstaan voor de kwelder kwaliteit (verlanden resp verdrinken). Ook bij te weinig areaal intergetijdengebied en/of te weinig beschut gebied kan er een probleem ontstaan voor de kwaliteit omdat het algemene proces van kwelderopgroei → erosie → heropgroei → etc, zich niet op natuurlijke wijze kan voltrekken, waardoor de evenwichtige verdeling van de zones onder druk komt te staan. Door de inpolderingen kan de kwelder niet mee opschuiven naar achteren als gevolg van de aanwezige inpolderingen ('coastal squeezing').

Door de veranderde wijze van zoetwaterafvoer vanuit het achterland (gemalen, schoksgewijs) kunnen er problemen ontstaan voor het natuurlijke areaal brakke schorren in vooral O2.

Zeegras/macrowieren

In waterlichamen met een (te) beperkt oppervlak intergetijdengebied of met te weinig beschut areaal is er een probleem met het halen van het referentieareaal zeegras. Ook kan er bij te weinig areaal intergetijdengebied en/of te weinig beschut gebied een probleem ontstaan voor de kwaliteit omdat zeegrasvelden zich onvoldoende op natuurlijke wijze kunnen ontwikkelen. Door de inpolderingen kan het zeegras niet mee opschuiven naar achteren als gevolg van de aanwezige inpolderingen ('coastal squeezing').

Door de veranderde wijze van zoetwaterafvoer vanuit het achterland (gemalen, schoksgewijs, nutriëntenrijker) kunnen er problemen ontstaan voor areaal en kwaliteit van zeegras en nemen de

mogelijkheden voor macrowieren in principe toe. Bij macrowieren kan ook het areaal mossel- en oesterbanken een rol spelen omdat deze voor substraat zorgen waarop de macrowieren kunnen beginnen met hun groei.

Mitigerende maatregelen:

Deze moeten gezocht worden in aanpassingen in het areaal beschut intergetijdengebied, in de sedimentaanvoer en in de wijze van zoetweraanvoer.

Referenties

Schorren/kwelders: K. S. Dijkema, D. J. de Jong, M. J. Vreeken-Buijs & W. E. van Duin, 2005. Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water: ontwikkeling van Potentiële Referenties en van Potentiële Goede Ecologische Toestanden. Alterra/Rijkswaterstaat.

Zeegras/macrowieren: D. J. de Jong, 2004. KaderRichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. RIKZ/OS/2004.821.x

D. van der Molen (red.), 2004. Referenties en maatlatten voor Overgangs- en kustwateren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-44.

3.3 Info blad Waterplanten – Grote zoute meren

Auteur: D J de Jong (RIKZ)

Watertype(n): Grote zoute meren (M32)

Doelvariabele: Angiospermen en macroalgen

Om de doelvariabele ‘Angiospermen en macroalgen’ te beoordelen zijn maatlatten opgesteld die bestaan uit drie deelmaatlatten: twee voor zeegras, met daarin de indicatoren areaal en kwaliteit, en een voor macrowieren. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren type M32 (Van der Molen et al., 2004), zijn in de tabel weergegeven.

Deelmaatlatten:	Maatlat-indicatoren:
Zeegrasareaal	%-oppervlak
Zeegraskwaliteit	areaal met bedekking >60%
Macrowieren (zeesla)	overlast

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Zeegrasareaal (% tov potentieel begroeibaar areaal)	<20%	≥20%	≥35%	≥50%	≥65%
Zeegraskwaliteit (areaal met bedekking >60%) Groot zeegras	<15%	≥15%	≥30%	≥40%	≥50%
Macroalgen (zeesla) (% areaal met overlast)	≥4%	≤4%	≤2%	≤1%	0

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn helderheid water, areaal ondiepgebied, beschutting tegen golfslag en stroming, aanvoer zoetwater en nutriëntengehalte. Deze werken via de basisfactor hydromorfologie en via waterkwaliteit (eutrofiëring).

Rekenregels

Er zijn geen expliciete rekenregels voor de relatie tussen stuurvariabelen en deelmaatlatten.

De relaties zijn alleen kwalitatief bekend of te beredeneren.

Bijvoorbeeld voor zeegras: hoe kleiner het areaal ondiepgebied hoe kleiner de kansen voor de aanwezigheid van zeegrassen. Hoe minder beschutte gebieden er zijn hoe kleiner het areaal zeegras zal zijn. Bij te geringe zoetwateraanvoer kan het water te zout worden voor een goede zeegrasgroei, terwijl teveel zoetwater aanvoer ook negatief kan werken op de mogelijkheden voor zeegrasgroei. Wel kan er met behulp van GIS en rekenregels een globale kansenkaart voor zeegras worden gemaakt, waarmee het effect van veranderingen in bovengenoemde factoren kan worden verkend.

Voor macrowieren zijn vooral helderheid en nutriëntengehalte belangrijke factoren. Maar ook hier is niet een echte kwantitatieve relatie aan te geven. Via een globaal model, gemaakt voor het Veerse meer, is een indicatief beeld te krijgen.

Belangrijke hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen (voorbeelden):

Aanleg zeekerende barrières (afsluitdammen) aan beide zijden van het meer + gemalen/sluizen etc: *regeling zoetwateraanvoer naar het meer heeft grote invloed op zoutgehalte en nutriëntengehalte in het meer en daarmee op groeimogelijkheden van zeegras en macrowieren.*

Bodemvisserij

Deze beïnvloed het beschikbaar oppervlak ondiep substraat met voldoende rust (lage bodemdynamiek) voor groei zeegras.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen:

Door de veranderde wijze van zoetwaterafvoer vanuit het achterland (gemalen, schoksgewijs) kunnen er problemen ontstaan voor areaal en kwaliteit van zeegras en overmatige groei van macrowieren.

Door veranderingen in bodemgebruik door bodemvisserij wordt het areaal 'laag dynamisch' ondiep gebied negatief beïnvloed.

Mitigerende maatregelen:

Deze moeten gezocht worden in aanpassingen in het areaal beschut ondiep gebied en in de wijze van zoetwateraanvoer.

Referenties:

D. J. de Jong, 2004. KaderRichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Rijkswaterstaat RIKZ/OS/2004.821.x

D. van der Molen (red.), 2004. Referenties en maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-42.

3.4 Info blad macrofyten – grote rivieren

auteur: J.Theo Vulink

De inhoud van de factsheet macrofyten –rivieren is voornamelijk gebaseerd op het Rapport “Effect van stuurvariabelen op de macrofyten maatlat in rivieren (Elbersen 2004).

Watertype(n) (Elbersen e.a. 2003):

- R7 (langzaam stromende rivier)
- R8 (zoetgetijden water)
- R16 (snelstromende rivier en nevengeul op zand/grind)

Doelvariabele : **Macrofyten**

De maatlat voor het biologisch kwaliteitselement ‘macrofyten’ is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:

- abundantie groeivormen
- soortensamenstelling macrofyten
- soortensamenstelling fyto-benthos (hier niet verder uitgebreid behandeld)

Iedere deelmaatlat telt voor 1/3 deel mee in de totale maatlatscore.

abundantie groeivormen

In de referentiesituatie komen de verschillende groepen waterplanten vaak gemengd voor op luwe plekken in de hoofdstroom. Afhankelijk van het successiestadium en lokale milieuverschillen kunnen submerse, nymhaeide en emerse groeivormen domineren (niet als in aparte deelmaatlaten onderscheiden). De bedekking wordt beoordeeld binnen het voor waterplanten geschikte ecotoop. De gecombineerde bedekking van submerse, drijvende en emerse vegetatie binnen het begroeibare areaal bepaalt de deelmaatlatscore. De maatlat, afgeleid van de referentie, wordt in Tabel 1A,B,C weergegeven.

Tabel 1A Klassengrenzen van de maatlat voor abundantie van groeivormen (bedekkingspercentage van het begroeibare areaal van het waterlichaam voor watertype R7 (uit: Van der Molen et al., 2004).

Groeivorm	Slecht	Ontoereikend	Matig	Goed	Zeer goed	referentie waarde
Submers, Drijvend, Emers	0-0,1%	0,1-0,5%	0,5-1%	1-5%	>5%;	20%

Tabel 1B. Klassengrenzen van de maatlat voor abundantie van groeivormen (bedekkingspercentage van het begroeibare areaal van het waterlichaam voor watertype R8 (uit: Van der Molen et al., 2004).

Groeivorm	Slecht	Ontoereikend	Matig	Goed	Zeer goed	toetswaarde
Submers en Drijvend	<0,5%	0,5-1%	1-2%	2-5%	>5%	10%
Oeverplanten	< 5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%	80%

Tabel 1C. Klassengrenzen van de maatlat voor abundantie van groeivormen (bedekkingspercentage van het begroeibare areaal van het waterlichaam voor watertype R16 (uit: Van der Molen et al., 2004).

Groeivorm	slecht	ontoereikend	matig	goed	zeer goed	referentie
submers, drijvend, emers	<1%	1-5%	5-10%	10-20%	>20%	30%
draadwier/flab	> 50%	10-50%	5-10%	1-5%	< 1%	0,1%

Soortensamenstelling macrofyten

Watertype R7

Op grond van de kenmerkende plantengemeenschappen is een soortenlijst gegenereerd. Iedere soort krijgt een score gebaseerd op de mate van kenmerkendheid, de mate waarop de soorten reageren op de belangrijkste pressoren en aanwijzing als doelsoort en/of Rode-lijst soort. De score is verder afhankelijk van abundantie. De maximale score is de toetswaarde en bedraagt 71. De grenzen in de maatlat worden aangegeven als percentage van de maximale score.

Tabel 2A. Klassengrenzen deelmaatlat macrofytensamenstelling uitgedrukt in de absolute score en relatief voor watertype R7(uit: Van der Molen et al., 2004).

Groevorm	slecht	ontoe-reikend	matig	goed	zeer goed	referentiewaarde
Submers, Drijvend, Emers	<5% (0-3)	5-10% (4-7)	10-25% (8-18)	25-50% (19-38)	>50% (39-71)	100% (score) (71) (soortensamenstelling)

Watertype R8

Een lijst met soorten water- en oeverplanten vormen de indicatoren van deze deelmaatlat. Waterplantengemeenschappen zijn voor de beoordeling minder belangrijk dan oever/gorsplanten. Om die reden worden waterplanten en gorsplanten afzonderlijk beoordeeld en worden ze verschillend gewogen (waterplanten 1 : gorsplanten 3).

Tabel 2B. Klassengrenzen deelmaatlat macrofytensamenstelling uitgedrukt in de absolute score en relatief voor watertype R8 (uit: Van der Molen et al., 2004)..

	slecht	ontoereikend	matig	goed	zeer goed	toetswaarde
Waterplanten	<5%	5-10%	10-25%	25-50%	>50%	100% (31)
Oeverplanten (gors-soorten)	<20% (0-15)	20-50 (16-49)	50-75% (50-65)	75-90% (66-73)	>90% (74-82)	100% (82)

Watertype R16

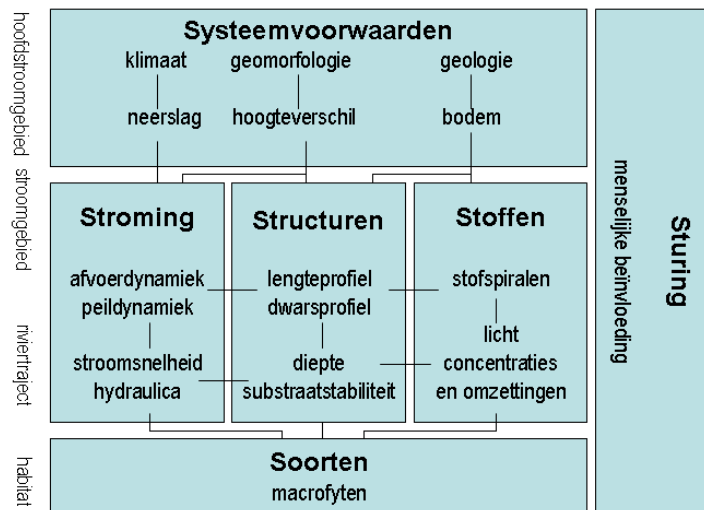
Een lijst met soorten water- en oeverplanten vormen de indicatoren van deze deelmaatlat.

Tabel 2C. Klassengrenzen deelmaatlat macrofytensamenstelling uitgedrukt in de absolute score en relatief voor watertype R16 (uit: Van der Molen et al., 2004).

	Slecht	Ontoereikend	Matig	Goed	Zeer goed	referentiewaarde
Submers, Drijvend, Emers	<20% (0-15)	20-40% (16-30)	40-60% (31-45)	60-80% (46-60)	80-100% (61-76)	100% (76)

Stuurvariabelen

Uitgangspunt voor het ontrafelen van de stuur- en sleutelfactoren voor macrofyten in rivieren en aangekoppelde wateren is het 5S-model (figuur 3, naar Verdonschot *et al.* 1998). De zesde “S” hierin is de menselijke beïnvloeding, ofwel Sturing. Het 5S-model is een denkraam waarin de verbanden tussen enerzijds het abiotisch milieu in termen van hydrologie, structuren en stoffen en anderzijds aquatische planten en dieren in watersystemen. In het schema wordt aangegeven hoe deze verbanden verlopen via verschillende factoren die werken op verschillende niveaus. Op habitatniveau in rivieren wordt bijvoorbeeld de relatie tussen de waterplanten en de habitatvormende processen (diepte, stroomsnelheid, waterbeweging, aard en samenstelling substraat) in onderlinge interactie bepaald. Op regionale schaal sturen de factoren watertype, stroomsnelheid en bodemtype de habitatvormende processen (Verdonschot, 1990).



Figuur 3. 5S-model voor macrofyten in rivieren. Ecologische factorcomplexen, hun samenhang en de menselijke beïnvloeding in het riviersysteem (naar Verdonschot et al., 1998).

In tabel 3 is per watertype schematisch aangegeven welke door het beheer stuurbare factoren inwerken op de sleutelfactoren die direct bepalend zijn voor het voorkomen of de groeivorm van macrofyten. Behalve hydromorfologische en chemische stuur- en sleutelfactoren zijn ook temporele en ruimtelijke sleutelfactoren opgenomen.

De groeivorm en soortensamenstelling van macrofytengemeenschappen in rivieren en aangetakte overwegend stromende wateren worden vooral beïnvloed door hydrologische en morfologische stuurvariabelen. Op regionale schaal sturen afvoerdynamiek, waterpeildynamiek/golfslag, lengte- en dwarsprofiel de sleutelfactoren aan die de fysiologische processen van de macrofyten in rivieren het meest bepalen, te weten: stroomsnelheiddynamiek, substraat, licht en fysieke stress (figuur 4). De afvoer- en peildynamiek in tijd en ruimte zijn doorslaggevend voor de heterogeniteit in begroeibare habitats en de kans die macrofyten krijgen om zich ergens in de rivier of nevengeulen te vestigen en te ontwikkelen. De meeste niet-pionier waterplanten hebben enige tijd nodig om zich te ontwikkelen. Een te hoge verstoringsfrequentie door bijvoorbeeld afvoerpieken laat dat niet toe. Daarnaast is de dynamiek bepalend voor de strategie (groeivorm) van macrofyten die het beste bij de lokale omstandigheden past. In stromende wateren zijn waterkwaliteitsfactoren zoals nutriëntenbeschikbaarheid, zuurstof en temperatuur van minder belang dan in stagnante wateren. Daarin spelen deze een veel belangrijkere rol.

Menselijke sturing beïnvloedt alle stuurvariabelen die bepalend zijn voor de beschikbaarheid van begroeibaar areaal voor en de ontwikkeling van macrofyten in het rivierengebied. De mens beheerst de getijdenwerking, afvoer en waterpeil, inrichting van lengte- en dwarsprofiel. Daar bovenop hebben functies op (scheepvaart) en langs de rivier (landbouw, industrie, bebouwing) ook grote gevolgen. Zo zijn voor de scheepvaart de rivieren onnatuurlijk diep gemaakt, en veroorzaken lozings van effluent of huishoudelijk en/of industrieel (thermisch) afvalwater grote organische belasting van het water. Landbouw in de uiterwaarden is een bron van nutriënten en maaien of begrazing van oevervegetatie (uit veiligheidsoverwegingen) remt de ontwikkeling en successie daarvan sterk.

Waar liggen nu de belangrijkste stuurvariabele-effect relaties voor macrofyten in het rivierengebied? Met andere woorden; welke stuurvariabele zal het meest de score van de macrofytendeelmaatlaten voor de KRW in gunstige zin kunnen beïnvloeden (hoog ecologisch rendement van ingezette maatregelen)? Uit de beschrijving van het aandeel van elk van de stuur- en sleutelfactoren in dit

Tabel 3 Relatie stuur- en sleutelfactoren voor macrofyten in rivieren

<i>Sleutelfactoren →</i>	<i>stroom snelheid dynamiek</i>	<i>sub- straat</i>	<i>fysieke stress</i>	<i>licht</i>	<i>droogval</i>	<i>beschik- baarheid N,P en C</i>	<i>saliniteit</i>	<i>pH</i>	<i>O₂</i>	<i>temp</i>	<i>tox. stoffen</i>	<i>verspreiding/ zaadbank</i>	<i>begroeibaar areaal (ruimte)</i>	<i>successie (tijd)</i>
Hydrologie														
getijbeweging *	X		X		X*		X					X	X	X
inlaat zout water*							X							
basisafvoer	X	X			X				X			X		
piekafvoer /minimale afvoer			X									X		X
afvoerdynamiek (tijd)			X											X
permanentie		X			X								X	
isolatie van rivier bij lage afvoer ^N	X			X	X	X			X					
normaal peil	X	X		X					X				X	
hoogwater peil														
peildynamiek (tijd)									X				X	X
inundatieduur-/frequentie		X	X	X	X					X	X	X	X	X
waterdiepte (hoogte waterkolom)				X	X				X	X			X	
kwel/grondwater ^N	X	X				X	X	X	X					
Morfologie/inrichting														
lengteprofiel ^N	X	X							X					
dwarsprofiel/talud/ oeverlijn		X		X	X								X	
beschaduwings ^N		X		X									X	
Menselijke invloed														
waterbeweging/golfslag scheepvaart			X	X										
lozenge									X	X	X			
landgebruik /beheer uiterwaarden			X	X		X					X			

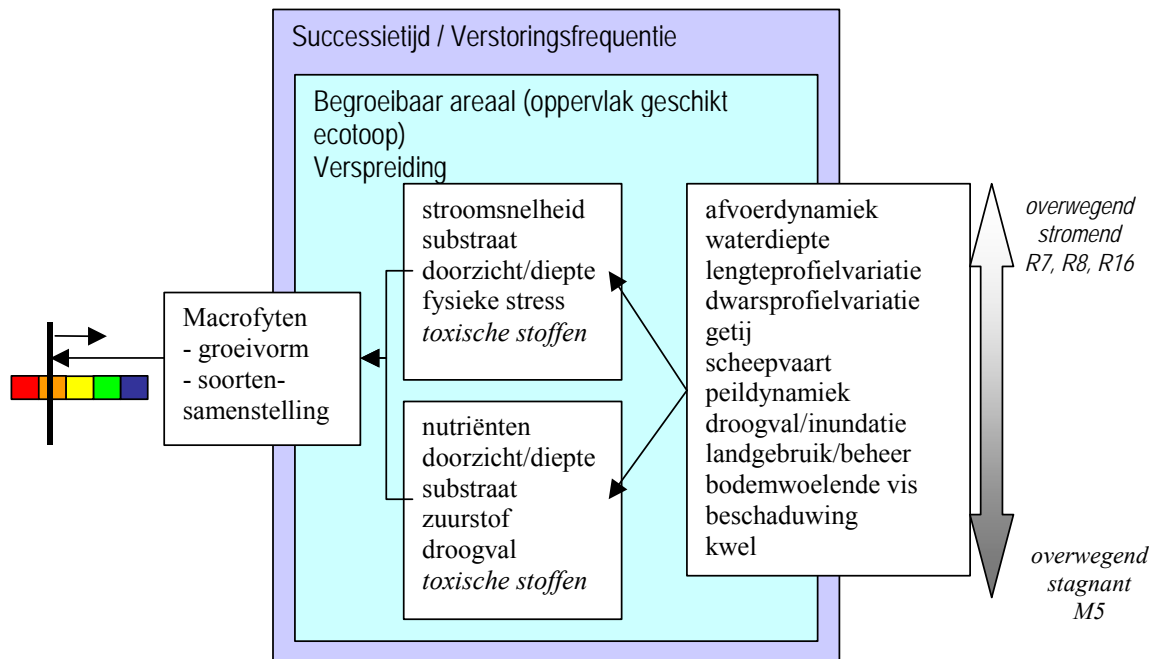
^N = meer van toepassing op overwegend stagnante nevengeulen / M5, niet op hoofdstroom van rivier (R7, R8, R16)

* = specifiek voor R8

hoofdstuk is te concluderen dat op regionale schaal de hydrologie en op meer locale schaal de morfologie de meest kansrijke ingangen vormen voor maatregelen ten gunste van macrofyten. Daarbij is het van belang dat er voldoende variatie in sleutelfactoren is om een heterogeniteit in habitats en dus vegetatie te krijgen, maar de dynamiek moet niet zo groot zijn dat planten zich niet meer kunnen vestigen of handhaven. Diversiteit in laag dynamische habitats (weinig afvoer- en peildynamiek) van voldoende omvang (begroeibaar areaal) biedt de grootste kans op diversiteit in soorten van verschillende groeivormen en met een optimale (soortspecifieke) bedekking. Deze variatie moet er zijn op de ruimtelijke schaal van een gehele riviertak en daarbij horen zeker ook de nevengeulen (schaal waarop de macrofytenmaatlat wordt toegepast). Als er in een rivier en aangetakte wateren voldoende variatie is in stroomsnelheden (tussen 0,1 en 1 m./s), substraat (klei, zand, grindbanken, weinig slib) en waterdieptes (tot een maximum van ongeveer 3 m) kunnen veel verschillende soorten macrofyten zich optimaal ontwikkelen in een maximaal begroeibaar areaal. Door afwisselende hydraulische habitatomstandigheden kunnen soorten met verschillende optima voor stroomsnelheid/diepte/substraat naast elkaar bestaan (niche separatie).

In tijd moet diezelfde habitatvariatie niet zo dynamisch zijn dat het beschouwd kan worden als hydrologisch of morfologische verstoring. Planten hebben tijd nodig om zich te ontwikkelen. Binnen het groeiseizoen moeten de omstandigheden langere tijd gunstig (constant of natuurlijk) zijn en het liefst voor een periode van jaren achtereen, zodat niet alleen kortlevende pioniers maar ook meerjarige, langzaam groeiende planten uit verschillende successiestadia een kans krijgen en een groter deel van de typerende soorten uit de maatlat gevonden zullen worden.

Gegeven voldoende tijd en ruimte, worden stroomsnelheid, substraat, licht (verhouding doorzicht/diepte) en fysieke stress als gevolg van de mate van dynamiek gezien als belangrijkste factoren voor macrofyten in rivieren. Specifiek voor type R8 komt daar getijdenbeweging bij.



Figuur 4 Schematische weergave van sturende factoren en sleutelfactoren die groeivorm en soortensamenstelling van macrofyten in riviereengebied bepalen (toxische stoffen niet nader uitgewerkt in deze rapportage) (uit: Elbersen 2004).

Rekenregels

Effect op deelmaatlaten scores

Doel van deze paragraaf is om de effecten van stuurvariabelen op de soortensamenstelling en abundantie van groeivormen van macrofyten in rivieren in te schatten en uit te drukken in een te verwachten score op de deelmaatlaten (figuur 5). Er wordt een methodiek voorgesteld van vuistregels die de relatie leggen tussen bepaalde klassen van voor macrofyten relevante sleutelfactoren en daarbij te verwachten maatlatscore in termen van abundantie van groeivorm of soortensamenstelling. De sleutelfactoren stroomsnelheid, substraat, dynamiek en doorzicht/diepte zijn relevant, aangestuurd door vooral de afvoerdynamiek, peildynamiek, morfologie en getijdenbeweging.

Ruimtelijke variatie in stroomsnelheid en substraat is een basisvoorwaarde voor een optimaal ontwikkelde, gevarieerde macrofytengemeenschap (meerdere soorten kunnen zich naast elkaar ontwikkelen in voldoende gevarieerde habitats). Deze ruimtelijke variatie bepaalt daarmee vooral de soortensamenstelling en daarmee voor het effect op deelmaatlat 2. Over de hele riviertak kan de ruimtelijke variatie in stroomsnelheid en substraat een indicatie geven voor de te verwachten soorten.

Daarnaast zijn de factoren licht (doorzicht/diepte) en dynamiek (verstoringfrequentie) als gevolg van peilwisselingen direct van invloed op de abundantie van de groeivorm van macrofyten, en daarmee bepalend voor de score van deelmaatlat 1 voor macrofyten. Door voor iedere groeivorm specifieke drempelwaarden voor het lichtklimaat in te schatten kan ook voor deze maatlat de verwachte score worden afgeleid met een vuistregel, waarbij gekeken wordt naar verschillende klassen van peildynamiek (constant peil, matige peildynamiek, hoge peildynamiek).

Rekenregels of vuistregels voor de relatie tussen de ranges van stuurvariabelen, gevoeligheidswaarden van soorten voor sleutelfactoren en groeivorm/voorkomen van macrofyten kunnen bij het gebruik in de beleidstool nog worden voorzien van weegfactoren, om het effect van meerdere sleutelfactoren bij elkaar op te tellen (als alternatief voor de regel: de factor die het slechtst scoort bepaalt de eindscore). Weging kan een maat zijn voor de verwachte invloed aan van een sleutelfactor op de abundantie van groeivormen of soortensamenstelling. Bij het toekennen van weging aan factoren kan uitdrukking worden gegeven aan de hiërarchie die in rivieren en rivierbegeleidende wateren geldt tussen hydrologische dynamiek en de daarvan afhankelijke morfologische dynamiek. Het toegekende gewicht aan substraat of lichtklimaat kan daarom lager zijn dan van stroming en peildynamiek. Voorgestelde vuistregels moeten echter eerst nog gevalideerd en geoptimaliseerd worden met meerjarige goed gevulde meetreeksen van macrofyten en abiotische omstandigheden, wellicht aangevuld met data uit buitenlandse, meer natuurlijke systemen. In deze testfase van de vuistregels kan worden vastgesteld of de inschattingen van verwachte scores per sleutelfactor realistisch zijn en of/hoe de verhouding daartussen te vertalen is in een weegfactor.

Vuistregels voor effect van variatie in stroomsnelheid en substraat

Voor het bepalen van het effect van stroomsnelheid en substraat op het voorkomen van macrofyten is eerst voor zo veel mogelijk type-specifieke soorten de gevoeligheid voor de sleutelfactoren stroomsnelheid en substraat overgenomen uit Verdonschot *et al.*, 2003; Nijboer *et al.*, 2000; Haslam, 1978). Voor beide factoren is vervolgens een klassenindeling gemaakt (tabel 4), op basis waarvan de typerende soorten per KRW-type voor zover mogelijk zijn ingedeeld. Voor de toedeling R7, R8 en R16 van de habitats afgeleid uit Aquatisch supplementtypen waarvan de abiotiek van de soorten is gebruikt wordt verwezen naar tabel 5.

Figuur 6 laat de verdeling van de maatlatsoorten zien over de klassen van stroomsnelheid en substraat. Uit de figuur is af te lezen dat wanneer abiotische omstandigheden ruimtelijk gezien niet voldoende variatie bieden in stroomsnelheden en/of substraat, de goede toestand niet bereikt kan worden, want de deelmaatlatsoorten zijn verdeeld over alle categorieën. Het is belangrijk te vermelden dat voor substraat niet alle soorten konden worden toegedeeld aan een klasse op basis van de beschikbare informatie. Dit dient nog verder te worden aangevuld. Tabel 6 geeft aan hoe de verdeling van de soorten over de stroomsnelheidsklassen is, en de vertaling naar een aandeel in totaalscore op de maatlat. Zo is bijvoorbeeld te zien dat voor R7 de soorten in de stroomsnelheidsklasse 0,2-0,5 m/s voor meer dan 60% bijdragen aan de maatlatscore.

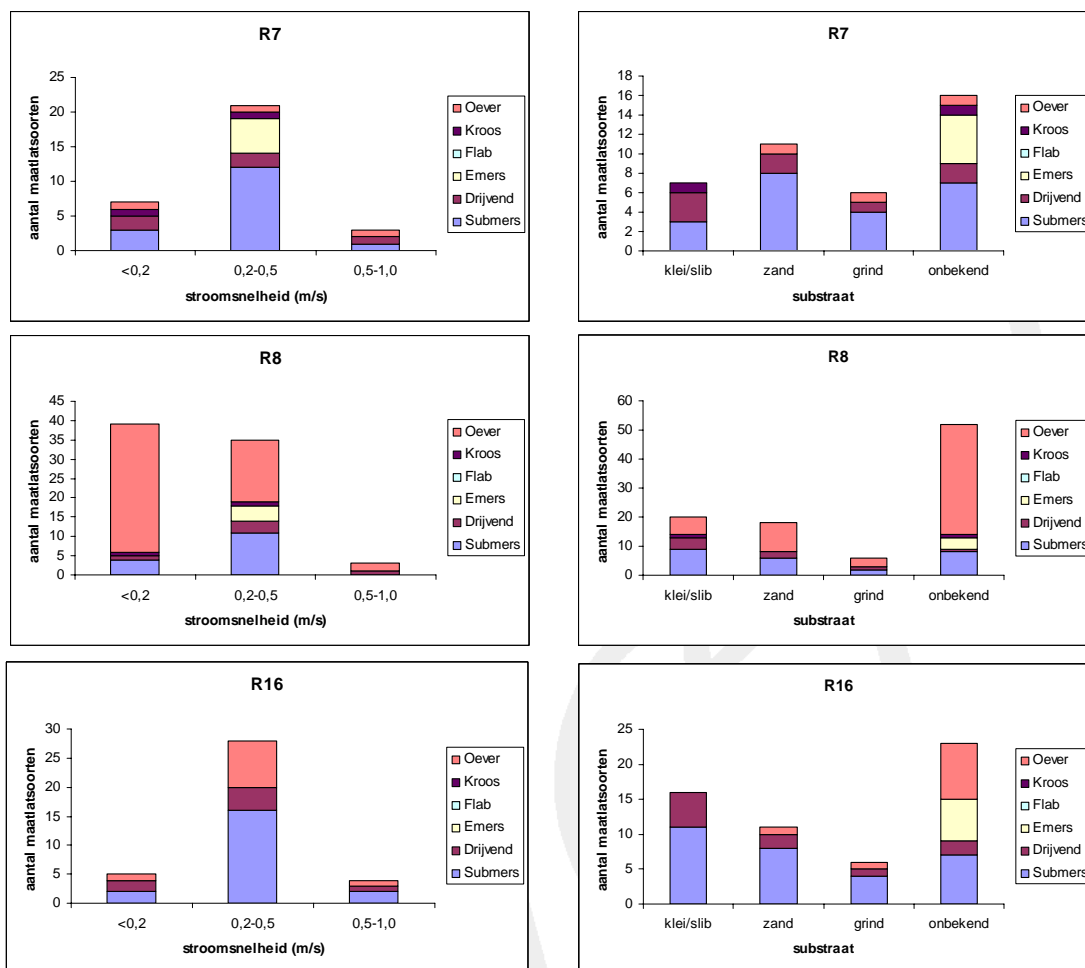
Tabel 4 Sleutelfactoren indeling in klassen

Stroomsnelheid	> 1,0	Vegetatievrij (Chambers <i>et al.</i> , 1991 en Nilsson, 1987)
	0,5-1,0	typerend voor R16 met score 4 in abundantieklasse 3 Verdonschot <i>et al.</i> 2003 stroming indicatie 0 (verdraagt stroming) abiotiek Aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003)
	0,2-0,5	typerend voor alle KRW typen met score 4 in hoogste abundantieklasse abiotiek aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003) indicatie uit Haslam 1978
	< 0,2	Verdonschot <i>et al.</i> 2003 stromingsindicatie 2 en 3 (neemt (sterk) af) overige oeverplanten. abiotiek Aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003)
Substraat	grind	typerend voor R16 met score 4 in abundantieklasse 3 Verdonschot <i>et al.</i> 2003 stroming indicatie 0 (verdraagt stroming); Haslam 1978 abiotiek Aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003)
	zand	abiotiek Aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003)
	klei/slib	abiotiek Aquatisch supplementtype (Nijboer <i>et al.</i> 2003)

Tabel 5 Habitats per KRW-type in natuurlijke referentie (Van der Molen *et al.*, 2004 in prep.)

Habitat (natuurlijke KRWreferentie)	R16	R7	R8
Hard substraat (stenen, grind, veen/kleibanken, dood hout) in snelstromend water	X	X	
Vast substraat (stenen, grind, veen/kleibanken, dood hout) in langzaam stromend water		X	
Zand in snelstromend water	X	X	
Klei- of leemoevers in snelstromend water	X	X	
Zand met laagje slib of detritus in langzaam stromend water		X	
Slib in langzaam stromend tot stilstaand water		X	
Stroomgeulen, krekens en oeverwallen			X
Intergetijdenzone van zandplaten, slikken en gorzen			X

*Nijboer *et al.*, # Van der Molen *et al.* 2000



Figuur 6 Verdeling van aantal soorten (onderverdeeld naar groeivorm) over stroomsnelheidklassen en substraatklassen (soortenlijsten voor substraat niet volledig toegedeeld doordat informatie daartoe ontbrak: R7, R8, R16 respectievelijk 60%, 46%, en 60%).

Tabel 6 Stroomsnelheidklassen (m/s) in relatie tot verwachte deelmaatlatscore voor R7, R16 en R8

		<0,2	0,2-0,5	0,5-1,0	som
R7	aantal soorten	8	22	3	
	score	20	46	10	76
	aandeel max score	0,26	0,61	0,13	1
R16	aantal soorten	5	32	4	
	score	17	41	16	74
	aandeel max score	0,23	0,55	0,22	1
R8	aantal soorten oeverplanten	30	20	1	
	aantal soorten waterplanten	8	14	1	
	score oeverplanten	36	38	1	75
	aandeel max score	0,48	0,51	0,01	1
	score waterplanten	14	14	1	29
	aandeel max score	0,48	0,48	0,04	1

Op basis van het aandeel van de soorten in de te behalen score per stroomsnelheidsklasse zijn vuistregels afgeleid voor inschatting van het effect van stroomsnelheid op de score S van de deelmaatlat voor soortensamenstelling:

$$S_{R7} = S_{\max} [(0,26 * v_1) + (0,61 * v_2) + (0,13 * v_3)]$$

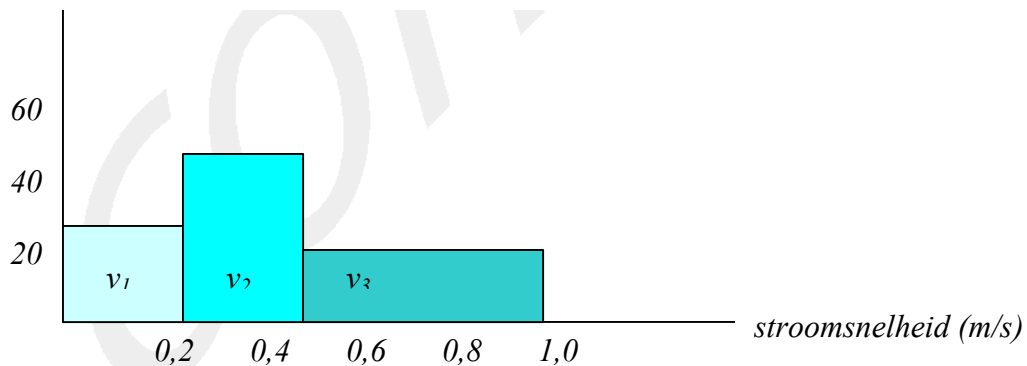
$$S_{R8\text{-oever/gorsplnt}} = S_{\max} [(0,48 * v_1) + (0,51 * v_2) + (0,01 * v_3)]$$

$$S_{R6\text{-waterplant}} = S_{\max} [(0,48 * v_1) + (0,48 * v_2) + (0,04 * v_3)]$$

$$S_{R16} = S_{\max} [(0,23 * v_1) + (0,55 * v_2) + (0,22 * v_3)]$$

Hierin staat S voor te verwachten score en S_{\max} voor de maximale score (KRW type afhankelijk). De waarden van v_1, v_2 en v_3 kunnen tussen 0 en 1 liggen, representatief voor de ruimtelijke variatie van de verschillende stroomsnelheidsklassen en het begroeibaar areaal. De ecotopenkaart met stroomsnelheidsverdeling kan input vormen voor toepassing van deze vuistregel. S_{\max} voor R7, R8-oever/gors, R8-waterplant en R16 zijn in tabel 6 af te lezen. Er is voornamelijk gewerkt met een toedeling van soorten aan één van de drie stroomsnelheidsklassen. In figuur 7 is het mogelijk te behalen puntenaantal per stroomsnelheidsklasse weergegeven. Er zou echter kunnen worden onderzocht of een verfijning van het aantal klassen een groter onderscheidend vermogen tot gevolg zou hebben. Met name de klasse 0,2-0,5 m/s is in verhouding oververtegenwoordigd in de soortenlijst, dus deze zou wellicht opgesplitst kunnen worden. Soorten zijn ook nu nog uniek toegedeeld aan een klasse. Bij een fijnere klassenindeling in stroomsnelheden zullen waterplanten waarschijnlijk over meerdere klassen voorkomen. De beste klassenverdeling van de continue stroomsnelheidsgradiënt kan op basis van langjarige meetreeksen (eventueel aangevuld met data van buitenlandse vergelijkbare riviersystemen) van macrofyten en stroomsnelheid worden bepaald, waarna de vuistregel kan worden verfijnd. Ook een nauwkeuriger onderbouwing van de stroomsnelheids-eisen van riviermacrofyten draagt hieraan bij.

aantal punten maatlat ($score_{\max R7} = 76$)



Figuur 7 Voorbeeld van verfijning van vuistregel voor verwachte maatlatscore voor R7, waarbij iedere soort voornamelijk aan één klasse is toegedeeld.

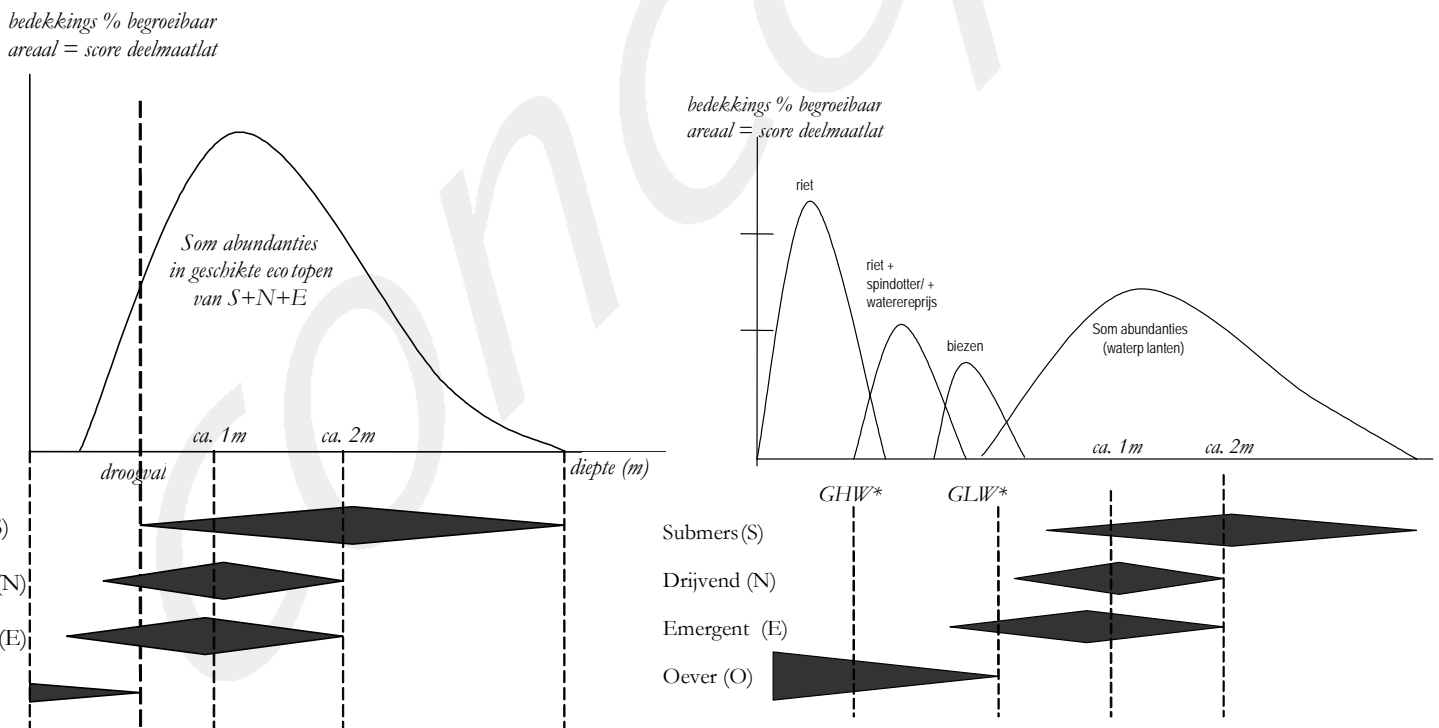
Voor substraat kan op dezelfde wijze een rekenregel worden afgeleid, als soorten aan een substraattype worden toegedeeld, maar dit is nu nog niet het geval omdat data ontbreken.

Lichtklimaat (verhouding doorzicht/diepte) en peildynamiek

Diepte is een van de stuurvariabelen voor de sleutelfactor licht, maar de beschikbare hoeveelheid licht wordt ook bepaald door troebelheid van het water (als gevolg van o.a. opwerveling door scheepvaart of bodemwoelende vis). Hierdoor kan de diepte van voorkomen van bepaalde soorten geringer zijn dan hier

aangeduid of kunnen soorten simpelweg niet voorkomen omdat het habitat niet geschikt is vanwege te veel fysieke stress door waterbeweging. Van voorkeurwaterdiepten in de vegetatiezonering van oever naar open water kan wel een indicatie worden afgeleid over de lichtbehoefte van groeivormen. Figuren 8a (voor R7 en R16) en 8b (voor R8) laten zien hoe de som van verwachte abundanties van submerse, drijvende en emergente macrofyten (voor R7 en R16) en submerse, drijvende en oeverplanten (R8) verloopt in relatie tot de hoogteligging. Hierbij is met een bredere of smallere vorm uitdrukking gegeven aan de verwachte abundantie van elke groeivorm.

In figuren 8a,b is de droogvallijn aangegeven. In laag dynamische wateren valt deze samen met de nullijn van waterdiepte, maar in rivierensystemen is veelal sprake van dynamiek in het waterpeil gedurende het groeiseizoen. De verstoringfrequentie door inundatie/golfslag/peilwisselingen/getij bepaalt, mede in combinatie met de morfologie, de dynamiek binnen het begroeibaar areaal. Waterplanten kunnen kiemen op een lokatie bij een bepaalde waterdiepte aan het begin van het seizoen, waar in de loop van het groeiseizoen droogval optreedt. De dynamiek van het riviersysteem (hoofdgeul of nevengeul) is bepalend voor de tijdspanne en beschikbare ruimte voor ontwikkeling van macrofyten. Bepalend voor de verstoringdynamiek is met name de peildynamiek (afhankelijk van de afvoerdynamiek) en scheepvaart. Getijdendynamiek wordt niet gezien als verstorend, maar juist als natuurlijke randvoorwaarde voor waterplanten in het type R8. Het begroeibaar areaal is groter in morfologisch gevarieerdere rivieren (substraat, diepte)



Figuur 8 Relatie tussen (links) stuurvariabele licht en voor deelmaatlat 1 relevante groeivormen voor R7 en R16 en (rechts) sleutelfactor licht en getijdendynamiek in relatie tot groeivorm voor R8 (naar o.a. Van de Rijt, 2001). Hierin is GHW en GLW het Gemiddeld hoog- en laagwaterniveau. Het verschil daartussen is getijdenamplitudo.

Grofweg kan worden gesteld dat hoge dynamiek gepaard gaat met een korte beschikbare tijd om te vestigen en ontwikkelen (successietijd) en dat morfologische variatie met name bepalend is voor het oppervlak begroeibaar areaal. De diverse combinaties van dynamiek en droogval zijn in figuur 9 schematisch weergegeven in relatie tot de groeivorm die onder die omstandigheden kan voorkomen. Regelmatig droogvallende plekken zijn dus niet geschikt voor submerse en de meeste drijvende groeivormen. Deze groeivormen hebben permanente, niet te diepe habitats nodig. In hoog dynamische permanente habitats zullen alleen de daaraan aangepaste soorten (sterk verankerd, strekkingsgroei) abundant zijn. Bij regelmatige droogval zijn emergenten nog in het voordeel in laag dynamische habitats, maar wordt droogval meer en de verstoringdynamiek hoger, dan zullen slechts pionierende oeverplanten ruim vertegenwoordigd zijn. Grotere, langzaam groeiende, maar concurrentiekrachtige oeverplanten zijn meer abundant in een laag dynamische, vaak droogvallende zone.

Hoog dynamisch	Oeverplanten (pionier)	Submers
Laag dynamisch	Oeverplanten (gevestigd) Emergenten	Emergenten Drijvend Submers
	(regelmatig) droogvallend	permanent

Figuur 9 Relatie matrix dynamiek en droogval in relatie tot groeivorm

Voor laag (p_1), matig (p_2) en hoog (p_3) dynamische rivierhabitats in KRW type R7 en R16 is uit figuur 7 een vertaling gemaakt naar verwachte abundantieklasse (afwezig, matig abundant, abundant) voor de verschillende groeivormen. Laag dynamisch kan staan voor de situatie in gestuwde rivierpanden, matig en hoog dynamisch voor ongestuwde rivierpanden met minder of meer afvoerdynamiek.

Tabel 7 Verwachte abundantieklasse van groeivormen in relatie tot dynamiek en diepte/licht voor R7 en R16 (0=afwezig, 1= matig abundant, 2= abundant)

	<i>dynamiek klasse</i> →	<i>p₁</i> <i>constant peil/ nauwelijks dynamiek</i>			<i>p₂</i> <i>matige peildynamiek</i>			<i>p₃</i> <i>hoogste peildynamiek</i>		
		<i>S</i>	<i>N</i>	<i>E</i>	<i>S</i>	<i>N</i>	<i>E</i>	<i>S</i>	<i>N</i>	<i>E</i>
	<i>hoogteligging</i> ↓									
<i>d₁</i>	oever-0m	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>d₂</i>	0 tot -1m	1	2	2	1	1	1	0	0	0
<i>d₃</i>	-1 tot -2m	2	1	1	2	1	1	1	1	0
<i>d₄</i>	-2 tot maximum diepte	1	0	0	1	0	0	1	0	0

De kwalitatieve klasse aanduiding (0, 1 en 2) kan worden gebruikt in een vuistregel voor de te verwachten score van deelmaatlat 1 (abundantie groeivormen), een vuistregel per dynamiek klasse. Waarbij R staat voor de referentiewaarde van het watertype voor de som van abundanties van S+N+E (voor R7 =20%, voor R16=30%, Van der Molen *et al.*, 2004) en d_1 , d_2 , d_3 en d_4 een waarde hebben tussen 0 en 1 representatief voor het aanwezige oppervlak per hoogteligingsklasse. De ecotopenkaart met diepteverdeling kan dus input vormen voor toepassing van deze vuistregel.

$$Abundantie\ totaal\%_{R7o/R16} = R[(d_1 + 5d_2 + 4d_3 + d_4)/11] \quad (p_1)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R7o/R16} = R[(d_1 + 3d_2 + 4d_3 + d_4)/9] \quad (p_2)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R7o/R16} = R[(d_1 + 2d_3 + d_4)/4] \quad (p_3)$$

Op dezelfde manier is ook voor R8 de abundantie per groeivorm ingeschat, afhankelijk van dynamiek en lichtklimaat/diepte (tabel 8). Ook hier zijn de waarden van de abundantieklassen gebruikt voor het afleiden van een rekenregel over de te verwachten totale opgetelde abundantie voor waterplanten enerzijds en oever-/gorsplanten anderzijds. Waarbij de Referentiewaarden voor waterplanten en oever/gorsplanten staat voor 10 respectievelijk 80%. En d_1 tot en met d_5 een waarde kunnen aannemen tussen 0 en 1 representatief voor de aanwezigheid van bepaalde zones binnen het geschikt ecotoop (een vertaling van het aanwezige oppervlak per hoogteligingsklasse).

Tabel 8 Verwachte abundantieklassen van groeivormen in relatie dynamiek en tot diepte/licht voor R8 (0=afwezig, 1=matig abundant, 2=abundant)

	dynamiek klasse→	p1 constant peil/ nauwelijks dynamiek			p2 matige peildynamiek			p3 seizoenswisselingen		
		S	N	O	S	N	O	S	N	O
	hoogteligging									
d_1	>GHW	0	0	2	0	0	2	0	0	2
d_2	GHW-GLW	0	0	1	0	0	2	0	0	2
d_3	GLW tot -1m	1	2	1	1	1	1	0	0	1
d_4	-1 tot -2m	2	1	0	2	1	0	1	1	0
d_5	-2m tot max diepte	1	0	0	1	0	0	1	0	0

GHW = waterstand die door 50% van de hoogwaters niet wordt overschreden

GLW = waterstand die door 50% van de laagwaters niet wordt onderschreden (Van de Rijt, 2001)

$$Abundantie\ totaal\%_{R8waterplant} = R_{waterplant} [(3d_3 + 3d_4 + d_5)/7] \quad (p_1)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R8waterplant} = R_{waterplant} [(2d_3 + 3d_4 + d_5)/6] \quad (p_2)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R8waterplant} = R_{waterplant} [(2d_4 + d_5)/3] \quad (p_3) \quad (p_3)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R8oever/gors} = R_{oever/gors} [(2d_1 + d_2 + d_3)/4] \quad (p_1)$$

$$Abundantie\ totaal\%_{R8oever/gors} = R_{oever/gors} [(2d_1 + 2d_2 + d_3)/5] \quad (p_2\ en\ p_3)$$

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

Voor rivieren zijn hydrologisch regime (kwantiteit en dynamiek van de waterstroming en verbinding met grondwaterlichaam), riviercontinuïteit en morfologie (variaties in rivierdiepte en -breedte, structuur en substraat van de rivierbedekkingen structuur van de oeverzone) de belangrijkste hydromorfologische kwaliteitselementen (Verdonschot & Van den Hoorn 2004).

Mitigerende maatregelen

Gevolgen voor MEP/GEP

De in dit stuk genoemde rekenregels bieden aanknopingspunten hoe uitgaande van de klassengrenzen voor natuurlijke wateren het MEP/GEP kwantitatief afgeleid kan worden en de effecten van hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen ingeschat kunnen worden.

Referenties

- Elbersen, J.W.H. 2004. Effect van stuurvariabelen op de macrofyten maatlat in rivieren. Alterra notitie, Alterra, Wageningen.
- Elbersen, J.W.H. P.F.M. Verdonschot, B. Roels, & J.G. Hartholt. 2003. Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW) I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669., Alterra, Wageningen.
- Haslam, S.M. (1978). River Plants. Cambridge University Press, Cambridge, 396.pp.
- Nijboer, R.C. , N. Jaarsma, P. Verdonschot, D. van der Molen, N. Geilen en J. Backx (2001). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren, deel 3. Wateren in het rivierengebied. Rapport EC-LNV nr. AS-03. Wageningen
- Van de Rijt, C. (2001). De aanpassing van het model EMOE aan de vegetatie van de Biesbosch. Hansson Ecodata, April 2001
- Van der Molen, D.T.(red) en expertteams, (2004, in prep). Referenties van de KRW watertypen. Referentiedocument versie 30-6-2004.
- Van Geest, G.J. 2005. Macrophyte succession in floodplain lakes; spatio-temporal patterns in relation to river hydrology, lake morphology and management.. Ph.D. thesis, University of Wageningen
- Verdonschot, P.F.M. (1990). Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands) Ph.D. Thesis, Wageningen, 1-255.
- Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer, L.W.G. Higler en Tj.H. van den Hoek (2003) Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren. Invulling van indicatieve macrofauna, macrofyten en vissen voor Kaderrichtlijn Water typen. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 865. 190 blz. 1 fig, 18 tav, 16 ref.
- Verdonschot, P.F.M., J.M.C. Driessen, H.G. Mosterdijk & J.A. Schot, (1998) The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In: H.O. Hanse & 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.
- Verdonschot & Van den Hoorn (2004). Hydrolomorfolologische kwaliteitselementen; Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen. Alterra-document 2, Alterra, Wageningen.komt nog.....

3.5 Info blad Macrofyten – beken

Auteur: Jeanine Elbersen (Alterra)

Watertype(n): : R4 Permanente langzaam stromende bovenloop op zand
 R5 Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand
 R6 Langzaam stromend riviertje op zand/klei

Doelvariabele : **Macrofyten**

De doelvariabele ‘macrofyten’ is opgebouwd uit drie deelmaatlaten:

1. abundantie groeivormen
2. soortensamenstelling macrofyten
3. soortensamenstelling fyto benthos (niet verder behandeld hier)

ad 1) De onderscheiden groeivormen zijn: submers, drijfblad, emers, draadwier/flab, kroos en oevervegetatie. Voor de watertypen R4 en R5 worden submerse, drijvende en emerse planten samen beoordeeld, omdat binnen het watertype tussen de gewenste bedekking van deze groeivormen ieder apart bijna geen onderscheid te maken valt. Een deel van de soorten heeft ook zowel een submerse als drijvende groeivorm. Voor R6 wordt iedere groeivorm apart beoordeeld. Klassengrenzen voor de deelmaatlat staan vermeld in tabel 1 (uit: Van der Molen *et al.*, 2004)

Tabel 1. Klassengrenzen deelmaatlat abundantie groeivormen (% van begroeibaar areaal)

Groeivorm	slecht			ontoereikend			matig			goed			zeer goed			
	R4	R5	R6	R4	R5	R6	R4	R5	R6	R4	R5	R6	R4	R5	R6	
Submers	0-5	0-1	0-1	5-10	1-5	1-5	10-20;	5-20	5-20	20-30	20-30	20-30	30-60	30-100	30-100	
Drijvend			0-1			1-5	80-100	20	5-10;	30;	30	10-20;	60-80	60	100	20-50
Emers			0-1			1-3	100		3-5;	80		5-10;				10-50
									90-100			5-10;				
Draadwier/flab	30-100	50-100	70-100	20-30	30-50	40-70	10-20	10-30	10-40	5-10	3-10	5-10	0-5	0-3	0-5	
Kroos	20-100	50-100	70-100	10-20	30-50	40-70	5-10	10-30	10-40	3-5	3-10	5-10	0-3	0-3	0-5	
Oeverbegroeiing	0-5	0-10	0-10	5-10	10-20	10-20	10-20	20-40	20-40	20-50	40-60	40-60	50-100	60-100	60-100	

ad 2) Per type is een soortenlijst opgesteld met kenmerkende water- en oeverplanten. Iedere soort heeft een waardering gekregen, afhankelijk van kenmerkendheid, respons op pressoren, zeldzaamheid en abundantie. De optelsom van de waarderingen van aanwezige soorten wordt, voor water- en oeverplanten apart, vertaald naar een totaalscore en vervolgens een kwaliteitsklasse van de deelmaatlat soortensamenstelling (tabel 2 en 3.)

Tabel 2. Klassengrenzen (absolute score (puntenaantal) en relatieve score (%)) voor de deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten (Van der Molen *et al.*, 2004)

watertype	slecht	ontoereikend	matig	goed	zeer goed
R4	0 - 4	5 - 9	10 - 14	15 - 19	20 - 50
	<10%	10-20%	20-30%	30-40%	>40%
R5	0 - 8	9 - 16	17 - 24	25 - 32	33 - 82
	<10%	10-20%	20-30%	30-40%	>40%
R6	0 - 6	7 - 12	13 - 17	18 - 35	36 - 90
	<7%	7-13%	13-20%	20-40%	>40%

Tabel 3. Klassengrenzen (absolute score (puntenaantal) en relatieve score (%)) deelmaatlat soortensamenstelling oeverplanten (Van der Molen et al., 2004)

<i>watertype</i>	<i>slecht</i>	<i>ontoereikend</i>	<i>matig</i>	<i>goed</i>	<i>zeer goed</i>
R4	0 – 8	9 – 17	18 – 26	27 – 35	36 – 88
	<10%	10-20%	20-30%	30-40%	>40%
R5	0 - 4	5 - 8	9 - 12	13 – 19	18 – 43
	<10%	10-20%	20-30%	30-40%	>40%
R6	0 - 10	11 - 21	22 - 32	33 – 54	55 – 109
	<10%	10-20%	20-30%	30-50%	>50%

Via een omrekening naar de EKR (Ecologische kwaliteitsratio) kunnen bovenstaande deelmaatlatcores bij elkaar opgeteld worden (ook die van fyto bentos) tot een eindscore op de maatlat voor macrofyten.

Hydromorfologische stuurvariabelen

Substraat, stroomsnelheid en diepte zijn hydromorfologische stuurvariabelen die deels direct, deels via andere belangrijke sturende variabelen (nutriënten, verhouding licht/diepte, macro-ionen) de abundantie en soortensamenstelling van macrofyten in beken bepalen. Vegetatie in beken heeft een stabiel begroeibaar areaal nodig (bepaald door substraat, diepte, stroomsnelheid) en een natuurlijk nutriëntengehalte. Een onnatuurlijke hydrologie, morfologie of eutrofiering kunnen het bekeecosysteem sterk verstoren. Veel macrofyten zijn ook niet bestand tegen een wisselende afvoer. Enerzijds overleven ze wisselend waterpeil en droogval niet, anderzijds kunnen ze worden meegesleurd/afgebroken tijdens afvoerpieken, of worden bedekt met zand/slib, of kunnen wisselende waterkwaliteit niet aan.

Rekenregels

Op basis van soortgebonden informatie voor het voorkomen van soorten (Willby *et al.*, 2000) kunnen indicaties worden gegeven van de te scoren punten op de deelmaatlaten bij het voorkomen in een waterlichaam van (continue of discrete) klassen voor stroomsnelheid, diepte en substraat (Van der Most *et al.*, 2005 in prep). Deze rekenregels geven het aantal te scoren punten per klasse van de belangrijkste stuurvariabelen stroomsnelheid, substraat en waterdiepte (tabel 4, 5 en 6). De rekenregels zijn een eerste aanzet op basis van snel beschikbare kennis. Er is relatief meer informatie beschikbaar voor waterplanten dan voor oeverplanten. De rekenregel voor oeverplanten is dus op dezelfde leest geschoeid, maar op een lagere informatiedichtheid gebaseerd. Hierbij is gecorrigeerd voor de fractie van de soortenlijst van de deelmaatlat waarvoor informatie beschikbaar was (als van niet alle soorten informatie beschikbaar is, kan ook maar een deel van het maximale puntenaantal gescoord worden), evenals voor de trefkans van soorten (ook al zijn soorten aanwezig, dan worden ze nog niet met zekerheid in monsters teruggevonden).

Tabel 4. Te scoren punten voor de deelmaatlat soortensamenstelling macrofyten per stroomsnelheidsklasse, gecorrigeerd voor beschikbare informatie en de trefkans van soorten.

<i>watertype</i>	<i>Deelmaatlat</i>	<i>Stroomsnelheid (m/s)</i>			
		<i><0,1</i>	<i>0,1-0,3</i>	<i>0,3-0,6</i>	<i>>0,6</i>
R4	waterplanten	12	5	3	0
	oeverplanten	26	12	5	0
R5	waterplanten	16	9	6	1
	oeverplanten	12	6	2	0
R6	waterplanten	20	10	4	4
	oeverplanten	37	19	5	0

Tabel 5. Concept rekenregel voor substraat in relatie tot deelmaatlat soortensamenstelling macrofyten, met Te scoren punten per substraattype, gecorrigeerd voor beschikbare informatie en de trefkans van soorten.

	<i>Deelmaatlat</i>	<i>Substraat</i>			
		<i>silt/klei</i>	<i>zand</i>	<i>gravel</i>	<i>stenen</i>
R4	waterplanten	10	8	2	0
	oeverplanten	10	12	5	0
R5	waterplanten	20	8	2	0
	oeverplanten	15	3	2	0
R6	waterplanten	24	8	2	0
	oeverplanten	42	12	8	0

Tabel 6. Concept rekenregel voor waterdiepte in relatie tot deelmaatlat soortensamenstelling macrofyten, met te scoren punten per waterdiepteklasse, gecorrigeerd voor beschikbare informatie en de trefkans van soorten.

	<i>Deelmaatlat</i>	<i>Waterdiepte (m)</i>		
		<i><0.5</i>	<i>0.5-2.0</i>	<i>>2.0</i>
R4	waterplanten	15	4	1
	oeverplanten	37	4	2
R5	waterplanten	18	11	4
	oeverplanten	18	2	0
R6	waterplanten	17	15	4
	oeverplanten	59	3	0.

Vergelijking van de scores in tabel 4 t/m 6 met de klassengrenzen van de concept maatlaten (tabel 3) laat zien dat voor waterplanten de hoogst mogelijke score om minimaal de goede toestand te bereiken veelal onvoldoende is wanneer slechts één klasse van hetzij stroomsnelheid, waterdiepte of substraattype aanwezig is. Het sturen op ruimtelijke diversiteit binnen een waterlichaam met betrekking tot deze stuurvariabelen is dan noodzakelijk. Hierbij kan worden opgemerkt dat substraattype en stroomsnelheid vaak gecorreleerd zijn (grover substraat correleert met hogere stroomsnelheden).

Tijdens de ontwikkeling van bovenstaande rekenregels voor het prototype van de KRW Verkenner was het niet mogelijk om een validatie van voorspelde klassen uit te voeren. Indien het mogelijk is om monsters te nemen/gebruiken van locaties waarvan de ecologische klassen vooraf bekend zijn (a priori classificatie op basis van hydromorfologische condities), kunnen de bijbehorende deelmaatlat scores worden bepaald op basis van daar aanwezige soorten. Hierbij moet wel bedacht worden dat het niet vaak voorkomt dat een bepaalde hydromorfologische factor alleen sturend is, maar het vaak een combinatie van stressoren is die als geheel bepalend is voor de soortensamenstelling. De rekenregels bieden wel houvast om na te gaan wat de meest bepalende stressor is.

Een rekenregel voor de maatlat 'abundantie groeivormen' behoeft gericht data-analyse van abundanties in plaats van alleen aan- of afwezigheid van soorten. Hiervoor was in het huidige tijdsbestek onvoldoende ruimte.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

- Hydrologische verstoring vormt voor beken de grootste bedreiging en heeft ook consequenties voor morfologie en nutriëntenrijkdom. Als de beekafvoer niet constant is door versnelde afvoer als gevolg van te weinig berging en retentie in het beeksysteem, is het milieu in de beek ook niet

stabil. Afvoerpieken kunnen grote gevolgen hebben voor de structuur van de beek (bijvoorbeeld insnijden in het maaiveld). Omgekeerd zullen stuwen ook een negatieve invloed hebben op de afvoerdynamiek (stagnante situaties in plaats van onregelmatige stroming), wat onder meer negatieve gevolgen heeft voor de aanwezigheid van rheofiele soorten en ook voor de substraatsamenstelling (opslibbing).

- Veel beken zijn in het verleden rechtgetrokken en genormaliseerd om onderhoud en beheer te minimaliseren, de dimensionering van het systeem af te stemmen op het landbouwkundig grondgebruik en voor een zo snel mogelijke afvoer van het water. De variatie in lengte- en dwarsprofiel en ook de verhouding tussen breedte en diepte zijn echter voor beken belangrijke factoren. Ze bepalen variatie in stroomsnelheid en daarmee variatie in habitats (substraat en diepte).
- Het stoffentransport vanuit het stroomgebied naar de beek hoort van nature langzaam te verlopen. Drainerende afvoerslootjes uit landbouwgebied zorgen er thans echter voor dat er bij enige regenval direct en snel nutriëntenrijk water afgevoerd wordt naar de beek. Hydrologische ingrepen kunnen derhalve leiden tot verminderde nutriëntenretentie.

Deze info blad omvat drie beektypen: R4, R5 en R6, waartussen vooral een dimensieverschil bestaat (respectievelijk bovenloop, midden-/benedenloop en riviertje). Op basis hiervan zou kunnen worden gesteld dat met name de bovenloop gevoeliger zal zijn voor bovengenoemde hydromorfologische ingrepen.

Mitigerende maatregelen

- o Voor beken zijn mitigerende maatregelen eerst gericht op herstel van stroming en van de grondwaterafhankelijkheid van het beekstelsel. Mogelijke hydrologische mitigerende maatregelen zijn:
 - aanleggen hydrologische buffer
 - hergebruiken gezuiverd effluent
 - ontwikkelen van inundatiezone
 - verwijderen van stuwen
 - aanleggen van een nevengeul.

De positieve invloed van dit soort maatregelen kenmerkt zich door een verhoging van berging, het voorkomen van te lage afvoer, droogvallen of afvoerpieken, en stabilisering van het afvoerpatroon. Dit soort maatregelen sturen zodoende de afvoer en stroomsnelheid. Echter, indirect hebben ze ook effect op het substraatmozaïek en op nutriënten.

- o Mogelijke mitigerende morfologische maatregelen:
 - verwijdering van profielverdediging en ruimte te bieden aan een natuurlijke afvoerdynamiek in beken en een natuurlijk dwarsprofiel te creëren door processen van erosie en sedimentatie
 - tracé, bedding en oever vergraven of asymmetrisch profielen aanleggen

Beide typen mitigerende maatregelen resulteren in een verhoging van de ruimtelijke variatie in de belangrijkste stuurvariabelen stroomsnelheid, substraat en waterdiepte.

Gevolgen voor MEP/GEP

De rekenregels in tabel 3 bieden aanknopingspunten hoe uit de klassengrenzen voor natuurlijke wateren en de effecten van hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen de MEP/GEP kwantitatief afgeleid kunnen worden. Het al dan niet naast elkaar voorkomen binnen een waterlichaam van verschillende klassen van de drie beschreven stuurvariabelen is hierbij een belangrijk aanknopingspunt. De afleiding van deze klassengrenzen moet in ieder geval waterlichaamspecifiek zijn. Hiertoe moeten de effecten van de ingrepen op met name de variatie in stuurvariabelen binnen het waterlichaam gekwantificeerd worden. Daarnaast kunnen bij de vaststelling van de klassengrenzen ook effecten op

gebiedsniveau meegenomen worden omdat het functioneren van het watersysteem ook afhankelijk is van inrichting/beheer van oevers en aangrenzend landgebruik in bovenstroomse watersystemen. Dit laatste heeft voor macrofyten in beken met name gevolgen voor de afvoerdynamiek vanuit deze bovenstroomse watersystemen, en daarmee de variatie in stroomsnelheden en substraat.

Stroming, diepte en substraat zijn in principe de meest direct sturende factoren, en worden zoals bovenstaand beschreven beïnvloed door hydromorfologische ingrepen of mitigerende maatregelen. Een geleidelijke afvoer van het neerslagoverschot gedurende het jaar is de basis voor een stabiel, maar divers systeem. Iedere mitigerende maatregel die bij kan dragen aan een verhoging van de berging en retentie van (grond)water in het systeem en daarmee aan een stabilisering van het afvoerpatroon moet ten volle worden benut. Dit vraagt om gebiedseigen en vooral duurzame oplossingen (maatwerk), waarin bij voorkeur de oorzaken van verstoring worden aangepakt (brongerichte maatregelen) en in mindere mate de effecten. Als effectgerichte maatregelen verdere achteruitgang van systeemeigen kenmerken van de beek kunnen voorkomen, dan is dat natuurlijk te verkiezen. De kans op succesvol beekherstel door mitigerende maatregelen hangt af van de ecologische potenties en haalbaarheid daarvan. Vooral de praktische mogelijkheden wat betreft uitvoering van maatregelen alsook beleidsmatig en maatschappelijk draagvlak kunnen een beperking zijn.

Waar een natuurlijke afvoerdynamiek en substraatmorfologie niet of gedeeltelijk kan worden hersteld blijft herstel van een levensgemeenschap met specifieke substraat en stroomsnelheidsgebonden beeksoorten beperkt. Maximale scores op de deelmaatlat soortensamenstelling zouden hiervoor aangepast kunnen worden (een aangepaste ondergrens van hoeveelheid kenmerkende soorten bij bepaalde score). Daarnaast moet bedacht worden dat de effecten van mitigerende maatregelen veelal pas op middellange termijn merkbaar worden. Naar verwachting heeft herstel van een beeksysteem in termen van terugkeer van beekspecifieke soorten minimaal 5 jaar nodig. De juiste combinatie van mitigerende maatregelen en vooral ook de schaal en locatie waarop deze genomen worden (het bovengenoemde maatwerk) is bepalend voor de mate van succes en daarmee het ecologisch rendement op de KRW maatlat.

Referenties

Van der Most, H. (red) et al., 2005, KRW Verkenner. in prep..

Van der Molen, D.T.(red) en expertteams, (2004). Referenties van de KRW watertypen. Referentiedocument.

Willby, N. J., V. J. Abernethy, and B. O. L. Demars. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilizations. *Freshwater Biol* 43:43-74.

4.1 Info blad Fytoplankton – meren

Auteur: R. Portielje (RIZA)

Watertype(n) (Elbersen e.a. 2003):

M11 kleine (<0.5 km²), ondiepe (<3 m), gebufferde (1-4 meq/l) plassen
M14 matig grote (0,5-100 km²), ondiepe (<3m), gebufferde (1-4 meq/l) meren
M16 kleine (<0.5 km²), diepe (>3 m), gebufferde (1-4 meq/l) plassen
M20 matig grote (0,5-100 km²), diepe (> 3m), gebufferde (1-4 meq/l) meren
M21 grote (>100 km²), diepe (> 3m), gebufferde (1-4 meq/l) meren
M25 kleine (<0.5 km²), ondiepe (<3 m), gebufferde (1-4 meq/l) laagveenplassen
M27 matig grote (0,5 – 100 km²), ondiepe (<3 m), gebufferde (1-4 meq/l) laagveenmeren
M30 zwak brakke (0,3 – 3,0 g Cl/l) wateren
M31 kleine (<5 km²) brakke tot zoute (> 3 g Cl/l) wateren

Doelvariabele : Fytoplankton

De doelvariabele ‘fytoplankton’ is opgebouwd uit twee deelmaatlaten:
abundantie
soortensamenstelling fytoplankton

De deelmaatlat soortensamenstelling is weer opgebouwd uit twee onderdelen:
2a: positieve indicatoren (sialgen)
2b: negatieve indicatoren (bloeien van cyanobacteriën)

De maatlatscore wordt bepaald als het rekenkundig gemiddelde van de score’s voor abundantie en soortensamenstelling. Deze laatste wordt weer bepaald als het rekenkundig gemiddelde voor de onderdelen positieve soorten en negatieve soorten

1. abundantie

Tabel 1 geeft de referentiewaarde en de klassengrenzen van chlorofyl-a voor de in deze info blad behandelde meertypen

Tabel 1. Klassengrenzen voor de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie voor de verschillende typen meren (uit: Van der Molen, 2004).

meertypen	referentie	goed- zeer goed	matig- goed	ontoereikend- matig	slecht- ontoereikend
M11, M14, M25, M27	9.4	16.3	30	60	120
M16, M20, M21	5.2	8.3	14.5	29.1	58.2
M30, M31	30	40	60	120	240

2. soortensamenstelling

2a positieve soorten

Voor de maatlat voor de positieve indicatoren (sialgen) is een indeling gemaakt in triviale soorten, matig kieskeurige soorten, kieskeurige soorten en zeer kieskeurige soorten. De EKR wordt bepaald door de meest kieskeurige soort die in een vitale populatie wordt aangetroffen (tabel 2).

Tabel 2. EKR score op het onderdeel positieve soorten van de deelmaatlat soortensamenstelling op basis van het aantreffen van soorten sialgen, ingedeeld naar mate van kieskeurigheid.

Kwaliteitsniveau	EKR	triviaal	matig kieskeurig	kieskeurig	zeer kieskeurig
Slecht	0,1	-	-	-	-
Ontoereikend	0,3	+	-	-	-
Matig	0,5	+	+	-	-
Goed	0,7	+	+	+	-
Zeer goed	0,9	+	+	+	+

Daarboven is er een extra score (+ 0,1) mogelijk op basis van het aantal soorten sialgen (tabel 3).

Tabel 3. Extra score van +0,1 op de EKR ten opzichte van de waarden in tabel 2 op basis van het aantal aangetroffen soorten.

Kwaliteitsniveau	Aantal soorten
Slecht	n.v.t.
Ontoereikend	>1
Matig	>5
Goed	>20
Zeer goed	>40

2b negatieve soorten

De score voor het onderdeel negatieve soorten wordt bepaald uit de minst gunstige score van de op basis van celdichtheden gedefinieerde bloeien die in een monster worden aangetroffen. Tabel 4 geeft een overzicht van deze bloeien en bijhorende scores voor de verschillende meertypen. Indien geen van de beschreven bloeien wordt aangetroffen wordt geen score voor het onderdeel negatieve soorten toegekend (en wordt de deelmaatlat soortensamenstelling alleen bepaald door de score voor positieve soorten).

Tabel 4. Definitie van bloeien en bijhorende EKR score voor het onderdeel negatieve soorten van de deelmaatlat soortensamenstelling.

EKR	Soort	dichtheid in monster (1/ml)	meertypen
0,1	Planktothrix agardhii of rubescens, persistent	> 10000 draden (> 20000)	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
0,2	Limnothrix, Planktolynghia, Prochlorothrix, Pseudoanabaena	>20000 filamenten	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Microcystis (excl. wesenbergii)	> 100000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Stephanodiscus hantzschii	> 30000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Scenedesmus (soortenarm)	>20000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
0,3	Planktothrix agardhii	4000-10000 (> 10000)	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Gonyostomum semen	> 1000	M25, M27
	Stephanodiscus binderanus	>10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
0,4	Aphanizomenon gracile	> 2000 filamenten	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	kleine chlorococcales	> 20000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Cryptomonas	> 2000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	kleine cryptophyceen	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Diatoma tenuis	> 6000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Microcystis aeruginosa	20000 – 100000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Skeletonema	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
0,5	Anabaena	> 800	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Aphanizomenon flos-aquae	> 2000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Aulacoseira granulata of ambigua	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	kleine chroococcales	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Staurodesmus extensus	> 2000	M25, M27
	Teilingia granulata	> 10000	M25, M27
0,6	Ankyra	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Aphanizomenon flos-aquae	1000-2000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Aphanothece stagnina	drijfslag	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Gloeotrichia natans	drijfslag	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Asterionella formosa	> 6000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Aulacoseira islandica	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Chrysochromulina parva	> 10000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Cyclotella radiosa	> 1000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Microcystis wesenbergii	> 20000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Woronichinia naegliana	> 20000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Monomastix	> 10000	M25, M27
	Pedinomonas	> 10000	M25, M27
0,7	Dinobryon	> 1000 (>10000)	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Synura	> 1000 (>10000)	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Ceratium	> 200	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Cyclotella ocellata	> 1000	M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27
	Desmidium swartzii	> 20000	M25, M27
	Mallomonas	> 1000	M25, M27
	Peridinium	> 500	M25, M27

Stuurvariabelen

I. abundantie

De chlorofyl-a concentratie in een meer wordt bepaald door een aantal factoren. Sommige van deze factoren zijn via maatregelen te beïnvloeden (deze factoren worden aangeduid als stuurvariabelen), andere zijn dat niet of nauwelijks en leggen onder gegeven omstandigheden slechts een randvoorwaarde op.

a) Nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) worden vanouds beschouwd als de belangrijkste stuurvariabelen voor de chlorofyl-a concentratie in meren. Voor directe sturing is reductie van de nutriëntentoevoer de meest toegepaste maatregel. Voor nutriënten geldt volgens de wet van Liebig dat één van beide het groei-beperkende element is. Multi-lake studies (CUWVO, 1987; Van der Molen, 1998; Portielje et al., 2004) tonen aan dat op basis van zomergemiddelden van totaal-P en totaal-N wel een bovengrens voor chlorofyl-a gegeven kan worden, maar dat er daar beneden een zeer ruime spreiding is in de werkelijke chlorofyl-a concentraties. Figuur 2 illustreert dit aan de hand van gegevens van ruim 200 Nederlandse meren en plassen.

b) Helderheid. Bij zeer hoge algenbiomassa of troebeling door overig zwevend stof (geresuspendeerd sediment, detritus, humus), of bij grote mengdiepte in diepere meren kan lichtlimitatie ook een rol spelen. Bij lagere chlorofyl gehalten, zeker wanneer deze in de range liggen rondom de klassengrens tussen de goede en matige toestand, zal lichtlimitatie echter veelal geen rol van betekenis spelen. Uitzondering hierop zijn meren die blootstaan aan een zeer sterke opwerveling van slib. In het algemeen is abundantie van fytoplankton niet direct stuurbaar via lichtlimitatie. Indirect is dit wel het geval, via interactie met andere biologische groepen (zie punt d). Indien achtergrondstroebeling veroorzaakt wordt door hydromorfologische belastingen, zoals opwerveling door scheepvaart kan dit gevolgen hebben voor de fytoplankton doelstellingen.

Aan de andere kant, bij hoge lichtbeschikbaarheid, is helderheid een stuurvariabele om de concurrentie tussen fytoplankton en waterplanten om het beschikbare licht in het voordeel van waterplanten te beïnvloeden, en daarmee top-down controle van fytoplankton (zie punt d) te induceren.

c) Systeemkenmerken (diepte, oppervlakte, bodemtype) van een meer zijn mede bepalend voor de relatie tussen chlorofyl en nutriënten, en verklaren een deel van de variatie van de meetpunten in figuur 2. Dit heeft wat betreft diepte met name te maken met de mengdiepte van het epilimnion en de tijd die algen doorbrengen in de eufotische zone. In de ondiepe meertypen speelt dit nauwelijks een rol. In deze info blads worden de effecten van systeemkenmerken grotendeels verdisconteerd door relaties tussen nutriënten en chlorofyl af te leiden per meertype, immers in de KRW typologie (Elbersen et al., 2003) zijn de M-watertypen (meren) onderscheiden op basis van oppervlakte, diepte en bodemtype.

d) Naast nutriëntenbeschikbaarheid, lichtlimitatie en systeemkenmerken wordt de chlorofyl-a concentratie mede bepaald door top-down controle door overige biologische groepen naast het fytoplankton. Door graas, allelopathische effecten (uitscheiden door waterplanten van voor algen giftige stoffen) et cetera, kunnen de chlorofyl concentraties aanzienlijk lager zijn dan de maximale waarde die op basis van de concentraties van nutriënten mogelijk is. Het is daarom noodzakelijk deze top-down effecten mee te nemen als stuurvariabelen bij de afleiding van rekenregels voor chlorofyl.

e) Voorts heeft ook de soortensamenstelling van het fytoplankton invloed op de abundantie. Zo is gebleken dat in meren met dominantie van draadvormige blauwalgen aanzienlijk hogere chlorofyl : P en chlorofyl : N ratio's bereikt worden dan in meren met een gevarieerde fytoplankton samenstelling. Deze verhoogde ratio's treden met name op in meren met een veenbodem (Portielje en Van der Molen, 1998), ofwel in de meertypen M25 en M27. Via deze weg is er een interactie met de deelmaatlat negatieve indicatoren, waarin voornamelijk blauwalgen zijn opgenomen. Daarnaast bezitten algen het vermogen om

bij afnemende nutriëntenbeschikbaarheid efficiënter met nutriënten om te kunnen gaan om toch dezelfde biomassa te kunnen produceren.

2. Soortensamenstelling

2a Positieve indicatoren (sieralgen)

Van het voorkomen van sieralgen (Desmidiaceeën) in gebufferde harde wateren is, in tegenstelling tot de ongebufferde wateren (vennen) relatief weinig bekend. In 2004 is een veldstudie verricht naar het voorkomen van sieralgen in relatie tot milieuvariabelen (Bijkerk et al., 2004).

Een negatieve correlatie is gevonden van het aantal soorten met het EGV (elektrisch geleidend vermogen) en de concentraties van calcium, chloride en totaal-P. Voorts is er ook een negatieve correlatie gevonden tussen het aantal kieskeurige soorten en totaal-P. Voor de zeer kieskeurige soorten (overeenkomend met het ZGET) zijn geen significante verbanden gevonden.

Bij zomergemiddelde totaal-P concentraties kleiner dan 0.20 mg P/l wordt in 75% van de gevallen voldaan aan de goede ecologische toestand (aanwezigheid van tenminste één kieskeurige soort). Daarnaast is de maatlatscore positief gerelateerd aan de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten.

Globaal kan dus gezegd worden dat totaal-P een belangrijke stuurvariabele is, maar dat de concentratie waarbij deze het halen van het GET belemmert hoog is ten opzichte van de concentraties nodig voor een goede score op de deelmaatlat abundantie (chlorofyl). Daarnaast is sturen op helderheid en aanwezigheid van ondergedoken waterplanten raadzaam.

De negatieve correlatie met EGV, calcium en chloride kan verdisconteert worden in het MEP/GEP indien sprake is van een onomkeerbare ingreep in de vorm van de inlaat van gebiedsvreemd hard of brak water (hoge concentraties calcium of chloride). Anderzijds geldt uiteraard ook dat het beperken van inlaat van hard of chloride rijk water een maatregel is om de score op het onderdeel positieve soorten te verbeteren.

2b Negatieve indicatoren

p.m. uitwerking van de negatieve indicatoren zal plaatsvinden in de tweede helft van 2005

Rekenregels voor fytoplankton in meren

1. abundantie fytoplankton: Rekenregels voor ratio's chlorofyl : P en chlorofyl : N

Er zijn rekenregels ontwikkeld voor de relatie tussen nutriënten en chlorofyl. Hoewel overmatige nutriëntenbelasting geen directe mogelijkheden biedt om het MEP/GEP aan te passen, kunnen deze relaties wel van belang zijn indien hydromorfologische ingrepen een verminderde vastlegging van nutriënten door hogere waterplanten tot gevolg hebben.

Uit de landelijke dataset van meren en plassen zijn per meertype 75- en 90- percentielen voor de chlorofyl : P en chlorofyl : N ratio's bepaald. Deze kunnen worden ingevuld in algemene rekenregels voor de te verwachten (75 % en 90 % maximale) zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie in relatie tot de totaal-P en totaal-N concentratie.

De n % maximale chlorofyl-a concentratie (met een overschrijdingskans van $(100 - n)\%$) wordt berekend als het minimum van de producten van de actuele N- of P-concentratie en het n^{de} percentiel van de chlorofyl : P of chlorofyl : N ratio. Voor berekening van de chlorofyl : N ratio wordt de totaal-N

concentratie gecorrigeerd voor een inerte stikstof fractie van 0,67 mg N/l. De rekenregels hebben de volgende algemene vorm:

$$[\text{chlorofyl-a}]_{n\%} = \text{Minimum van } [\text{totaal-P}] * (\text{chl/P})_{n\%} \text{ enerzijds en } [\text{totaal-N}-0,67] * (\text{chl/N})_{n\%} \text{ anderzijds}$$

Hierbij wordt dus vooralsnog aangenomen dat interactie tussen N en P geen rol van betekenis speelt (slechts één van beide nutriënten is beperkend). Deze rekenregels zijn per meertype specifiek ingevuld. Tabel 5 geeft de 75- en 90-percentielen voor de chlorofyl : P en chlorofyl : N ratio voor verschillende meertypen.

Tabel 5. 75% en 90 % maximale zomergemiddelde chlorofyl : P en chlorofyl : N ratio's per meertype. In ondiepe meren is onderscheid gemaakt tussen heldere systemen (met top-down controle van fytoplankton, en troebele systemen (zonder top-down controle).

meertype	doorzicht	chlorofyl : P		chlorofyl :N*	
		75%	90%	75%	90%
M11	<0.6m	600	857	55.8	79.8
	>0.6m	198	299	28.1	36.3
M14	<0.6m	563	719	46.6	59.6
	>0.6m	240	392	22.2	35.8
M16	n.v.t	278	385	39.8	54.0
M20	n.v.t	283	421	25.2	45.4
M25	<0.6m	621	948	61.9	74.3
	>0.6m	268	444	37.5	49.9
M27	<0.6m	866	1182	60.4	73.8
	>0.6m	347	544	34.1	50.9
M30&M31	n.v.t	375	530	46.0	54.9

* De chlorofyl : N ratio is gecorrigeerd voor een inerte fractie van totaal-N van 0,67 mg N/l (Portielje & Van der Molen, 1998), i.e. de totaal-N concentratie die overeenkomt met 0 µg/l chlorofyl-a.

2. Soortensamenstelling

2a. Positieve soorten (sieralgen)

Voor positieve soorten (sieralgen) zijn geen gedetailleerde rekenregels ontwikkeld. Als vuistregel geldt dat een totaal-P concentratie < 0,2 mg P/l en de aanwezigheid van ondergedoken vegetatie een goede kans (ca. 75%) biedt op het voorkomen van tenminste één kieskeurige soort. Het onderdeel sieralgen van de deelmaatlat soortensamenstelling is dus niet erg gevoelig, en legt ten opzichte van abundantie minder strenge eisen op.

2b. Negatieve soorten

p.m. (uitwerking tweede helft 2005)

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen

Hydromorfologische ingrepen hebben een indirect effect op de abundantie van fytoplankton. Het effect van een onnatuurlijk peilbeheer en de aanwezigheid van harde oeverstructuren is dat oevervegetatie zich onvoldoende kan ontwikkelen (zie info blad 3.1 'Macrofyten in meren'). Dit leidt tot een verminderde vastlegging van nutriënten door oevervegetatie en hierdoor een hogere potentiële biomassa van fytoplankton.

Een hoge achtergrondstroebelings versterkt de concurrentiepositie van algensoorten die beter groeien bij lage lichtintensiteiten (veelal negatieve soorten zoals Planktothrix, nadere uitwerking tweede helft 2005). Dit is van belang indien meren ten gevolge van ingrepen een hoge achtergrondstroebelings door voornamelijk (geresuspendeerde) anorganische zwevende stof hebben.

Mitigerende maatregelen

De mitigerende maatregelen om negatieve effecten van ingrepen te verzachten, komen overeen met die beschreven voor oevervegetatie en ondergedoken waterplanten (info blad 3.1 Macrofyten in meren). Deze zijn:

aanpassen van het peilbeheer richting een natuurlijker peilverloop (waarbij een afweging dient plaats te vinden met de overige gebruiksfuncties van het watersysteem).
verwijderen harde oeverstructuren en het creëren van een meer geleidelijke land-water overgang.

Een hoge achtergrondstroebelings in meren kan verminderd worden door de strijklengte te verminderen (aanleg strekdammen, vooroeververdediging etc). Dit heeft echter wel gevolgen voor overige gebruiksfuncties van het watersysteem.

Gevolgen voor MEP/GEP

De gevolgen voor het MEP/GEP kunnen worden bepaald via kwantificering van de gevolgen van onnatuurlijk peilbeheer op nutriëntenretentie van het systeem. Het verlies aan areaal oevervegetatie wordt berekend op basis van het potentieel areaal bij het huidige peilbeheer en de eventuele aanwezigheid van harde oeverstructuren, het potentieel areaal bij een natuurlijk peilbeheer en afwezigheid van harde oeverstructuren, en de capaciteit van oevervegetatie om nutriënten vast te leggen. Hierbij dient er dan wel rekening mee te worden gehouden dat het deel beneden het hoge zomerpeil waar oevervegetatie zich nu niet kan ontwikkelen, nog wel ondergedoken waterplanten mogelijk zijn, en met de vastlegging van nutriënten door deze ondergedoken vegetatie. Deze laatste is op oppervlaktebasis in het algemeen lager is dan die van oevervegetatie (vuistregel: oevervegetatie van riet slaat ongeveer 1,5 g P/m² op in het groeiseizoen, ondergedoken vegetatie ongeveer 0,3 g P/m²).

Referenties

Bijkerk, R. H. van Dam, C.A. Bultstra en J. Meesters (2004). Stuurbaarheid van sialgen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sialgengemeenschappen als doelvariabelen van de KRW. Koeman en Bijkerk BV. rapport nr 2004-113 / AquaSense rapport 04.2416.

Portielje, R. (2005) Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW – abundantie fytoplankton in meren. RIZA Werkdocument 2005.081x.

Portielje, R. & D.T. van der Molen (1999). Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. *Hydrobiologia*. 408/409, 375-387.

4.2 Info blad Fytoplankton – Estuarium met matig getijverschil (O2)

Auteur: A. Oost (RIKZ); nagezien door TP&HB

Watertype(n): Estuarium met matig getijverschil (O2)
(Eems-Dollard en Westerschelde)

Doelvariabele: Fytoplankton

De doelvariabele ‘fytoplankton’ wordt beoordeeld op basis van twee maatlatten. Dit zijn de gemiddelde zomerwaarden (april t/m september) van de Chlorofyl-*a* concentratie in µg/l en het maximum aantal cellen per liter van *Phaeocystis*. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004), zijn in tabel 1 weergegeven. Na normalisering van deze waarden ontstaat de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), een getal tussen 0 en 1. Dit is voor beide deelmaatlatten weergegeven in tabel 2.

Het eindoordeel is de kleinste waarde van:

het gemiddelde van de twee beoordelingen en

de beoordeling op grond van chlorofyl-*a*

Met andere woorden, *Phaeocystis* kan het eindoordeel alleen verlagen en niet verhogen.

Tabel 1: Maatlat fytoplankton voor het type O2

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	> 48	> 24 en ≤ 48	> 12 en ≤ 24	> 8 en ≤ 12	≤ 8
Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	> 60	< 30 en ≤ 60	> 10 en ≤ 30	> 1 en ≤ 10	≤ 1

Tabel 2: Klassengrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type O2 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van *Phaeocystis*.

	Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	EKR	Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	EKR
Klassenmidden Zeer goed	6	1,0	0,5	1,0
Klassengrens Goed-Zeer goed	8	0,8	1	0,8
Klassengrens Matig-Goed	12	0,6	10	0,6
Klassengrens Ontoereikend-Matig	24	0,4	30	0,4
Klassengrens Slecht-Ontoereikend	48	0,2	60	0,2

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn:

Eutrofiëring (vermesting: verrijking met meststoffen)waterpeil(fluctuaties), leidend tot veranderingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton en tot hogere biomassa's/dichtheden van het fytoplankton. Het laatste kan tot zuurstofuitputting leiden.

Vertroebeling als gevolg van werkzaamheden zoals baggeren en storten, oppervlaktedelfstofwinning, aanleg werken e.d., of natuurlijke factoren (meteorologische condities zoals stormen e.d.). Vertroebeling remt de groei van fytoplankton.

Daarnaast is verblijftijd mogelijk een variabele die bepalend is voor de fytoplanktonontwikkeling.

Rekenregels

(Naar: Lorenz e.a., 2003): De concentratie van fytoplankton aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplankton-samenstelling, aantallen of biomassa kunnen in de zoute wateren veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat, maar ook een verandering in de ratio van N en P kan een rol spelen. Een

andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam. Eenvoudige rekenregels voor de berekening van de concentratie fytoplankton kunnen niet toegepast worden in de zoute wateren. Daarvoor zijn hydrodynamische ecologische modellen nodig, zoals b.v. het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), waarin oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd zijn volgens deels niet-lineaire relaties. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m^3 en als chlorofyl-*a*. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

Door de niet-lineaire relaties is het alleen met behulp van simulatiemodellen mogelijk om aan te geven wat het uiteindelijke effect zal zijn van maatregelen voor een specifiek waterlichaam. Op basis daarvan kunnen ook de reductie in nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, berekend worden.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen: vertroebeling

De vertroebeling die veroorzaakt wordt door de meeste menselijke ingrepen is meestal lokaal en tijdelijk en verwaarloosbaar ten opzichte van de van nature hoge troebelheid in de Nederlandse overgangswateren. Een mogelijke uitzondering zijn daarbij grotere structurele ingrepen. Voor de estuaria (overgangswateren) valt met name te denken aan maatregelen die het getij (bijv. hoogte en snelheid) beïnvloeden (met name via verdieping) of het afvoerregime van het zoete water (waterafvoerbeheer). Dit zal namelijk invloed hebben op de estuariene circulatie (circulatie ten gevolge van de saliniteits- en temperatuurverschillen van de zoete en zoute watermassa's die elkaar ontmoeten in het estuarium) die daardoor van karakter, intensiteit of positie kan veranderen. Indien dat gebeurt kan ook het zogeheten troebelheidsmaximum (nutriënten en doorzicht) veranderen van 3D-vorm en positie. Daarbij kan ook de vervorming (via indijking) van het estuarium een rol spelen. Daarnaast zou nog gedacht kunnen worden aan het aanpassen van de baggerstrategie.

Mitigerende maatregelen: aanpassen zoetwaterlozingsbeheer

Uitgaande van de onmogelijkheid om een verdieping ongedaan te maken, blijft alleen het aanpassen van het zoetwaterlozingsbeheer (verdeling kwantiteit in tijd en ruimte) over als mogelijke mitigerende maatregel. Het effect van een maatregel zal via een model als GEM berekend moeten worden. E.e.a. is nog terra incognita en verdient nader onderzoek.

Hydromorfologische ingrepen: verblijftijd

Door structurele grootschalige ingrepen kan ook de verblijftijd van water in een estuarium/overgangswater veranderen. Dit zal met name gebeuren als de estuariene circulatie van karakter, intensiteit of positie verandert (zie verder vertroebeling).

Mitigerende maatregelen: aanpassen verblijftijd

Veelal mag verwacht worden dat een kortere verblijftijd van het water leiden tot een betere toestand. Dit zou in theorie vooral bereikt kunnen worden via het aanpassen van het zoetwaterlozingsbeheer (verdeling kwantiteit in tijd en ruimte) of het wegruimen van barrières waardoor de verblijftijd afneemt. Het effect van een maatregel zal via een hydrologisch-ecologisch model als GEM berekend moeten worden. E.e.a. is nog terra incognita en verdient nader onderzoek.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen zullen gemiddeld over een waterlichaam over het algemeen geen noemenswaardige invloed hebben op het al dan niet halen van de fytoplanktondoelstellingen waardoor de MEP/GEP doelstellingen gelijk kunnen zijn aan die van ZGET en GET. Mochten de doelen niet gehaald worden dan zou nog nagedacht kunnen worden over het aanpassen van de zoetwaterafvoer.

Referenties

C.M. Lorenz, H. Duijts & J.G. Hartholt, 2003: Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, april 2003
Rapport: RIKZ/2003.024.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-44.

concept

4.3 Info blad Fytoplankton – Grote brakke tot zoute wateren (M32)

Auteur: A. Oost (RIKZ); nagezien door TP&HB

Watertype(n): Grote brakke tot zoute wateren (M32)

Doelvariabele: Fytoplankton

De doelvariabele ‘fytoplankton’ wordt beoordeeld op basis van twee maatlaten. Dit zijn gemiddelde zomerwaarden (april t/m september) van de Chlorofyl-*a* concentratie in µg/l en het maximum aantal cellen per liter van *Phaeocystis*. De laatste maatlat is alleen relevant bij saliniteiten >23, omdat *Phaeocystis* zich beneden die saliniteit niet kan handhaven. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004), zijn in tabel 1 weergegeven. Na normalisering van deze waarden ontstaat de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), een getal tussen 0 en 1. Dit is voor beide deelmaatlaten weergegeven in tabel 2. Het eindoordeel is de kleinste waarde van:

het gemiddelde van de twee beoordelingen en

de beoordeling op grond van chlorofyl-*a*

Met andere woorden, *Phaeocystis* kan het eindoordeel alleen verlagen en niet verhogen.

Tabel 1: Maatlat fytoplankton voor het type M32

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Chlorofyl-<i>a</i> (µg/l)	> 54	> 27 en ≤ 54	> 14 en ≤ 27	> 9 en ≤ 14	≤ 9
Phaeocystis (10⁶ cellen/l) Alleen voor saliniteit >23	> 60	< 30 en ≤ 60	> 10 en ≤ 30	> 1 en ≤ 10	≤ 1

Tabel 2: Klassengrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type K3 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van *Phaeocystis*.

	Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	EKR	Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	EKR
Klassenmidden Zeer goed	6,7	1,0	0,5	1,0
Klassengrens Goed-Zeer goed	9	0,8	1	0,8
Klassengrens Matig-Goed	14	0,6	10	0,6
Klassengrens Ontoereikend-Matig	27	0,4	30	0,4
Klassengrens Slecht-Ontoereikend	54	0,2	60	0,2

Stuurvariabelen

Grote brakke of zoute meren, zoals het Grevelingenmeer kenmerken zich momenteel door een onnatuurlijke waterhuishouding. Het zijn van oorsprong estuaria die veranderd zijn in stagnante meren met een beperkte wateruitwisseling, en vaak een relatief hoge belasting met nutriëntenrijk brak of zoet water dat via gemalen uit de omliggende polders wordt uigeslagen. Omdat het hier om grote brakke of zoute meren gaat, is de rol van N als limiterend nutriënt belangrijker is dan P, waardoor de relaties tussen P en chlorofyl-*a* die voor zoete meren zijn gevonden, niet geldig zijn. Door het ontbreken van getijdynamiek verschillen de omstandigheden ook wezenlijk van die van de zoute getijdewateren. De nutriëntenbelasting (via de aanvoer van polderwater), de verblijftijd van het water in de meren en de verversing met zout of zoet water bepalen uiteindelijk de toestand van de zoute en brakke meren. De belangrijkste stuurvariabelen voor het fytoplankton zijn derhalve het zoutgehalte en de verblijftijd, welke gestuurd kunnen worden via de toevoer van zoet water en/of zout water.

Rekenregels

(Naar: Lorenz e.a., 2003): De concentratie van fytoplankton (aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplankton-samenstelling, aantallen of biomassa kunnen in de zoute wateren veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat, maar ook een verandering in de ratio van N en P kan een rol spelen. Een andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam. Eenvoudige rekenregels voor de berekening van de concentratie fytoplankton kunnen niet toegepast worden in de grote brakke tot zoute meren. Hiervoor zijn hydrodynamische ecologische modellen nodig, zoals b.v. het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), waarin oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd zijn volgens deels niet-lineaire relaties. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m³ en als chlorofyl-*a*. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

Door de niet-lineaire relaties is het alleen met behulp van simulatiemodellen mogelijk om aan te geven wat het uiteindelijke effect zal zijn van maatregelen voor een specifiek waterlichaam. Op basis daarvan kunnen ook de reductie in nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, berekend worden.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen: zoet/zoutwaterhuishouding

Gezien het allesoverheersende effect van de nutriëntenbelasting en het zoutgehalte lijkt het voor de hand te liggen dat veranderingen daarvan in de grote brakke tot zoute meren dominante ingrepen zijn die leiden tot verstoring van de gewenste situatie, indien er sprake is van verhoging van de nutriëntenbelasting of sterke wisseling in het zoutgehalte.

Mitigerende maatregelen: aanpassen zoet/zoutwaterhuishouding

Het aanpassen van het zoetwaterlozingsbeheer en zoutwaterinvoerbeheer (verdeling kwantiteit in tijd en ruimte) is een mogelijke mitigerende maatregel. Het effect van een maatregel kan proefondervindelijk of via expertjudgement geoptimaliseerd worden. NB Voor het Veerse Meer wordt het effect van een verlaging van de polderwaterbelasting onderzocht. Daarnaast zijn de afgelopen jaren in Grevelingen (sluisbeheer Brouwersdam) en Veerse Meer (doorlaatmiddel Zandkreekdijk) al maatregelen genomen om de verversing met zout water te vergroten.

Hydromorfologische ingrepen: verblijftijd

Door structurele grootschalige ingrepen kan de verblijftijd van water veranderen. Dit zal met name gebeuren als de uitwisseling met andere watersystemen van karakter, intensiteit of positie verandert (zie verder zoet/zoutwaterhuishouding).

Mitigerende maatregelen: aanpassen verblijftijd

Veelal zal een kortere verblijftijd van het water leiden tot een betere toestand. Dit kan vooral bereikt worden via het aanpassen van het zoetwaterlozingsbeheer en de zoutwaterinvoer (verdeling kwantiteit in tijd en ruimte) of het wegruimen van barrières waardoor de verblijftijd afneemt. Het effect van een maatregel zal via expertjudgement of modelmatig berekend moeten worden.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen: Waar de zoetwaterlozing, de zoutwaterinvoer of de doorstroming niet of slechts gedeeltelijk aangepast kan worden in verband met de functies van het watersysteem, zullen de doelstellingen moeilijker gehaald worden. Hierdoor kunnen de maximale scores voor de hieraan gerelateerde maatlatindicatoren aangepast worden.

Mitigerende maatregelen: De effecten van het aanpassen van het zoetwaterlozingsbeheer en het wegruimen van hindernissen (verkorting verblijftijd) zijn niet op voorhand aan te geven, door de complexe verbanden die het wel en wee van het fytoplankton bepalen. Expertjudgement en modellering

zal daarbij de weg moeten wijzen naar zo optimaal mogelijke mitigatie in ruimte en tijd. Wel kan iets gezegd worden over de soortensamenstelling in relatie tot saliniteit (zie boven)

Literatuur

M. Berg, van den, H. Baretta-Bekker, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, A.M.T. Joosten, J. van der Molen & K. Wolfstein, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. www.stowa.nl.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-42.

concept

4.4a Info blad Fytoplankton – Polyhalien kustwater (K1)

Auteur: A. Oost (RIKZ); nagezien TP&HB

Watertype(n): Polyhalien kustwater (K1)

Doelvariabele: Fytoplankton

De doelvariabele 'fytoplankton' wordt beoordeeld op basis van twee maatlatten. Dit zijn gemiddelde zomerwaarden (april t/m september) van de Chlorofyl-*a* concentratie in $\mu\text{g/l}$ en het maximum aantal cellen per liter van *Phaeocystis*. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004), zijn in tabel 1 weergegeven. Na normalisering van deze waarden ontstaat de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), een getal tussen 0 en 1. Dit is voor beide deelmaatlatten weergegeven in tabel 2.

Het eindoordeel is de kleinste waarde van:

het gemiddelde van de twee beoordelingen en

de beoordeling op grond van chlorofyl-*a*

Met andere woorden, *Phaeocystis* kan het eindoordeel alleen verlagen en niet verhogen.

Tabel 1: Maatlat fytoplankton voor het type K1

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Chlorofyl- <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)	> 56	> 28 en ≤ 56	> 14 en ≤ 28	> 9,3 en ≤ 14	$\leq 9,3$
Phaeocystis (10^6 cellen/l)	> 60	< 30 en ≤ 60	> 10 en ≤ 30	> 1 en ≤ 10	≤ 1

Tabel 2: Klassengrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type K1 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van *Phaeocystis*.

	Chlorofyl- <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)	EKR	Phaeocystis (10^6 cellen/l)	EKR
Klassenmidden Zeer goed	7	1,0	0,5	1,0
Klassengrens Goed-Zeer goed	9,3	0,8	1	0,8
Klassengrens Matig-Goed	14	0,6	10	0,6
Klassengrens Ontoereikend-Matig	28	0,4	30	0,4
Klassengrens Slecht-Ontoereikend	56	0,2	60	0,2

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn:

Eutrofiëring (vermesting: verrijking met meststoffen) stimuleert de groei van fytoplankton dat het hele ecosysteem kan beïnvloeden. Het kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton en tot hogere biomassa's/dichtheden van het fytoplankton. Het laatste kan in extreme gevallen tot zuurstofloosheid leiden.

Vertroebeling als gevolg van werkzaamheden zoals baggeren en storten, oppervlaktedelfstofwinning, aanleg werken e.d., of natuurlijke factoren (meteorologische condities zoals stormen e.d.). Vertroebeling remt de groei van fytoplankton.

Rekenregels

(Naar: Lorenz e.a., 2003): De concentratie van fytoplankton aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplankton-samenstelling, aantallen of biomassa kunnen in de zoute wateren veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat, maar ook een verandering in de ratio van N en P kan een rol spelen. Een andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam.

Eenvoudige rekenregels voor de berekening van de concentratie fytoplankton kunnen niet toegepast worden in de zoute wateren. Daarvoor zijn hydrodynamische ecologische modellen nodig, zoals b.v. het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), waarin oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd zijn volgens deels niet-lineaire relaties. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m³ en als chlorofyl-*a*. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

Door de niet-lineaire relaties is het alleen met behulp van simulatiemodellen mogelijk om aan te geven wat het uiteindelijke effect zal zijn van maatregelen voor een specifiek waterlichaam. Op basis daarvan kunnen ook de reductie in nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, berekend worden.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen, die vertroebeling tot gevolg hebben

De vertroebeling die veroorzaakt wordt door de menselijke ingrepen is meestal lokaal en tijdelijk en verwaarloosbaar ten opzichte van de van nature hoge troebelheid in de Nederlandse kustwateren. Een mogelijke uitzondering zijn daarbij grotere structurele ingrepen. Voor de polyhaliene kustwateren valt met name te denken aan ingrepen in de vorm van in zee uitstekende landpunten die leiden tot het zeewaarts (naar buiten) brengen van de “kustrivier”, waarin zich veel slib concentreert als gevolg van de verticale spiraalvormige wervel die ontstaat door saliniteitsverschillen. E.e.a. zal naar verwachting leiden tot lagere slib- en nutriëntenconcentraties vlak langs de kust. Het netto effect zal van geval tot geval verschillen, maar over het algemeen mag verwacht worden dat dit tot een verbetering leidt van de fytoplanktoncondities.

Hydromorfologische ingrepen, die een langere verblijftijd tot gevolg hebben

Door structurele grootschalige ingrepen kan lokaal ook de verblijftijd van water langs de kust veranderen. Dit zal met name gebeuren bij zeewaarts stekende kapen waarachter een (grote) neer (wervel) ontstaat.

Mitigerende maatregelen: aanpassen van de verblijftijd

Hierbij moet wervelvorming voorkomen worden, maar dit vergt vrij grootschalige ingrepen. Het effect van een maatregel zal via een model als GEM berekend moeten worden.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen zullen gemiddeld over een waterlichaam over het algemeen geen noemenswaardige invloed hebben op het al dan niet halen van de fytoplanktondoelstellingen waardoor de MEP/GEP doelstellingen gelijk kunnen zijn aan die van ZGET en GET.

Referenties

Berg, M. van den, H. Baretta-Bekker, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, A.M.T. Joosten, J. van der Molen & K. Wolfstein, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. www.stowa.nl.

C.M. Lorenz, H. Duijts & J.G. Hartholt, 2003: Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, april 2003 Rapport: RIKZ/2003.024.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-44.

4.4 b Info blad Fytoplankton – Beschut polyhalien kustwater (K2)

Auteur: A. Oost (RIKZ); nagezien door TP&HB

Watertype(n): Beschut polyhalien kustwater (K2)

Hier vallen onder: Waddenzee en Oosterschelde

Doelvariabele: Fytoplankton

De doelvariabele 'fytoplankton' wordt beoordeeld op basis van twee maatlatten. Dit zijn de gemiddelde zomerwaarden (april t/m september) van de Chlorofyl-*a* concentratie in µg/l en het maximum aantal cellen per liter van *Phaeocystis*. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004), zijn in tabel 1 weergegeven. Na normalisering van deze waarden ontstaat de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), een getal tussen 0 en 1. Dit is voor beide deelmaatlatten weergegeven in tabel 2.

Het eindoordeel is de kleinste waarde van:

het gemiddelde van de twee beoordelingen en

de beoordeling op grond van chlorofyl-*a*

Met andere woorden, *Phaeocystis* kan het eindoordeel alleen verlagen en niet verhogen.

Tabel 1: Maatlat fytoplankton voor het type K2

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	> 72	> 36 en ≤ 72	> 18 en ≤ 36	> 9 en ≤ 18	≤ 9
Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	> 60	< 30 en ≤ 60	> 10 en ≤ 30	> 1 en ≤ 10	≤ 1

Tabel 2: Klassengrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type K2 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van *Phaeocystis*.

	Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	EKR	Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	EKR
Klassenmidden Zeer goed	9	1,0	0,5	1,0
Klassengrens Goed-Zeer goed	12	0,8	1	0,8
Klassengrens Matig-Goed	18	0,6	10	0,6
Klassengrens Ontoereikend-Matig	36	0,4	30	0,4
Klassengrens Slecht-Ontoereikend	72	0,2	60	0,2

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn:

Eutrofiëring (vermesting: verrijking met meststoffen) stimuleert de groei van fytoplankton dat het hele ecosysteem kan beïnvloeden. Het kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton en tot hogere biomassa's/dichtheden van het fytoplankton. Het laatste kan in extreme gevallen tot zuurstofloosheid leiden.

Vertroebeling als gevolg van werkzaamheden zoals baggeren en storten, oppervlaktedelfstofwinning, aanleg werken e.d., of natuurlijke factoren (meteorologische condities zoals stormen e.d.). Vertroebeling remt de groei van fytoplankton.

Rekenregels

(Naar: Lorenz e.a., 2003): De concentratie van fytoplankton aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplankton-samenstelling, aantallen of biomassa kunnen in de zoute wateren veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat, maar ook een verandering in de ratio van N en P kan een rol spelen. Een andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam.

Eenvoudige rekenregels voor de berekening van de concentratie fytoplankton kunnen niet toegepast worden in de zoute wateren. Daarvoor zijn hydrodynamische ecologische modellen nodig, zoals b.v. het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), waarin oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd zijn volgens deels niet-lineaire relaties. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m³ en als chlorofyl-*a*. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

Door de niet-lineaire relaties is het alleen met behulp van simulatiemodellen mogelijk om aan te geven wat het uiteindelijke effect zal zijn van maatregelen voor een specifiek waterlichaam. Op basis daarvan kunnen ook de reductie in nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, berekend worden.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen, die vertroebeling tot gevolg hebben

De vertroebeling die veroorzaakt wordt door de menselijke ingrepen is meestal lokaal en tijdelijk en verwaarloosbaar ten opzichte van de van nature hoge troebelheid in de Nederlandse kustwateren. Een mogelijke uitzondering zijn daarbij grotere structurele ingrepen. Voor de beschut polyhaliene kustwateren (i.c. de Waddenzee) valt met name te denken aan ingrepen in de vorm van in zee uitstekende landpunten die leiden tot het zeewaarts (naar buiten) brengen van de “kustrivier”, waarin zich veel slib concentreert als gevolg van de verticale spiraalvormige wervel die ontstaat door saliniteitsverschillen. E.e.a. zal naar verwachting leiden tot lagere slib- en nutriëntenconcentraties vlak langs de kust. Het netto effect zal van geval tot geval verschillen, maar over het algemeen mag verwacht worden dat dit tot een verbetering leidt van de fytoplankton-groeicondities.

Hydromorfologische ingrepen, die een langere verblijftijd tot gevolg hebben

Door structurele grootschalige ingrepen kan lokaal ook de verblijftijd van water langs de kust veranderen. Dit zal met name gebeuren bij zeewaarts stekende kapen waarachter een (grote) neer (wervel) ontstaat. Mitigerende maatregelen: aanpassen van de verblijftijd

Hierbij moet wervelvorming voorkomen worden, maar dit vergt vrij grootschalige ingrepen. Het effect van een maatregel zal via een hydrodynamisch-ecologisch model als GEM berekend moeten worden.

Hydromorfologische ingrepen, die van invloed zijn op de eutrofiëring

De Waddenzee en Oosterschelde worden deels beïnvloed door de afvoer van zoet water, in het geval van de Oosterschelde vanuit het Volkerak en omliggende polders, in het geval van de Waddenzee via het IJsselmeer en de Friese boezemwateren. Veranderingen in de aanvoer van zoet water zijn van invloed op de belasting met nutriënten en kunnen daarmee de eutrofiëeringsgraad van deze wateren beïnvloeden.

Mitigerende maatregelen

Aanpassing van de zoetwaterlozingen (in ruimte en/of tijd) is een mogelijke mitigerende maatregel.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen zullen gemiddeld over een waterlichaam over het algemeen geen noemenswaardige invloed hebben op het al dan niet halen van de fytoplanktondoelstellingen waardoor de MEP/GEP doelstellingen gelijk kunnen zijn aan die van ZGET en GET.

Referenties

Berg, M. van den, H. Baretta-Bekker, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, A.M.T. Joosten, J. van der Molen & K. Wolfstein, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. www.stowa.nl.

C.M. Lorenz, H. Duijts & J.G. Hartholt, 2003: Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, april 2003
Rapport: RIKZ/2003.024.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-44.

concept

4.4c Info blad Fytoplankton – Euhalien kustwater (K3)

Auteur: A. Oost (RIKZ); nagezien door HB&TP

Watertype(n): Euhalien kustwater (K3) (Zeeuwse kust, Hollandse kust en Wadden kust)

Doelvariabele: Fytoplankton

De doelvariabele 'fytoplankton' wordt beoordeeld op basis van twee maatlatten. Dit zijn gemiddelde zomerwaarden (april t/m september) van de Chlorofyl-*a* concentratie in µg/l en het maximum aantal cellen per liter van *Phaeocystis*. De klassengrenzen van de concept-maatlat natuurlijke wateren (Van der Molen et al., 2004), zijn in tabel 1 weergegeven. Na normalisering van deze waarden ontstaat de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR), een getal tussen 0 en 1. Dit is voor beide deelmaatlatten weergegeven in tabel 2.

Het eindoordeel is de kleinste waarde van:

het gemiddelde van de twee beoordelingen en

de beoordeling op grond van chlorofyl-*a*

Met andere woorden, *Phaeocystis* kan het eindoordeel alleen verlagen en niet verhogen.

Tabel 1: Maatlat fytoplankton voor het type K3

	Slecht	Ontoereikend	Matig	GET	ZGET (max)
Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	> 56	> 28 en ≤ 56	> 14 en ≤ 28	> 9,3 en ≤ 14	≤ 9,3
Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	> 60	< 30 en ≤ 60	> 10 en ≤ 30	> 1 en ≤ 10	≤ 1

Tabel 2: Klassengrenzen en normalisatie ten behoeve van de EKR voor het type K3 van de abundantie van fytoplankton en het voorkomen van *Phaeocystis*.

	Chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	EKR	Phaeocystis (10 ⁶ cellen/l)	EKR
Klassenmidden Zeer goed	7	1,0	0,5	1,0
Klassengrens Goed-Zeer goed	9,3	0,8	1	0,8
Klassengrens Matig-Goed	14	0,6	10	0,6
Klassengrens Ontoereikend-Matig	28	0,4	30	0,4
Klassengrens Slecht-Ontoereikend	56	0,2	60	0,2

Stuurvariabelen

De belangrijkste stuurvariabelen zijn:

Eutrofiëring (vermesting: verrijking met meststoffen) stimuleert de groei van fytoplankton dat het hele ecosysteem kan beïnvloeden. Het kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton en tot hogere biomassa's/dichtheden van het fytoplankton. Het laatste kan in extreme gevallen tot zuurstofloosheid leiden.

Vertroebeling als gevolg van werkzaamheden zoals baggeren en storten, oppervlakedelfstofwinning, aanleg werken e.d., of natuurlijke factoren (meteorologische condities zoals stormen e.d.). Vertroebeling remt de groei van fytoplankton.

Rekenregels

(Naar: Lorenz e.a., 2003): De concentratie van fytoplankton aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplankton-samenstelling, aantallen of biomassa kunnen in de zoute wateren veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat, maar ook een verandering in de ratio van N en P kan een rol spelen. Een andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam.

Eenvoudige rekenregels voor de berekening van de concentratie fytoplankton kunnen niet toegepast worden in de zoute wateren. Daarvoor zijn hydrodynamische ecologische modellen nodig, zoals b.v. het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), waarin oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd zijn volgens deels niet-lineaire relaties. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m^3 en als chlorofyl-*a*. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

Door de niet-lineaire relaties is het alleen met behulp van simulatiemodellen mogelijk om aan te geven wat het uiteindelijke effect zal zijn van maatregelen voor een specifiek waterlichaam. Op basis daarvan kunnen ook de reductie in nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, berekend worden.

Hydromorfologische ingrepen en mitigerende maatregelen

Hydromorfologische ingrepen, die vertroebeling tot gevolg hebben

De vertroebeling die veroorzaakt wordt door de menselijke ingrepen is meestal lokaal en tijdelijk en verwaarloosbaar ten opzichte van de van nature hoge troebelheid in de Nederlandse kustwateren. Een mogelijke uitzondering zijn daarbij grotere structurele ingrepen. Voor de euhaliene kustwateren valt met name te denken aan ingrepen in de vorm van in zee uitstekende landpunten die leiden tot het zeewaarts (naar buiten) brengen van de “kustrivier”, waarin zich veel slib concentreert als gevolg van de verticale spiraalvormige wervel die ontstaat door saliniteitsverschillen. E.e.a. zal naar verwachting leiden tot lagere slib- en nutriëntenconcentraties vlak langs de kust. Het netto effect zal van geval tot geval verschillen, maar over het algemeen mag verwacht worden dat dit tot een verbetering leidt van de fytoplanktoncondities.

Hydromorfologische ingrepen, die een langere verblijftijd tot gevolg hebben

Door structurele grootschalige ingrepen kan lokaal ook de verblijftijd van water langs de kust veranderen. Dit zal met name gebeuren bij zeewaarts stekende kapen waarachter een (grote) neer (wervel) ontstaat.

Mitigerende maatregelen: aanpassen van de verblijftijd

Hierbij moet wervelvorming voorkomen worden, maar dit vergt vrij grootschalige ingrepen. Het effect van een maatregel zal via een hydrologisch-ecologisch model als GEM berekend moeten worden.

Gevolgen voor MEP/GEP

Hydromorfologische ingrepen zullen gemiddeld over een waterlichaam over het algemeen geen noemenswaardige invloed hebben op het al dan niet halen van de fytoplanktondoelstellingen waardoor de MEP/GEP doelstellingen gelijk kunnen zijn aan die van ZGET en GET.

Referenties

Berg, M. van den, H. Baretta-Bekker, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, A.M.T. Joosten, J. van der Molen & K. Wolfstein, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. www.stowa.nl.

C.M. Lorenz, H. Duijts & J.G. Hartholt, 2003: Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, april 2003 Rapport: RIKZ/2003.024.

D.T. Van der Molen et al., 2004: Referenties en concept-maatlatten voor overgangs- en kustwateren voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2004-44.

concept

5. Referenties

- Aarts, T., 1995. Habitat Geschiktheid Model: het BERPje *Barbatula barbatulus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]
- Atrill M.J., en Power M., 2002: Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*, 417, 275-278.
- Bakker, H., 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Snoek *Esox lucius*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]
- Berg, M van den, H. Baretta-Bekker, R. Bijkerk, H. van Dam, T. Ietswaart, A.M.T. Joosten, J. van der Molen & K. Wolfstein, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. www.stowa.nl.
- Breukelen, S. Van, 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Blankvoorn *Rutilus rutilus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Bijkerk, R. H. van Dam, C.A. Bultstra en J. Meesters (2004). Stuurbaarheid van sialgen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sialgengemeenschappen als doelvariabelen van de KRW. Koeman en Bijkerk BV. rapport nr 2004-113 / AquaSense rapport 04.2416.
- Lorenz, C.M., H. Duijts & J.G. Hartholt, 2003: Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, april 2003 Rapport: RIKZ/2003.024.
- Coops et al. (2004). Effect van maatregel op macrofyten maatlatten in meren. RIZA rapport, Lelystad.
- Dijkema K.S., Jong D.J. de, Vreeken-Buijs M.J. & Duin W. E. van , (2005). Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water: ontwikkeling van Potentiële Referenties en van Potentiële Goede Ecologische Toestanden. Alterra/Rijkswaterstaat.
- Elbersen, J.W.H. P.F.M. Verdonschot, B. Roels, & J.G. Hartholt. (2003). Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW) I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669., Alterra, Wageningen.
- Geest, G.J. van der (2005). Macrophyte succession in floodplain lakes; spatio-temporal patterns in relation to river hydrology, lake morphology and management. Ph.D. thesis, University of Wageningen.
- Grift, R.E., A.D. Buijse, W.L.T. van Densen, M.A.M. Machiels, J. Kranenbarg, J.G.P. Klein Breteler and J.J.G.M. Backx, 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the Lower River Rhine. *River Research and Applications* 19: 353-374.
- Higler H., e.a., (2004). Achtergronddocument vissen. STOWA.

Houten, J. van, 1997. Habitat Geschiktheid Model: Winde Leuciscus idus en Serpeling Leuciscus leuciscus. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenbarg]

Jong, D. J. de, (2004). KaderRichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. RIKZ/OS/2004.821.x

Klein Breteler, J.G.P. & J. Kranenbarg, 2000. Gidssoorten matrix Ecologische Netwerkstudies: Annex vis. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Klijn, F., N. Asselman, K. Stone en W. Silva, 2002. Ruimteverlies van Rijn en Maas verkend In: Het Waterschap . - Jrg. 87, nr. 13 (2002) ; p. 590-601.

Kranenbarg J. , (2004). KRW vis in overgangswateren. Antropogene knelpunten en potentiële herstel- en inrichtingsmaatregelen. Rapport WL|DelftHydraulics, Z3905.

Kranenbarg J., 2004. Potentiële maatregelen KRW vis; Toepassing grote rivieren. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Kranenbarg, J., 2005. Ecosysteempromotie rivieren. Visfauna: Kennisontwikkeling en toepassing in model HABITAT. WL | delft hydraulics.

Liefveld, W.M., G.J. Maas, H.P. Wolfert, A.J.M. Koomen, S.A.M. van Rooij, 2000. Richtlijnen voor de ruimtelijke verdeling van ecotopen langs de Maas op basis van ecologische netwerken en geomorfologische kansrijkdom. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA) ; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Directie Limburg (RWS, LB) ; Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.

Lyon de en Roelofs (1986)

Maas, G.J., H.P. Wolfert, M.M. Schoor en H. Middelkoop, 1997. Classificatie van riviertrajecten en kansrijkdom voor ecotopen : een voorbeeldstudie vanuit historisch-geomorfologisch en rivierkundig perspectief. DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO) ; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA).

MER beheer Haringvlietsluizen : over de grens van zoet en zout : deelrapport : Water- en zoutbeweging, 1998. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Molen D.T. van der (red.) et al, (2004a). Referenties en maatlatten voor Meren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-42.

Molen, D.T. van der, (ed) et al. (2004b). Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport nr 2004-43.

Molen D.T. van der (red.) et al, (2004c). Referenties en maatlatten voor Overgangs- en kustwateren voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2004-44.

- Most, H. van der (red) et al., (2005), KRW Verkenner. in prep.
- Nie, H.W. de & F.T. Vriese, 2001. Referentievistand in regionale wateren: beken. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Onderzoeksrapport OND00121. 34 pp.
- Portielje, R. & D.T. van der Molen (1999). Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. *Hydrobiologia*. 408/409, 375-387.
- Portielje, R. (2005) Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW – abundantie fytoplankton in meren. RIZA Werkdocument 2005.081x.
- Semmekrot, S., 1992. Habitat Geschiktheid Model: de Beekprik *Lampetra planeri*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. [model in 2000 herzien door J. Kranenburg]
- Simons, H.E.J., A.J.M. Koomen & P. Jesse, 2002. Streefbeeld natuur Rijn-Maasmonding : streefbeeld op basis van geomorfologische kansrijkdom en ecologische netwerken binnen het BPN-watersysteem begrenzing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA) ; Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. RIZA werkdocument; 2002.024X.
- Tosserams, M., J.Th. Vulink & H. Coops (1997). Peilbeheer Volkerak-Zoommeer; perspectief voor oeverplanten. Rapportage 'Planten in de Peiling'. RIZA rapport 97.065, Lelystad.
- Verdonschot, P.F.M. en M.W. van den Hoorn, (2004). Hydrolomorfologische kwaliteitselementen; Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen. Alterra-document 2, Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M. en M.W. van den Hoorn, (2005). Onafhankelijke lijst stromingsindicatoren macrofauna in beken. Team zoetwaterecosystemen, Alterra.
- Vulink & Van Eerden (1998). Hydrological conditions and herbivory as operators for ecosystem development in Dutch artificial wetlands; in MF. WallisDeVries , J.P. Bakker & S.E. van Wieren eds. *Grazing and Conservation management*, pp. 217-252. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.
- Willby, N. J., V. J. Abernethy, and B. O. L. Demars. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilizations. *Freshwater Biol* 43:43-74.
- Witteveen + Bos (2004). Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen: vis in meren.
- Wolfert, H.P., 1998. Geomorfologische geschiktheid voor nevengeulen, strangen en moerassen in de riviertrajecten van de Rijntakken. Staring Centrum, Instituut voor onderzoek van het landelijk gebied (SC-DLO).
- Wolters, H.A., M. Platteeuw, M.M. Schoor, 2001. Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden : ecologie en veiligheid gecombineerd. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. RIZA rapport ; 2001.059.
- Ysebaert Y., Escaravage V. and Herman P, (2004). Scientific assessment of state of the art 'Dutch WFD benthos classification for transitional waters'. NIOO-CEME-Yerseke

6. Begrippenlijst

Hydromorfologische ingrepen

In deze notitie worden onder hydrologische ingrepen die maatregelen verstaan die rechtstreeks een negatieve invloed hebben op de door Verdonshot & Van den Hoorn (2004) beschreven hydromorfologische kwaliteitselementen.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen verzachten het effect van de hydromorfologische ingrepen, en kunnen bestaan uit het (ten dele) opheffen van de ingreep (doorlatendheid sluizen vergroten, toestaan ruimere peilvariaties), of kunnen langs andere weg het effect van een onomkeerbare ingreep verzachten (bijvoorbeeld het aanleggen van een nevengeul om die habitats te creëren die ten gevolgen van de scheepvaartfunctie van een rivier in de hoofdstroom verloren zijn gegaan).

Stuurvariabelen

Stuurvariabelen zijn die variabelen die door beheer via het nemen van maatregelen beïnvloed (gestuurd) kunnen worden en die direct (of indirect via sleutelfactoren; zie hieronder) effect hebben op één of meerdere ecologische doelvariabelen. Zo leidt reductie van nutriëntenemissie (de maatregel) tot lagere P-concentraties (stuurvariabele), en deze heeft direct effect op algenbiomassa, en indirect (via verbetering van de sleutelfactor doorzicht) een effect op ondergedoken vegetatie.

Sleutelfactoren

Sleutelfactoren zijn de variabelen die direct effect hebben op een ecologische doelvariabele maar die slechts indirect door beheer te beïnvloeden zijn. Een voorbeeld hiervan is de helderheid van meren, die een direct effect heeft op de mogelijkheden voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten, maar slechts indirect door reductie van nutriëntenbelasting en als gevolg hiervan verlaging van de algenbiomassa beïnvloed kan worden.

Ecologische Kwaliteit Ratio (EKR)

De scores worden uitgedrukt in een EKR (Ecologische Kwaliteit Ratio) die wordt bepaald door lineaire interpolatie tussen de klassengrenzen.