

TOELICHTING OP ECOLOGISCHE DOELEN VOOR NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKTEWATEREN



STOWA RAPPORT

2007

18

2007

029

RIZA RAPPORT

TOELICHTING OP ECOLOGISCHE DOELEN VOOR NUTRIËNTEN
IN OPPERVLAKTEWATEREN

HANDLEIDING

2007

18

ISBN 978.90.5773.367.3



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 231 79 80
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3330 CC Zwijndrecht,
TEL **078 623 05 00** FAX 078 623 05 48 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een afleveradres.

COLOFON

UITGAVE STOWA, UTRECHT, 2007

AUTEURS

dr. F. Heinis (**IWE**)

drs.ing. C.H.M. Evers (**IWE**)

FOTO OMSLAG

Bas van der Wal

FINANCIERING

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (onderzoek) en STOWA (Rapportage)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2007-18

RIZA rapportnummer 2007.029

ISBN 978.90.5773.367.3

VOORWOORD

Het LBOW heeft in haar vergadering van 13 november 2006 getalswaarden voor nutriënten voor de Goede Ecologische Toestand (GET) goedgekeurd. Die waarden hebben de status 'werknorm' gekregen, want ze kunnen nog veranderen als gevolg van de uitkomsten van nationale gebiedsprocessen en de internationale harmonisatie van ecologische doelen (intercalibratie). De onderbouwing van de werknormen is gegeven in het rapport 'Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de Goede Ecologische Toestand voor natuurlijke wateren' (RIZA 2007.001, 15 januari 2007).

Dit rapport geeft op onderdelen een aanvulling op het voornoemde rapport, maar vooral een doorkijk naar de afleiding van de nutriëntennormen voor niet-natuurlijke wateren. Net als bij de natuurlijke wateren, staat ook bij de afleiding van normen voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren de biologie centraal. Het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP), de referentie voor niet natuurlijke wateren, wordt bepaald door de hydromorfologische herstel- en mitigerende maatregelen die zonder significante schade kunnen worden getroffen. De hydromorfologische randvoorwaarden van sterk veranderde en kunstmatige wateren kunnen aanleiding geven tot hogere nutriëntenconcentraties in het MEP dan die van de referentie van het meest gelijkende natuurlijke type. De hydromorfologische mogelijkheden en daarmee samenhangende fysisch-chemische toestand bepalen het MEP-biologie. Het Goed Ecologisch Potentieel (GEP), de norm voor niet-natuurlijke wateren, is ten opzichte van het MEP-biologie de next best biologische toestand. Dat GEP-biologie is vervolgens het uitgangspunt voor de nutriëntennormen. Er is dus niet persé een directe relatie tussen het MEP-nutriënten en het GEP-nutriënten.

Dit rapport geeft praktische handvatten om volgens bovengenoemde uitgangspunten tot de nutriëntennormen voor sterk veranderde en kunstmatige wateren te komen. De theorie is geïllustreerd met voorbeelden.

Onze dank gaat uit naar David de Smit van adviesbureau DHV, die een goede koppeling heeft gelegd met de Handreiking MEP/GEP en de eindredactie voor zijn rekening heeft genomen.

Paul Boers – projectleider projectgroep Nutriënten

Diederik van der Molen – voorzitter werkgroep Doelstellingen Oppervlaktewater

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

TOELICHTING OP ECOLOGISCHE DOELEN VOOR NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKTEWATEREN

INHOUD

	VOORWOORD	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Afleiden van normen en beleidsdoelstellingen voor nutriënten	1
1.2	Uitgangspunten	2
1.3	Leeswijzer	3
2	ROL VAN NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKEWATEREN	4
2.1	Inleiding	4
2.2	Zoete stilstaande wateren	4
2.2.1	Inleiding	4
2.2.2	Eutrofiëringenquêtes	4
2.2.3	Top-down controle in ondiepe gebufferde meren	5
2.2.4	Voedingsstoffenlimitatie in zwak gebufferde en zure wateren	6
2.2.5	Conclusies	7
2.3	Sloten	7
2.3.1	Inleiding	7
2.3.2	Stuurfactoren	8
2.3.3	Rol van nutriënten	8
2.3.4	Conclusies	9

2.4	Kanalen	9
2.4.1	Inleiding	9
2.4.2	Stuurfactoren	10
2.4.3	Rol van nutriënten	10
2.4.4	Conclusies	11
2.5	Stromende wateren	11
2.5.1	Inleiding	11
2.5.2	Stuurfactoren	11
2.5.3	De rol van nutriënten	12
2.5.4	Conclusies	13
2.6	Zoute wateren	13
2.6.1	Inleiding	13
2.6.2	Kustwateren	14
2.6.3	Waddenzee	14
2.6.4	Conclusies	15
3	NUTRIËNTENNORMEN VOOR NATUURLIJKE WATEREN (GET)	16
3.1	Inleiding	16
3.2	Stilstaande gebufferde wateren	16
3.3	Stilstaande zwak en niet-gebufferde wateren	18
3.4	Kleine stromende wateren	20
3.5	Grote stromende wateren	22
3.6	Kust- en overgangswateren	23
3.7	Samenvatting normen voor ZGET, GET en MET	26
4	NUTRIËNTENNORMEN VOOR NIET-NATUURLIJKE WATEREN (GEP)	28
4.1	Inleiding	28
4.2	Uitgangspunten bij afleiding nutriëtnormen	29
4.2.1	Biologie is leidend	29
4.2.2	De nutriëtnormen hoeven niet strenger dan KRW vraagt	30
4.2.3	Afwenteling	32
4.2.4	Het groei limiterende nutriënt	32
4.3	Methoden om MEP- en GEP-nutriënten af te leiden	34
4.4	Voorbeelden van het afleiden van nutriëtnormen	34
4.4.1	Kunstmatig (sloten/kanalen)	34
4.4.2	Meren	36
4.4.3	Rivieren	38
	REFERENTIES	40

1

INLEIDING

1.1 AFLEIDEN VAN NORMEN EN BELEIDSDOELSTELLINGEN VOOR NUTRIËNTEN

Nutriënten (fosfaat en stikstof) maken in de systematiek van de Kaderrichtlijn Water onderdeel uit van de ecologische toestand. Hierbij is de biologie leidend. De nutriënten zijn ondersteunend en daarom moeten de doelen voor nutriënten volgen uit de biologische beschrijving. Voor natuurlijke wateren zijn de meest relevante kwaliteitsniveaus hierbij de ZGET (Zeer Goede Ecologische Toestand), die vrijwel gelijk is aan de onverstoorde toestand, en de norm GET (Goede Ecologische Toestand), die licht afwijkt van de ZGET.

In de Kaderrichtlijn Water zijn deze kwaliteitsniveaus als volgt omschreven:

- ZGET: de nutriëntenconcentraties blijven binnen de grenzen die normaal zijn voor de onverstoorde staat.
- GET: de nutriëntenconcentraties liggen niet boven het niveau dat is vastgesteld om te waarborgen dat het ecosysteem functioneert en dat de bovengenoemde waarden voor de biologische kwaliteitselementen worden bereikt.

Voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen (in Nederland verreweg de grootste categorie) gelden dezelfde formuleringen voor het MEP (Maximaal Ecologisch Potentieel) en GEP (Goed Ecologisch Potentieel). Hierbij dient rekening te worden gehouden met die ingrepen uit het verleden die hebben geleid tot het sterk veranderde of kunstmatige karakter van het waterlichaam. Indien deze ingrepen niet ongedaan kunnen worden gemaakt, moet er gezocht worden naar maatregelen die de effecten van deze ingrepen kunnen verzachten of compenseren. Dit zijn de zogenaamde mitigerende maatregelen. De maximale ecologische kwaliteit die in kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen kan worden bereikt, wordt het MEP genoemd. GEP is de norm die normaliter gehaald dient te worden in 2015.

Bij de vaststelling van de uiteindelijk te realiseren ecologische kwaliteit voor een waterlichaam, en dus ook van de bijbehorende getalswaarden voor nutriënten, dient uiteindelijk een afweging te worden gemaakt van de kosten en de baten van de maatregelen die nodig zijn om deze kwaliteit te realiseren. Indien de uitkomst is dat bepaalde, op zich noodzakelijke, maatregelen op dit moment technisch niet haalbaar of te kostbaar zijn, dan hoeven deze niet voor 2015 te worden genomen. De ecologische norm wordt dan later dan 2015 gehaald of er wordt uiteindelijk een lager doel gekozen. Dit kan er toe leiden dat de beleidsdoelstelling voor nutriënten, die expliciet gemaakt moet worden, afwijkt van bovengenoemde normen.

Bij de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen dienen de maatregelen dus in twee stappen te worden beoordeeld: Een eerste stap waarin de mitigerende maatregelen worden beoordeeld om tot het MEP te komen en een tweede stap waarin de maatregelen die nodig zijn om het GEP in 2015 te bereiken worden afgewogen en die bij onuitvoerbaarheid of onaanvaardbaar hoge kosten kan leiden tot realisatie na 2015 of lagere doelstellingen.

In Nederland is verder het volgende afgesproken over wie de doelen opstelt.

- De GET-norm voor nutriënten voor natuurlijke watertypen wordt landelijk opgesteld, met als vertrekpunt de ecologische referenties die volgens de art. 5 verplichting aan de EC zijn gerapporteerd. Differentiatie vindt plaats per watertype.
- De GEP-norm voor nutriënten voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen wordt regionaal uitgewerkt. Voor kunstmatige waterlichamen wordt ook een landelijke default-norm afgeleid. Dit betreft het merendeel van de wateren in Nederland. Vertrekpunt zijn de biologische referenties van de meest gelijkende natuurlijke typen, maar het hoogst haalbare in deze wateren (Maximaal Ecologisch Potentieel, ook voor nutriënten) wordt ook bepaald door de hydromorfologische veranderingen. Daardoor is differentiatie mogelijk per waterlichaam. Uiteindelijk is de Provincie verantwoordelijk voor de vaststelling van de getalswaarden, maar worden de voorstellen gedaan door de waterbeheerders.
- Indien de beleidsdoelstelling vanwege haalbaarheid of betaalbaarheid afwijkt van de norm GET of GEP, dan wordt deze door de regio uitgewerkt. Ook nu is de Provincie verantwoordelijk voor de vaststelling van de getalswaarden en de motivatie daarvoor, maar zal dit door de waterbeheerders zijn voorbereid.

Conform de richtlijnen van de KRW zullen deze doelen ook nationaal juridisch worden vastgelegd. De wijze waarop dit gebeurt is nog niet bekend. Een deel van de getalswaarden zal worden vastgelegd in een AMvB, maar het streven is om zoveel mogelijk een combinatie van maatregelen en doelstellingen samen vast te leggen in (de planfiguren die ten grondslag liggen aan) het Stroomgebiedbeheersplan.

1.2 UITGANGSPUNTEN

Hiervoor is uiteengezet dat bij de vaststelling van normen en doelen voor nutriënten primair uitgegaan dient te worden van een bepaalde, na te streven biologische kwaliteit. Dit geldt zowel voor natuurlijke als sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen. Normen voor nutriënten kunnen alleen worden afgeleid als bekend is of en zo ja, welke relatie er bestaat tussen de biologische kwaliteit en de nutriëntenconcentraties. De afleiding van getalswaarden voor normen voor nutriënten in natuurlijke wateren is zo veel mogelijk gebeurd aan de hand van onderzoek naar kwantitatieve relaties tussen nutriënten en het hiervoor meest gevoelig geachte biologische kwaliteitselement. Deze relaties, hoewel beschreven voor natuurlijke watertypen, kunnen ook worden gebruikt voor het afleiden van normen voor sterk veranderde en kunstmatige watertypen.

Bij de stap van norm, die watertype specifiek is, naar beleidsdoelstelling voor een bepaald waterlichaam moet rekening gehouden worden met:

- afwenteling naar ontvangende wateren.
Afwenteling kan optreden als de norm voor nutriënten in het ontvangende water scherper is. Dit komt relatief vaak voor, omdat nutriënten in stromende wateren minder sturend voor de biologische kwaliteit zijn dan in ontvangende, meer stagnante wateren. Het speelt ook een rol bij de overgang van zoete wateren (waarin fosfor meestal het beperkende nutriënt is) naar zoute wateren (waar stikstof beperkend is). Afwenteling speelt op verschillende schaalniveaus en heeft ook een belangrijke internationale component;
- het principe dat geen achteruitgang mag optreden.
Dit speelt ook een rol in wateren waarin nutriënten geen belangrijke bepalende factor zijn voor de biologische kwaliteit. De aanpak, die hierbij aansluit, is kiezen voor de huidige toestand als norm.

- ammoniumnorm voor vissterfte (viswaterrichtlijn).

In zoete wateren is fosfor in het algemeen het nutriënt dat bepalend is voor het functioneren van het watersysteem. Er hoeft daarom minder rekening te worden gehouden met het nastreven van een bepaalde stikstofconcentratie. Onder andere vanwege de vereisten vanuit de viswaterrichtlijn zijn voor stikstof ook voorstellen voor normen gedaan, gebaseerd op de natuurlijke verhouding tussen N en P (N:P ratio).

1.3 LEESWIJZER

Na de inleidende paragrafen 1.1 en 1.2 volgt in hoofdstuk 2 een beschrijving van de rol die nutriënten in verschillende wateren spelen. Per hoofdgroep van natuurlijke en kunstmatige watertypen, te weten zoete stilstaande wateren (2.2), sloten (2.3), kanalen (2.4), stromende wateren (2.5) en zoute wateren (2.6), wordt achtereenvolgens besproken wat de dominante factoren zijn die de biologische kwaliteit bepalen en in hoeverre deze kwaliteit door de nutriënten stikstof en/of fosfor wordt bepaald.

Hoofdstuk 3 bevat voor natuurlijke wateren een overzicht van alle KRW-(werk)normen voor de ZGET, GET en MET voor nutriënten die tot nu toe zijn afgeleid. De 23 grotere (door het LBOW vastgestelde) watertypen en de overige, kleinere natuurlijke watertypen zijn daarbij ondergebracht in een vijftal hoofdgroepen, te weten stilstaande gebufferde wateren (3.2), stilstaande zwak gebufferde wateren (3.3), kleine stromende wateren (3.4), grote stromende wateren (3.5) en kust- en overgangswateren (3.6). In de afsluitende paragraaf 3.7 zijn alle normen nogmaals samengevat.

In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op het afleiden van normen en doelstellingen voor nutriënten in sterk veranderde en kunstmatige wateren. Na een algemene inleiding (4.1) volgt een overzicht van de uitgangspunten die gelden bij de afleiding van de nutriëntennormen (4.2). Vervolgens worden twee praktisch uitvoerbare methoden beschreven waarop de afleiding conform de uitgangspunten kan plaatsvinden (4.3). Dit hoofdstuk is voorzien van voorbeelden uit de praktijk (4.4).

Tot slot volgt een lijst met gerefereerde literatuur.

2

ROL VAN NUTRIËNTEN IN OPPERVLAKTEWATEREN

2.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de factoren die (naast nutriënten) bepalend zijn voor de biologische waterkwaliteit. Per hoofdgroep van natuurlijke en kunstmatige watertypen, te weten zoete stilstaande wateren, sloten, kanalen, stromende wateren en zoute wateren wordt achtereenvolgens besproken wat de dominante factoren zijn die de biologische kwaliteit bepalen en in hoeverre deze kwaliteit door de nutriënten stikstof en/of fosfor wordt bepaald.

2.2 ZOETE STILSTAANDE WATEREN

2.2.1 INLEIDING

In meren en plassen is de nutriëntenkringloop erg belangrijk. Daarnaast spelen de diepte-verdeling (morfologie), het bodemtype en de relatie tussen bodemtype en diepte een rol. Dit laatste houdt vooral verband met de mogelijkheden voor macrofytenontwikkeling en de concurrentiepositie van macrofyten ten opzichte van algen. De verblijftijd speelt geen beslissende rol, zolang deze groter is dan de groeisnelheid van algen. De verblijftijd is wel van belang voor het relatieve aandeel van externe belastingen in de totale nutriëntenpool.

In ondiepe, stilstaande zoete wateren vormen macrofyten (kranswieren, mossen en vaatplanten) van nature een belangrijke structuurbepalende factor. Onverstoorde, niet ge-eutrofiëerde meren en plassen kenmerken zich door helder water, waarin macrofyten domineren en de groei van algen wordt beperkt door nutriënten (m.n. fosfor) en waarin de aanwezige algen worden begraaasd door o.a. zoöplankton (top-down controle). Ook diepe meren zijn van nature helder, maar macrofyten spelen een veel geringere rol.

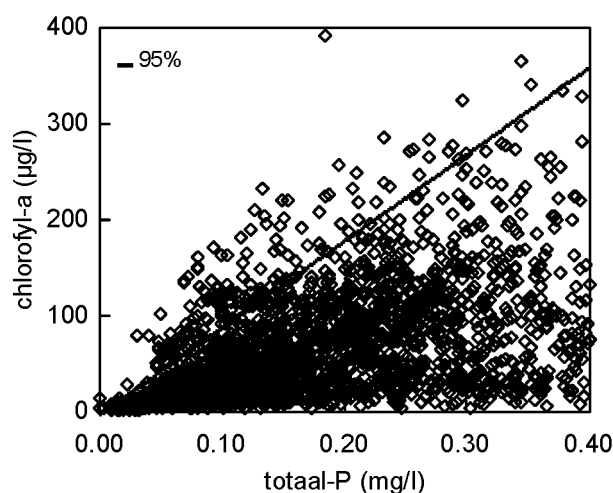
Als gevolg van toegenomen belasting van het oppervlaktewater met de nutriënten fosfor en stikstof heeft in de meeste Nederlandse stilstaande wateren een versterkte algengroei plaatsgevonden en zijn macrofyten in de ondiepere meren door het verslechterde lichtklimaat verdwenen of sterk teruggedrongen. Door algen gedomineerde systemen waar macrofyten ontbreken en de top-down controle vrijwel afwezig is, zijn het gevolg. Drijfslagen van blauwalgen veroorzaken dan veel overlast.

2.2.2 EUTROFIËRINGSENQUÊTES

De resultaten van de diverse eutrofiëringsevenquêtes laten zien dat er duidelijke relaties bestaan tussen de concentraties totaal-P, totaal-N en doorzicht enerzijds en de fytoplanktonbiomassa anderzijds (CUWVO, 1987; Portielje & Van der Molen, 1998; Portielje, 2005). De relatie met fosfaat is het sterkst, omdat dit in de meeste Nederlandse zoete wateren als eerste

beperkend is voor de groei van algen (Van Liere & Jonkers, 2002). Dit heeft te maken met het feit dat onder natuurlijke omstandigheden stikstof in relatie tot de behoefte van algen in grotere overmaat aanwezig is dan fosfor. Daarnaast kan in meren met cyanobacteriën een eventueel tekort via binding van stikstof uit de lucht worden aangevuld. Hoewel de relaties er zijn, is de spreiding groot: bij een bepaalde P concentratie kan weliswaar een bovengrens voor de bijbehorende chlorofyl-a concentratie worden bepaald, maar voor de gehele range aan nutriëntenconcentraties wordt ook de hele range aan onder deze bovengrens gelegen chlorofyl-a concentraties gevonden (figuur 2.1). Vaak zijn dan andere factoren dan P beperkend voor de groei van algen.

FIGUUR 2.1 RELATIES TUSSEN ZOMERGEMIDDELDEN VAN TOTAAL P CONCENTRATIES EN CHLOROFYL-A. DE LIJN GEEFT DE 95 PERCENTIEL MAXIMALE VERHOUDING WEER (ALLE MEREN). OVERGENOMEN UIT PORTIELJE, 2005



2.2.3 TOP-DOWN CONTROLE IN ONDIEPE GEBUFFERDE MEREN

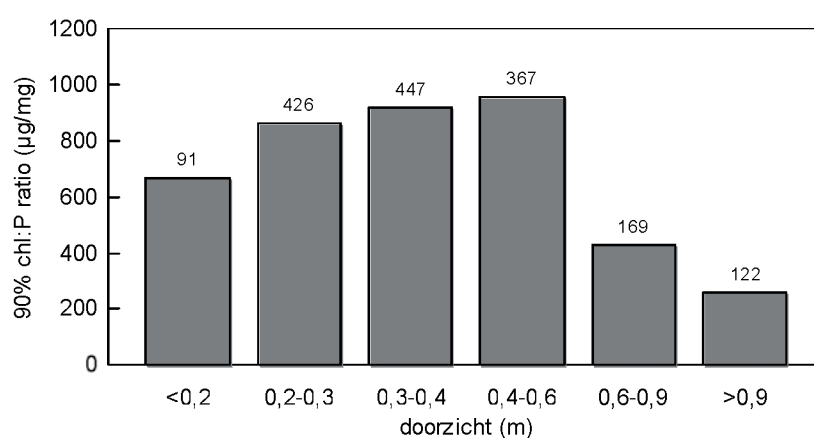
Een deel van de spreiding in figuur 2.1 kan worden verklaard uit het al dan niet aanwezig zijn van top-down controle. Top-down controle van fytoplankton, zoals graas door watervlooien of driehoeksmosselen, is belangrijker in heldere systemen dan in troebele, door algen gedomineerde systemen. Nutriëntenreductie en de daaraan gekoppelde reductie in algengroei en -biomassa leidt tot een verhoogd doorzicht als gevolg waarvan biologische groepen die geassocieerd zijn met helder water weer een kans krijgen en door hun aanwezigheid de graasdruk op het fytoplankton verhogen. Hierdoor wordt het water (nog) helderder, waardoor de omstandigheden voor de 'helder water' organismen beter worden en het fytoplankton dus nog beter onder controle gehouden wordt, etc. (positieve feedback loop). Omdat in een dergelijk systeem de (gemeten) concentratie chlorofyl-a niet alleen wordt bepaald door de nutriëntenconcentratie, maar ook wordt verlaagd door de graasdruk, zal de verhouding tussen chlorofyl-a en het belangrijkste groeibeperkende nutriënt P ook lager zijn.

De effecten van top-down controle zouden het best kunnen worden gekwantificeerd aan de hand van de relaties tussen het voorkomen van de voor helder water karakteristieke planten- en diergroepen en de verhouding tussen chlorofyl en P. Vanwege een gebrekkige beschikbaarheid van voldoende kwantitatieve gegevens is dat niet goed mogelijk. Het doorzicht zelf kan echter een belangrijke indicator zijn om onderscheid te maken tussen heldere meren met top-down controle en troebele meren zonder top-down controle. Op basis van een grenswaarde voor het doorzicht, kunnen relaties tussen chlorofyl en P voor beide categorieën worden afgeleid. Figuur 2.2 illustreert dit voor de ondiepe meertypen M11, M14, M25 en M27.

In meer-jaren dat het doorzicht groter was dan 60 cm waren de verhoudingen tussen chlorofyl-a en fosfaat aanzienlijk lager dan in jaren waarin het doorzicht kleiner was dan 60 cm. Ook voor de andere ondiepe (gebufferde) meertypen geldt dat de verhouding tussen de chlorofyl-a en de fosfaat concentratie in heldere meren steeds lager is dan die in troebele meren.

Voor de diepere meertypen (M16, M20 en M21) is dit niet het geval, maar dit is ongetwijfeld een gevolg van het feit dat daar ook in niet ge-eutrofeerde toestand de rol van macrofyten en grazers geringer is. Hysterese, het verschijnsel dat voor het bereiken van een bepaalde chlorofyl concentratie in een troebel systeem een verdere reductie in P-concentraties nodig is dan de concentraties die in een helder systeem kunnen worden toegestaan, is dus alleen van belang voor ondiepe meren. Deze empirische bevindingen worden bevestigd door modelberekeningen met PCLake (Janse, 2005).

FIGUUR 2.2 RELATIE TUSSEN DOORZICHT EN CHLOROFYL:P RATIO (90-PERCENTIEL) VOOR MEERTYPEN M11, M14, M25 EN M27 GECOMBINEERD. LABELS GEVEN AANTAL MEER-JAREN WEER



2.2.4 VOEDINGSSTOFFENLIMITATIE IN ZWAK GEBUFFERDE EN ZURE WATEREN

De belangrijkste groei limiterende voedingsstoffen in vennen zijn stikstof, fosfaat en koolstof. In zwak gebufferde vennen kunnen zowel fosfaat als koolstof groeibeperkend zijn (Brouwer et al., 1998; Roelofs, 1996). Stikstof is in vergelijkbare systemen in het buitenland in beperkte mate voorhanden, maar is onder de huidige Nederlandse omstandigheden met hoge stikstofdeposities niet meer beperkend. Waterplanten, specifiek voor zwak gebufferde omstandigheden, zijn aangepast aan koolstoflimitatie¹. In feite vormt dit de bestaansvoorwaarde voor deze soorten. Alleen in perioden met aanvoer van kooldioxide rijk grondwater of na perioden van droogvallen is de koolstofbeschikbaarheid tijdelijk groter. De koolstoflimitatie wordt opgeheven indien door (her)verzuring de pH daalt beneden 5 (Brouwer et al., 1998). In verzuurde wateren stijgt de kooldioxideconcentratie.

De armoede aan anorganische koolstof (CO_2) is zo groot dat de hier succesvolle planten zeer fijn verdeelde bladeren hebben en ze door een relatief groot bladoppervlak kooldioxide efficiënt uit de omringende waterlaag kunnen opnemen, zoals knolrus, of ten minste tijdelijk contact met de lucht moeten hebben om kooldioxide uit de lucht te halen, zoals veenmos in zure, niet-gebufferde wateren (type M13). Een derde strategie, die vooral voorkomt in de zwak gebufferde wateren (type M12) is opname van CO_2 via het wortelstelsel uit de bodem. Oeverkruid is daarvan een voorbeeld. Tenslotte zijn soorten als klein blaasjeskruid (type M26,

¹ De beschikbaarheid van koolstof kan worden afgelezen aan de concentratie bicarbonaat. De alkaliniteit (het bufferend vermogen) wordt hiervoor vaak als maat gebruikt.

hoogveenvennen) in staat om koolstof en ook stikstof te winnen door vertering van ingevangen dierlijk materiaal (zie bijvoorbeeld Bloemendaal & Roelofs 1988). Om goede relaties te leggen tussen het voorkomen van water- en oeverplanten en de nutriënten stikstof en fosfaat is het dus eigenlijk nodig om te weten wat de concentraties van het voor planten opneembaar kooldioxide en bicarbonaat is. Het laatste wordt bij benadering wel vastgesteld door de meting van de alkaliniteit, maar kooldioxide wordt zelden gemeten.

Fosfaatlimitatie wordt opgeheven indien door aanvoer van stoffen de fosfaatconcentraties stijgen. In zwak en zeer zwak gebufferde zandbodemvennen is stikstof vooral aanwezig in de vorm van nitraat, in zure vennen in de vorm van ammonium. In door vervening ontstane wateren in hoogveengebieden blijkt de aanwezigheid van voldoende CO_2 van groot belang te zijn voor het opnieuw optreden van veenmosgroei en het initiëren van de beginstadia van hoogveenvorming (Roelofs et al., 1984; Paffen, 1990). Toevoer van voldoende CO_2 hangt samen met de voeding van deze vennen met gebufferd grondwater.

2.2.5 CONCLUSIES

Hoewel in zoete, stilstaande gebufferde wateren de ecologische kwaliteit niet alleen door de nutriënten fosfor en stikstof wordt bepaald, maar ook door andere fysisch-chemische en biologische factoren, is de relatie met nutriënten sterker dan met andere invloedsfactoren. Van de twee belangrijkste nutriënten, stikstof en fosfor, is in zoete wateren fosfor in het algemeen de meest bepalende factor in de zomer. Dit is het gevolg van het feit dat in zoete, niet ge-eutrofeerde wateren fosfor eerder beperkend is voor de groei van algen dan stikstof. In zwak gebufferde wateren wordt de groei niet alleen door fosfor maar ook door koolstof beperkt. In (sterk) ge-eutrofeerde wateren vormt licht de belangrijkste groeibeperkende factor. In deze troebele wateren ontbreekt de 'top down' controle (zie 2.2.3) waardoor de gewenste ecologische toestand in het algemeen alleen kan worden bereikt als, naast een reductie van de P-belasting, ook andere maatregelen worden getroffen (zoals Actief Biologisch Beheer).

2.3 SLOTEN

2.3.1 INLEIDING

Sloten zijn gegraven lijnvormige wateren. In de praktijk is gebleken dat de maatlatten, die voor de natuurlijke M-typen zijn opgesteld, niet goed bruikbaar zijn voor deze kunstmatige wateren. Daarom worden landelijk, samen met de waterbeheerders, nieuwe maatlatten opgesteld, specifiek voor sloten en kanalen.

Sloten zijn gewoonlijk niet breder dan circa 8 meter en niet dieper dan zo'n 1,5 meter. De watergangen voeren vrijwel permanent water (vallen dus meestal niet droog) en er is geen sprake van vrije afstroming in één richting. Stroming van water is meestal niet zichtbaar en vaak van tijdelijke of periodieke aard. Een sloot is zelden een op zichzelf staand waterlichaam; veelal vormen sloten een netwerk van watergangen. De belangrijkste functies van sloten zijn:

- aan- en afvoer van water;
- perceelscheiding;
- drinkwater voor vee;
- aanvoer van water voor irrigatie;
- transport van vee en goederen.

Sloten vormen een karakteristiek onderdeel van het Nederlandse landschap en komen veelvuldig voor op bijna elk bodemtype, behalve in zeer geaccidenteerde terreinen (Zuid-Limburg) en doorlatende zandgronden (Veluwe). In het laaggelegen deel van Nederland is de dichtheid aan sloten vele malen groter dan in de hoger gelegen gebieden. Veel sloten zijn gelegen in landbouwgebieden, maar er zijn ook sloten in gebieden met extensieve landbouw of in natuurgebieden. Sloten en slootpatronen, vooral de hoge dichtheid in het westen van Nederland, zijn zeer karakteristiek voor het Nederlandse landschap. De totale lengte van sloten in Nederland wordt geschat op zo'n 350.000 km (Nijboer, 2000).

Binnen de typologie voor de Nederlandse oppervlaktewateren van Elbersen e.a. (2003) vallen sloten onder de M-typen.

2.3.2 STUURFACTOREN

In niet ge-eutrofiëerde sloten wordt de biologische kwaliteit voornamelijk bepaald door saliniteit, zuurgraad, beheer en inrichting, permanentie (in hoeverre droogvallend) en in bepaalde gevallen stroming. Sloten zijn doorgaans ondiep en niet beschaduwd. Er heersen daardoor goede lichtcondities wat een rijke plantengroei van zowel oever- als van waterplanten mogelijk maakt. Overgangen tussen vegetatievormen vinden op een klein oppervlak plaats waardoor de variatie aan groeivormen groot is. Door de vorm en dimensies van een sloot is de invloed van het substraat van zowel bodem als oever op de samenstelling van de vegetatie en de macrofauna-levensgemeenschap groot.

Organisch materiaal blijft voor een groot deel beschikbaar voor water- en oeverplanten. De bodem wordt meestal bedekt door een dikke laag gedeeltelijk afgebroken organisch materiaal. De vorm van de oever is afhankelijk van het bodemtype. Oevers van veensloten zakken gemakkelijk in en hebben daardoor vaak een onregelmatig karakter. Zand- en kleisloten hebben een regelmatig oever. In veensloten is de afstand tussen waterpeil en maaiveld vaak maar enkele decimeters, terwijl het waterpeil van zand- en kleisloten vaak verder onder het maaiveld ligt.

In sloten in landbouwgebieden wordt vaak een vast zomer- en winterpeil gehandhaafd. Als sloten niet geschoond worden, zullen ze verlanden en verdwijnen. Schoning houdt het aquatische systeem dus in stand. Het tijdstip en de frequentie en methode van schonen oefenen een aanzienlijke invloed uit op de vegetatie en hebben eveneens effect op het voorkomen van macrofauna, amfibieën en vogels.

Regionaal en zelfs lokaal kunnen grote verschillen in de kwaliteit van de sloten optreden. Kwelsloten in diepe polders hebben bijvoorbeeld vaak een goede ecologische kwaliteit bij een hoge nutriëntenbelasting vanwege hun geringe verblijftijd.

2.3.3 ROL VAN NUTRIËNTEN

Eutrofiëring vormt de grootste bedreiging voor het slootmilieu (Nijboer, 2000; Higler, 2000). Uit- en afspoeling van de landbouw en oxidatie van het veen door peilverlaging vormen de grootste bronnen (Hendriks, 1991; Van Liere e.a., 2001). Bij toevoer van nutriënten naar de sloot zullen er in eerste instantie meer hogere waterplanten ontstaan. Toename van epifytische algen veroorzaakt een tekort aan lichtenergie voor de waterplanten en geeft aanleiding tot het verdwijnen ervan (Phillips e.a., 1978). Flab (Floating Algal Biomass) treedt meestal op in helder water en concurreert kiemende waterplanten weg. Waterplanten kunnen overigens ook gaan groeien wanneer de troebelheid nog relatief groot is, en veroorzaken dan gaandeweg een grotere helderheid. Uiteindelijk kan bij hoge belasting het eindstadium een volledige bedekking met kroos zijn. Bij stikstofgebrek kan het kroos op-

gevolgd worden door kroosvaren (die in symbiose leeft met een stikstofbindend blauwwier). Het milieu onder het kroos is donker, wordt meestal zuurstofloos en geeft weinig ruimte voor zuurstofminnend leven. Bij vermindering van de belasting met nutriënten is de verwachting dat er, net als bij meren en ook andere ecosystemen (Carpenter e.a., 1998), een vertragingseffect optreedt vanwege de nalevering van fosfor door bodemsediment. Herstel lijkt alleen mogelijk door zowel de belasting te verminderen als aanvullende beheersmaatregelen te nemen. Een andere manier is het creëren van meer oppervlak open water. De belasting van het land wordt dan over een groter wateroppervlak verdeeld.

Net als in andere zoete wateren is ook in sloten fosfor in principe de primaire, groei beperkende voedingsstof. In sterk ge-eutrofeerde systemen, wat sloten vaak zijn, is fosfor echter meestal in ongelimiteerde hoeveelheden beschikbaar en is stikstof vaak de belangrijkste groeibeperkende factor (Liere en Jonkers, 2002). Hier speelt de verwijdering van stikstof uit het systeem door denitrificatie namelijk een grotere rol dan in grotere oppervlaktewateren, omdat de bodem en oever in kleine waterlopen verhoudingsgewijs meer bijdragen aan de diverse kringlopen. Overigens geeft Landolt (1986) aan dat de groei van kroosachtigen (Lemnaceae) vooral wordt beperkt door fosfor.

Voor wortelende waterplanten en benthische algen is de beschikbaarheid van nutriënten in het water minder belangrijk dan voor niet wortelende primaire producenten, zoals fytoplankton, draadalgen en vrij zwevende of drijvende waterplanten, waaronder kroos. Wortelende waterplanten en benthische algen kunnen (het grootste deel van) de benodigde voedingsstoffen immers uit het sediment betrekken en zijn dus minder afhankelijk van de beschikbaarheid ervan in de waterkolom.

2.3.4 CONCLUSIES

De biologische kwaliteit van sloten wordt door een groot aantal factoren bepaald. Naast nutriënten zijn dit vooral saliniteit, zuurgraad, beheer en inrichting, permanentie (in hoeverre droogvallend) en in sommige gevallen ook stroming. In principe is in zoetwater-sloten fosfor de belangrijkste groei beperkende voedingsstof, maar in sterk ge-eutrofeerde systemen kan dat ook stikstof zijn. In de brakke sloten wordt de groei meestal door stikstof beperkt.

2.4 KANALEN

2.4.1 INLEIDING

Kanalen zijn door de mens gegraven, middelgrote tot grote, lijnvormige wateren op zand-veen- of kleibodem. Tot het watertype behoren eveneens wijken, weteringen, vaarten en boezemwateren. Net als bij sloten is in de praktijk gebleken dat de maatlatten, die voor de natuurlijke M-typen zijn opgesteld, niet goed bruikbaar zijn voor deze kunstmatige wateren. Daarom worden landelijk, samen met de waterbeheerders, nieuwe maatlatten opgesteld, specifiek voor sloten en kanalen.

De dimensies en inrichting van deze wateren hangen samen met de functie die ze vervullen, belangrijk zijn transport (scheepvaart) en water aan- en afvoer (Jaarsma & Verdonchot, 2000). Ook hebben ze vaak een functie als ontvangend water en transportmedium voor lozingen of riooloverstorten. Elbersen e.a. (2003) rekenen kanalen tot de M-typen. Alle stagnante, lijnvormige wateren met een breedte van meer dan 8 meter worden volgens die indeling tot de kanalen gerekend.

Kanalen worden door heel Nederland van hoog tot laag aangetroffen. Specifieke typen hebben wel een regionale verspreiding. In het noorden, westen en zuiden (Peel) worden de kanalen ten behoeve van de veenontginning gevonden. Kleine tot middelgrote kanalen voor de afvoer van overtollige neerslag worden overal in het land gevonden in agrarisch gebied, vooral in de natte veenweidegebieden en kleigebieden in Friesland, Groningen, Drenthe Overijssel en Noord- en Zuid-Holland. Transportkanalen voor de scheep- en recreatievaart worden in het gehele land gevonden en vormen een netwerk van met elkaar verbonden wateren.

2.4.2 STUURFACTOREN

De levensgemeenschappen van kanalen kunnen zeer soortenrijk zijn; heldere, plantenrijke laagveenvaarten behoren tot de soortenrijkste watersystemen. Grote scheepvaartkanalen zijn veel minder divers, hier is de inrichting en de scheepvaartdruk beperkend. Scheepvaart heeft vooral een effect op de hydrodynamiek en de daarbij behorende beïnvloeding van het lichtklimaat in het water. Bij elke scheepspassage treedt een sterke waterbeweging op die uitspoeling van grond in de oeverzone tot gevolg kan hebben en opwerveling van slib van de bodem tot gevolg heeft. Door turbulentie en de daardoor veroorzaakte troebele omstandigheden kunnen zich weinig of geen

ondergedoken waterplanten ontwikkelen, hetgeen weer bepalend is voor de samenstelling van de vis- en macrofaunagemeenschappen.

Qua samenstelling vertonen de levensgemeenschappen in kanalen verder zowel kenmerken van stilstaande (M) als van stromende (R) wateren. Hieruit is af te lezen dat ook stroming een belangrijke rol speelt. Daarnaast zijn bodemtype, morfologie (diepte, het wel of niet aanwezig zijn van een oeverzone) en de chemische samenstelling (inclusief nutriënten) in meer of mindere mate bepalend voor de biologische kwaliteit:

- Kanalen op klei- en zandgrond onderscheiden zich van elkaar door verschillen in de chemische samenstelling van het water. Daarnaast heeft de structuur van de bodem invloed op het voorkomen van bepaalde levensgemeenschappen. Zandgronden hebben een grovere structuur dan kleibodems.
- De dimensie van een kanaal is van invloed op de waterbeweging, expositie en lichtinstraling. In zeer brede kanalen kan de invloed van de wind op de waterbeweging soms aanzienlijk zijn. In diepe kanalen is de lichtinstraling op de bodem lager en is de vegetatie vaak beperkt tot de eventueel aanwezige ondiepe oeverzone. Vaak ontbreekt die echter ook. De morfologie van de oeverzone is van belang voor de vestigingsmogelijkheden van macrofauna en macrofyten. Rechte en steile of beschoeide oevers bieden geringere mogelijkheden dan oevers met een flauw talud of moerassige zones.
- De chemische waterkwaliteit van grote kanalen is vaak verschillend van die van kleinere omdat er water van verschillende bronnen samenkomt met een uiteenlopende chemische samenstelling. In grote kanalen zullen daarom in het algemeen sterker gebufferde en voedselrijkere condities worden aangetroffen.

2.4.3 ROL VAN NUTRIËNTEN

De biologische kwaliteit in kanalen wordt in beperkte mate door nutriënten bepaald. Als dat al zo is, dan spelen hierbij dezelfde processen als in sloten. In kanalen zal het relatieve belang van de bodem en oevers in de nutriëntenkringloop van het watersysteem echter aanmerkelijk geringer zijn. Oevers van kanalen kunnen voor de verbetering ecologie van het kanaal natuurlijk wel van belang zijn.

2.4.4 CONCLUSIES

In principe is in kanalen, net als in sloten, fosfor de primaire, groei beperkende voedingsstof (behalve in brakke kanalen waar dat stikstof is). Soms zal stikstof echter beperkend zijn, omdat fosfor als gevolg van eutrofiëring in overmaat aanwezig is. In kanalen zal de relatie tussen nutriënten en de biologische kwaliteit in het algemeen zwak zijn, gezien de dominante invloed van andere factoren, zoals scheepvaart, stroming, morfologie en dergelijke.

2.5 STROMENDE WATEREN

2.5.1 INLEIDING

Stromende wateren vormen een karakteristiek onderdeel van de hellende landschappen in Nederland. Een beek of rivier is een lijnvormig en, voor zover niet door menselijk handelen beïnvloed, meanderend landschapselement. Natuurlijke stromende wateren worden vooral gevoed door grondwater dat aangevuld wordt uit het jaarlijkse neerslagoverschot (Verdonschot, 2000). Door het natuurlijk hoogteverschil wordt water in één richting afgevoerd. Stromende wateren worden gekenmerkt door een van boven- naar benedenstrooms toenemende breedte en diepte en (meestal) een afnemende stroomsnelheid. In samenhang daarmee treedt meestal in benedenstroomse richting een afname op van de grootte van sedimentfracties, hetgeen van invloed is op de samenstelling van de benthische levensgemeenschap (CUWVO, 1988). De stroming is de belangrijkste bepalende factor voor flora en fauna (Franken et al., 2006). De levensgemeenschap kenmerkt zich door aanwezigheid van rheofiele (=stroming minnende) en sub-rheofiele organismen. Door de werking van het stromende water ontstaat op de bodem een mozaïekpatroon met zand-, grind-, en kleibankjes, zones met slib en/of fijn organisch materiaal en bladpakketten. Meestal is er een bochtig lengteprofiel en een asymmetrisch dwarsprofiel met uitgeholde en aangeslibde oevers in respectievelijk de buiten- en binnenbochten. De samenstelling van de levensgemeenschappen hangt samen met de positie ervan tussen bron en monding. Nabij de oorsprong is het water meestal beschaduwd en overheersen binnen de macrofaunalevensgemeenschap de bladeters. Gaande van de bron naar de benedenloop treedt een geleidelijke overgang van soorten op, waarbij meer grazers, detrituseters en filteraars voorkomen. In de middenloop verschijnen waterplanten met epifyton en de daarop levende grazers. In de benedenloop is de beek breed en het vrij invallend zonlicht kan voor een goede ontwikkeling van algen en waterplanten zorgen.

2.5.2 STUURFACTOREN

De belangrijkste stuurfactoren in beken en rivieren zijn stroming, substraat en mineralenrijkdom (Franken et al., 2006). De stuurfactor stroming staat voor alle aspecten die samenhangen met het hydrologische regime. Substraat staat voor het fysische habitat van de beekbodem en de oever. In natuurlijke meanderende systemen is er een grote diversiteit aan verschillende substraten met grof materiaal in snelstromende delen en fijn slib op plekken waar de stroomsnelheid laag is. Mineralenrijkdom staat voor rijkdom van het ecosysteem met nutriënten, die het gevolg zijn van mineralisatie van de bodem of de toevoer vanuit het stroomgebied.

In het algemeen kan gesteld worden dat in stromende wateren gestreefd dient te worden naar een situatie met een matig dynamisch fysisch milieu, waar verschillende substraten aanwezig zijn en waar sprake is van een gevarieerd lengte- en dwarsprofiel. Daardoor is het aantal microhabitats groot, wat leidt tot een gevarieerde samenstelling van de levensgemeenschap. In deze ideale situatie wordt de chemische samenstelling van het water gekenmerkt door het goeddeels ontbreken van exogene verrijking met organisch materiaal en nutriënten.

2.5.3 DE ROL VAN NUTRIËNTEN

De stofstromen in een beekstelsysteem volgen de waterstromen. Dit geldt ook voor de nutriënten stikstof en fosfaat. De stoffen 'liften' als het ware mee met het water. In het natuurlijke beekstelsysteem is, gaande van de beekdalflanken (de hoogste punten) naar de beek, een toename van nutriënten in het afstromende water waarneembaar (Verdonschot et al., 1995). Deze toename vormt een gradiënt van voedselarm naar matig voedselrijk. Deze toename is een gevolg van een accumulatie van nutriënten die vrijkomen uit de mineralisatie van organisch materiaal en vervolgens inzigen/afstromen. Ook in de beek of rivier gaande van bron naar benedenstrooms neemt de voedselrijkdom, eveneens door accumulatie van toestromende stoffen, toe. Invallend blad speelt hierin in de bovenstroomse delen van het stroomgebied de meest belangrijke rol. Door de opname van nutriënten door vegetatie en algen treden er tevens kringlopen van stoffen op. Door de afstroming van water in één richting krijgen deze kringlopen de vorm van spiralen. De plantaardige productie staat aan de basis van deze stofkringloop. Dieren gebruiken planten weer als voedsel. Na uitscheiding of sterfte van het organisme worden deze stoffen weer gemobiliseerd, om vervolgens verder benedenstrooms opnieuw in de voedselketen te worden opgenomen (nutrient spiralling; Wallace et al. 1977).

Van nature komen fosfor en stikstof dus niet evenredig verdeeld over een stroomgebied en dus de verschillende stromende watertypen voor. De randen van het stroomgebied (waterscheiding) en andere hoog gelegen delen (infiltratiegebieden) bestaan uit ondiep grondwater of oppervlakkig afstromend water. Deze wateren zijn in het algemeen voedselarm (oligotroof), omdat neerslag hier de belangrijkste bron van stoffen en water vormt. De bron van een beek is vaak gelegen in een kwelgebied. Hier vormt grondwater een belangrijke aanvullende bron van water en stoffen. Omdat grondwater van nature een beperkte hoeveelheid opgeloste stikstof- en fosforverbindingen bevat, is de omgeving van de bron oligo- tot mesotroof. Ook spelen processen in de beek of rivier zelf een rol. De beek wordt bovenstrooms gevoed met grof organisch materiaal. Naarmate dit materiaal stroomafwaarts wordt verplaatst, breekt het verder af en komen steeds meer oplosbare verbindingen vrij. In de bovenloop en de middenloop resulteert dit in matig voedselrijke (mesotrofe) omstandigheden. Benedenlopen en rivieren zijn van nature dikwijls matig voedselrijk tot voedselrijk (eutroof).

De trofiegraad van de beek of rivier wordt ook sterk bepaald door de bodemsamenstelling in het stroomgebied. Door transport door of over de bodem worden oplosbare stikstof- en fosforverbindingen uit de bodem aan het water toegevoegd. Fosfaat kan worden gebonden aan bodemdeeltjes, maar de mate waarin dat gebeurt, is sterk afhankelijk van de bodemsamenstelling. Bij voeding met grondwater uit kalkrijkere bodems is het water matig voedselrijk of mesotroof. Zandgrond die arm is aan ijzer of aluminium, en ook nog kalkarm, is vrij snel verzadigd. In 1990 bleek reeds 53 % van het totale maïs- en grasland areaal in de zandgebieden fosfaatverzadigd (Breeuwsma et al. 1990). Hier spoelt een groot deel van het fosfaat, dat als bemesting wordt toegediend, uit naar het oppervlaktewater (DOVE-onderzoeken zand, klei en veen). Stikstof in nitraatvorm wordt nauwelijks gebonden, waardoor het makkelijk uitspoelt naar het grondwater of uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater. De route is afhankelijk van de grondwatertrap. Bij grondwatertrappen VI, VII en hoger is de hoofdroute naar het grondwater. Bij grondwatertrappen IV en V is het een mix. Bij grondwatertrappen I, II en III spoelt het meeste nitraat naar het oppervlaktewater. Bij gedraineerde bodems op een ondiepe ondoorlatende ondergrond en bij buizendrainage in kleigebieden spoelt de nitraat voornamelijk uit naar het oppervlaktewater. Bij een hoge grondwaterstand in de percelen of langs de beek en in de beek kan denitrificatie optreden waardoor een (groot) deel van de stikstof als stikstofgas (N₂) naar de lucht verdwijnt.

Antropogene toename van nutriënten treedt dus op als gevolg van uit- en afspoeling van landbouwgronden en door lozingen van bijvoorbeeld effluent. Deze onnatuurlijke toevoer van nutriënten naar de stromende wateren heeft effect op processen in de beek en op de levensgemeenschap (Verdonschot et al., 2002). Eutrofiëring in beken en rivieren kan leiden tot:

- verhoogde primaire productie, bijvoorbeeld overmatige draadalgengroei (algenbloei);
- verhoogde afbraaksnelheid van organisch materiaal;
- zuurstoftekort;
- verandering in samenstelling algengemeenschap;
- verandering in de soortensamenstelling van overige groepen zoals een toename van het aantal filtreerders (macrofauna die fijn organisch materiaal uit het water filtert).

Om watertype specifieke normen te kunnen vaststellen voor nutriëntengehalten in stromende wateren is het noodzakelijk te weten welke processen beïnvloed worden door veranderingen in nutriëntengehalten en -toevoer en andersom. De processen in stromende wateren zijn duidelijk anders dan die in stilstaande wateren, doordat afvoer een grote rol speelt. Er vindt constant transport plaats van stoffen. Om een constant nutriëntengehalte te hebben moet de aan- en afvoer van nutriënten gelijk zijn. Afvoerpieken kunnen het hele systeem verstoren waarna het zich weer herstelt gedurende een periode met basisafvoer. Doordat het systeem dynamisch is, zijn fysische, chemische en ecologische processen en de relaties tussen deze processen complex.

2.5.4 CONCLUSIES

Onder de groep van de stromende wateren vallen zowel beken als rivieren. Er bestaan grote verschillen in ecologie in bronnen, boven-, midden- en benedenlopen. De sturende factoren zijn afhankelijk van het ecologisch niveau dat wordt nagestreefd en het type stromend water. In het algemeen geldt dat naarmate de stroomsnelheid lager is en het water breder, nutriënten een grotere rol spelen. In laaglandbeken zullen daarom problemen met nutriënten relatief meer bovenstrooms optreden dan in heuvellandbeken.

Hydromorfologische aantasting van beken leidt tot een verruiming van het beekprofiel en tot een versnelling van de afvoer. De kleinere geworden basisafvoer is te klein voor het vergrote profiel. Om het water op peil te houden, worden stuwen gebouwd. Hierdoor komt er weer water in het profiel, dat bijna niet meer stroomt of stilstaat. Beide ingrepen veranderen een stromend water in een meer op een stilstaand water gelijkend type. De nutriëntenspiralen verworden meer tot nutriëntenkringlopen. Daarmee worden deze hydromorfologisch aangestaste stromende wateren dus gevoeliger voor nutriënten. Hydromorfologisch herstel is dus ook een oplossing voor nutriëntenproblemen in stromende wateren.

2.6 ZOUTE WATEREN

2.6.1 INLEIDING

Net als in zoete wateren wordt in zoute wateren de groei van algen door veel factoren beïnvloed, maar de belangrijkste sturende variabelen zijn licht en voedingsstoffen, en dan vooral stikstof en fosfor. Bij voldoende licht kan de groei van algen worden geremd door die voedingsstof, die het minst beschikbaar is. Stikstof wordt in de zoute wateren algemeen gezien als het meest sturende element, in tegenstelling tot de zoete wateren waar fosfor veelal bepalend is voor de algengroei. Dit verschil wordt veroorzaakt door een aantal factoren:

- chemisch: van nature is de concentratie stikstof ten opzichte van de concentratie fosfor in zeewater veel lager dan in zoete wateren (Valiela, 1984; Laane, 1992);

- biologisch: in meren is het belang van stikstof-binding door cyanobacteriën groot, terwijl dit proces in zoute wateren nauwelijks optreedt. Als gevolg hiervan wordt, in meren, een tekort aan stikstof aangevuld door stikstof-binding en is er een grotere kans op het ontstaan van fosfor-limitatie;
- geochemisch: In mariene sedimenten wordt fosfor gebonden gedurende de wintermaanden. Bij het stijgen van de temperatuur daalt de zuurstofconcentratie in de bodem, en neemt de sulfaatreductie in het sediment toe als gevolg waarvan fosfor weer gemobiliseerd wordt.

2.6.2 KUSTWATEREN

Als gevolg van de hiervoor genoemde processen is het typerende seizoensverloop in de kustwateren als volgt: in het vroege voorjaar begint de algenbloei als gevolg van de toenemende lichtinstraling, waarna de concentraties van alle voedingstoffen beginnen te dalen doordat ze opgenomen worden door algen. De fosfaatconcentraties bereiken een minimumwaarde in april-mei, waarna ze weer beginnen te stijgen doordat er fosfaat vrijkomt uit het sediment. De stikstofconcentraties blijven dalen en bereiken een minimum in de zomer. De concentratie van silicaat (kieselzuur), dat nodig is voor de groei van een belangrijke groep van algen (de kiezelwieren), daalt sterk in het voorjaar en blijft tot het einde van de zomer laag. Kortdurend kan fosfaat daardoor limiterend zijn voor de algengroei in het voorjaar.

Als gevolg van de sterk gedaalde fosfaatconcentraties in het zoete water, is de riviervracht van fosfaat naar zee sinds 1990 sterk gedaald. Daardoor zijn de fosfaatconcentraties in de kustwateren nu aanmerkelijk lager dan vóór 1990. De stikstofvracht vanuit het zoete water is veel minder gedaald, zodat het overschot aan stikstof sterk is toegenomen. Als gevolg hiervan is de kans op het ontstaan van P-limitatie van de algengroei iets groter geworden. Dit heeft echter niet geleid tot merkbare effecten op de algenbloeien in de kustwateren.

2.6.3 WADDENZEE

De westelijke Waddenzee verschilt van de kustwateren door de relatief grote invloed van afvoeren vanuit het IJsselmeer en doordat de uitwisseling met het sediment ook een grote rol speelt. Hier lijken de algenbloeien in het voorjaar de laatste tien jaar gedaald te zijn.

Recent onderzoek door NIOZ en Alterra geeft aanwijzingen dat in de Westelijke Waddenzee het belang van fosfaatlimitatie in het voorjaar is toegenomen, en dat de daling van de fosfaatconcentraties er toe leidt dat de fytoplanktonconcentraties dalen en ook de primaire productie afneemt sinds 1990-1995. Er lijkt ook een lichte afname in de bloeiduur van de schuimalg *Phaeocystis* op te treden sinds 1990.

Complicerende factor is dat, naast nutriënten, diverse andere factoren van invloed zijn op de algengroei. Lichtbeperking speelt een rol, en er zijn veranderingen opgetreden in de troebelheid sinds 1990. Daarnaast is aangetoond dat begrazing van het fytoplankton door de grote hoeveelheid schelpdieren in de westelijke Waddenzee eveneens van invloed is op de algenbiomassa.

Daarnaast wordt er door diverse onderzoekers gewezen op het belang van de import van organisch materiaal, vanuit de productieve kustzone van de Noordzee (o.a. resultaat van algenproductie in de kustzone), voor de productiviteit van de westelijke Waddenzee.

Er zijn dus meerdere factoren die veranderd zijn sinds 1990, en het is daarom op dit moment lastig een eenduidig antwoord te geven op de vraag in hoeverre de sterk dalende fosfaatbelasting de productiviteit in de westelijke Waddenzee heeft beïnvloed.

2.6.4 CONCLUSIES

Verschillende natuurlijke factoren zorgen ervoor dat, in tegenstelling tot zoete wateren niet fosfor, maar stikstof in zoute wateren de belangrijkste algengroei beperkende voedingsstof is.

3

NUTRIËNTENNORMEN VOOR NATUURLIJKE WATEREN (GET)

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een overzicht van alle KRW-normen voor nutriënten voor natuurlijke watertypen. Voor de gehanteerde uitgangspunten en methoden bij de afleidingen alsmede voor de argumentatie bij de clustering van watertypen wordt verwezen naar Heinis & Evers (2007) en Heinis e.a. (2004). Door het LBOW zijn werknormen voor de 23 KRW-typen goedgekeurd. Om waterbeheerders van dienst te zijn, zijn ook voor kleinere typen normen opgenomen. Deze zijn en worden niet bestuurlijk vastgesteld voor rapportage aan de EU en krijgen ook geen juridische status. Deze waarden kunnen wel worden gebruikt voor het beheer van deze overige wateren. De werknormen van de 23 KRW-typen worden eind 2007 definitief bestuurlijk vastgesteld nadat er een evaluatie vanuit de gebiedsprocessen heeft plaatsgevonden en nadat de Intercalibratie is afgerond. Als gevolg van die Intercalibratie zal zeker een aantal normen bijstelling behoeven.

De volgende normen voor de nutriënten stikstof en fosfor zijn weergegeven:

- MET (matig ecologische toestand) = grenswaarde overgang MET naar ontoereikend;
- GET (goede ecologische toestand) = grenswaarde overgang GET naar MET;
- ZGET (zeer goede ecologische toestand) = overgang ZGET naar GET;

Deze normen gelden voor wateren die in een goede toestand zijn en niet voor wateren die in een GET moeten kómen. Als gevolg van hysteresis is het mogelijk dat de nutriëntengehaltes eerst lager moeten worden om een omslag te bewerkstelligen.

Voor de klassen lager dan MET geldt dat de nutriëntenwaarden niet goed zijn te baseren op de relatie met de biologie, omdat steeds meer andere factoren een rol gaan spelen. Een pragmatische oplossing voor die klassen is om de afstand tussen GET en MET ook te gebruiken voor de klassegrootte van 'ontoereikend'. De klasse 'slecht' bestaat vervolgens uit alle concentraties die hoger zijn.

3.2 STILSTAANDE GEBUFFERDE WATEREN

Voor het bepalen van fosfaat en stikstofnormen voor de natuurlijke zoete gebufferde meren zijn de normen voor chlorofyl-a als uitgangspunt gekozen (Tabel 3.1). Uit multi-lake analyse van monitoringsgegevens zijn per meertype rekenregels afgeleid voor de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie als functie van de fosfaat- en stikstofconcentratie, gegeven een zekerheid waarmee de ZGET, GET of MET gehaald wordt (zie Portielje, 2005; Heinis en Evers, 2006 voor nadere toelichting). Bij de berekening van de stikstofwaarden is bovendien rekening gehouden met een inerte stikstof fractie van 0,75 mg/l.

Chlorofyl-a concentraties vertonen een aanzienlijke variatie tussen jaren. Deze fluctuaties kunnen het gevolg zijn van variaties in weerscondities, maar ook van variaties in het ecosysteem. Omdat deze variaties slecht te voorspellen zijn is uitgegaan van een aanvaardbaar geachte overschrijdingskans van de als ondergrens van de ZGET, GET of MET aangewezen waarde. De waarden zijn zodanig gekozen dat de kans dat een bepaalde Biologische Toestand duurzaam blijft gehandhaafd 90% bedraagt. Deze waarde staat voor een wetenschappelijk geaccepteerde benadering van een hoge mate van zekerheid.

TABEL 3.1

NORMEN VOOR DE ZGET, GET EN MET VOOR DE CHLOROFYL-A CONCENTRATIE (ZOMERGEMIDDELTE WAARDEN, APRIL TOT EN MET SEPTEMBER) VOOR MEERTYPEN (VAN DER MOLEN EN POT, 2006). DEZE WAARDEN ZULLEN ALS GEVOLG VAN INTERCALIBRATIE VERMOEDELIJK WIJZIGEN

Type	Chlorofyl-a concentratie (ig/l)		
	MET	GET	ZGET
gebufferde ondiepe plassen (M11, M14, M25 en M27)	60	30	16,3
gebufferde diepe plassen (M16, M20)	29	14,5	8,3
brakke en kleine zoute wateren (M30 en M31)	120	60	40

De afgeleide normen voor fosfaat en stikstof in ondiepe meren zijn bij de heldere meren aanzienlijk lager dan bij de troebele meren als gevolg van top-down controle van fytoplankton door watervlooiën of driehoeksmosselen (zie paragraaf 2.2.3). Nutriënten mogen het bereiken van een bepaalde biologische norm niet in de weg staan. Gekozen is om de normen zoals afgeleid voor de heldere meren te gebruiken (zie voor onderbouwing Heinis & Evers, 2007). In tabel 3.2 zijn de werknormen gegeven. Binnen de bandbreedte van nutriëntenconcentraties waar zowel de heldere als de troebele toestand kan bestaan, kan met effectgerichte maatregelen het systeem van de troebele naar de heldere toestand worden gestuurd. Omdat fosfaat in zoete meren meestal het beperkende element is, ligt sturing op stikstof om de gewenste maatlatscore voor chlorofyl-a te halen voor een meerderheid van de meren niet voor de hand. Echter, voor sommige individuele meren is dit wel een optie.

Tabel 3.2 bevat per meertype en per cluster van meertypen een overzicht van de afgeleide normen, te weten de getalswaarden behorend bij een overschrijdingskans van de chlorofyl-a ondergrens van de ZGET, GET of MET van 90%. Niet voor alle watertypen waren typespecifieke getalswaarden beschikbaar om normen af te leiden. Voor deze wateren zijn normen afgeleid door middel van clustering van vergelijkbare watertypen. De norm is dan een range van getalswaarden van de watertypen uit hetzelfde cluster waarvoor wel typespecifieke getalswaarden beschikbaar zijn. Als clusters zijn daarbij onderscheiden:

- gebufferde ondiepe plassen (M5, M11, M14, M22, M23, M25 en M27);
- gebufferde diepe plassen (M16, M20, M21, M24 en M28);
- brakke en kleine zoute wateren (M30 en M31);
- grote zoute meren (M32).

Uit tabel 3.2 blijkt dat de afgeleide norm voor fosfaat (en stikstof) om met een waarschijnlijkheid van 90% te voldoen aan de GET voor alle meertypen behoorlijk lager ligt dan de huidige MTR waarden van respectievelijk 0,15 mg P/l en 2,2 mg N/l, vooral voor de diepe plassen. De GET norm is ook laag ten opzichte van de huidige zomergemiddelde concentraties in veel Nederlandse meren.

TABEL 3.2 NORMEN PER MEERTYPE MET EEN ZEKERHEID VAN 90% DAT ZGET, GET OF MET VOOR CHLOROFYL GEHAALD WORDT. HET BETREFT ZOMERGEMIDDELDE WAARDEN (PERIODE APRIL TOT EN MET SEPTEMBER) VOOR FOSFAAT (P) EN STIKSTOF (N). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE STILSTAANDE GEBUFFERDE WATEREN

Type		ondergrens MET	ondergrens GET	ondergrens ZGET
M11	totaal P (mg/l)	0,20	0,10	0,055
	totaal N (mg/l)	2,3	1,5	1,13
M14	totaal P (mg/l)	0,16	0,08	0,042
	totaal N (mg/l)	2,3	1,5	1,13
M16	totaal P (mg/l)	0,08	0,04	0,026
	totaal N (mg/l)	1,1	0,9	0,82
M20	totaal P (mg/l)	0,06	0,03	0,026
	totaal N (mg/l)	1,3	1,0	0,85
M25	totaal P (mg/l)	0,14	0,07	0,037
	totaal N (mg/l)	1,9	1,3	1,0
M27	totaal P (mg/l)	0,12	0,06	0,03
	totaal N (mg/l)	1,9	1,3	0,99
M30/M31	totaal P (mg/l)	0,22	0,11	0,076
	totaal N (mg/l)	2,9	1,8	1,4
Ondiepe plassen (M5, M22, M23)	totaal P (mg/l)	0,12-0,20	0,06-0,10	0,03-0,055
	totaal N (mg/l)	1,9-2,3	1,3-1,5	0,99-1,13
Diepe plassen (M21, M24, M28)	totaal P (mg/l)	0,06-0,08	0,03-0,04	0,026
	totaal N (mg/l)	1,1-1,3	0,9-1,0	0,82-0,85
Grote zoute meren* (M32)		Geen norm afgeleid voor MET	Geen norm afgeleid voor GET	Geen norm afgeleid voor ZGET

* In Nederland behoren Het Veerse Meer en het Grevelingenmeer tot het type M32. Dit zijn sterk veranderde wateren. Er waren geen gegevens van vergelijkbare natuurlijke meren, waardoor afleiding van ZGET/GET/MET-waarden niet mogelijk is. Bij de MEP/GEP-afleiding voor beide waterlichamen kunnen de normen zoals afgeleid voor Kust- en Overgangswateren als basis dienen (zie 3.6)

3.3 STILSTAANDE ZWAK EN NIET-GEBUFFERDE WATEREN

Voor het bepalen van fosfaat en stikstofnormen voor de natuurlijke zwak gebufferde wateren zijn de resultaten van twee onderzoeken gebruikt. In het ene onderzoek zijn getalswaarden afgeleid aan de hand van relaties tussen nutriënten enerzijds en macrofauna en diatomeeën anderzijds. In het andere onderzoek betrof het relaties tussen nutriënten en macrofyten (zie Heinis en Evers, 2006 voor nadere toelichting). Bij beide afleidingen zijn gegevens gebruikt van representatieve wateren waarvan de biologische kwaliteit in KRW termen varieerde tussen Matig (MET), Goed (GET) tot Zeer Goed (ZGET) en waarvan zowel biologische als chemische gegevens beschikbaar waren. Bij de analyse zijn geen gegevens gebruikt van wateren waarvan de biologische kwaliteit ontoereikend was. Er is daarom geen norm voor de MET afgeleid.

MACROFAUNA EN DIATOMEËN

Voor ieder macrofauna- en diatomeeënmonster is de typespecifieke KRW maatlat toegepast. Alleen monsters die scoorden in de ecologische kwaliteitsklasse MET, GET of ZGET zijn geselecteerd. Voor deze monsters zijn per ecologische kwaliteitsklasse de 10-, 25-, 50- (mediaan), 75- en 90-percentiel berekend. Als grens tussen de MET en GET klasse wordt de laagste waarde van de 10-percentiel van de MET gebaseerd op macrofauna en die op diatomeeën, genomen. De waarde kleiner dan de 10-percentiel houdt in dat dan met 90% zekerheid de GET toestand kan worden bereikt.

Uit de analyses zijn drie opvallende patronen waarneembaar: Voor alle verdelingen geldt dat er zeer veel overlap tussen de EKR klassen bestaat voor zowel de op macrofauna als diatomeeën gebaseerde getalsranges. Voor KRW type M12, gebaseerd op de ecologische kwaliteitsscore voor macrofauna, vertoont totaal fosfaat een afnemende trend: voor de diatomeeën is de ZGET waarde hoger dan de MET of GET waarden. Voor M13 is dezelfde trend waarneembaar. Voor alle resultaten geldt dat de EKR klassen gebaseerd op de macrofauna strenger zijn dan die gebaseerd op de diatomeeën. De ondergrens van het GET is volgens de opgestelde criteria redelijk te bepalen. Dit geldt niet of in mindere waarde voor de bovengrens.

MACROFYTEN

Voor ieder macrofytenmonster is de typespecifieke KRW maatlat toegepast. Hierbij zijn alleen de deelmaatlaten soortensamenstelling waterplanten en oeverplanten meegenomen. Vervolgens zijn de nutriëntengehalten tegen de maatlatscores uitgezet en de relaties onderzocht. De beschikbare nutriëntengegevens zijn scheef verdeeld. Daarom werden de medianen van de nutriëntenconcentraties van de typen met elkaar vergeleken en zijn correlatiecoëfficiënten berekend tussen de macrofyten scores op de KRW-maatlaten en logaritmisch getransformeerde nutriëntenconcentraties.

Voor de waterplanten van vennen is anorganisch koolstof (naast fosfor en stikstof) meestal limiterend voor de plantengroei. Helaas zijn daarvan te weinig metingen beschikbaar. Bovendien nemen waterplanten behalve uit het water ook nutriënten op uit de lucht, de bodem of uit dierlijke organismen. Zeer hoge correlaties tussen kwaliteitsscores van macrofyten en de nutriëntenconcentraties in het water mogen dan ook niet worden verwacht.

Ondanks al deze beperkingen zijn er soms nog in verhouding hoge correlaties ($r > 0,6$) en zeer significante correlaties ($p < 0,001$) gevonden tussen de kwaliteitsscores en nutriënten, zoals orthofosfaat in de hoogveenvennen (type M26). De goede ecologische toestand komt daar slechts voor bij orthofosfaatgehalten kleiner dan 0,01 mg/l P en totaal-P beneden 0,1 mg/l. Boven de grens van 2 mg/l totaal-stikstof is de kwaliteit altijd beneden de maat, daaronder trouwens ook nog vaak.

Bij de zure, ongebufferde vennen (type M13) werden geen significante relaties gevonden tussen de kwaliteit van de macrofyten en de nutriëntenconcentraties.

Voor type M12 (zwak gebufferde vennen) komt de goede ecologische toestand slechts voor bij concentraties van orthofosfaat $< 0,01$ mg/l P en totaal-fosfaat $< 0,1$ mg/l P). Locaties met een relatief goede kwaliteit zijn beperkt tot de vennen met concentraties van totaal-stikstof beneden 2 mg/l.

De afgeleide getalswaarden op basis van macrofauna/fytobenthos en macrofyten zijn samengevat weergegeven in tabel 3.3.

TABEL 3.3

GETALSWAARDEN BEHORENDE BIJ ONDERGRENSEN GET EN ZGET VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF VOOR DE KRW TYPEN M12, M13 EN M26 (ZOMERGEMIDDELTE WAARDEN, APRIL TOT EN MET SEPTEMBER). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE STILSTAANDE, ZWAK EN NIET GEBUFFERDE WATEREN

Type	Parameter	Ondergrens GET	Ondergrens ZGET
M12	totaal P (mg P/l)	<u>0,04*-0,1**</u>	<u>0,03*</u>
	totaal N (mg N/l)	0,81*-2,00**	0,68*
M13	totaal P (mg P/l)	<u>0,04*</u>	<u>0,03*</u>
	totaal N (mg N/l)	0,59*	0,50*
M26	totaal P (mg P/l)	<u>0,04*-0,1**</u>	<u>0,03*</u>
	totaal N (mg N/l)	0,92*-2,00**	0,80*

*getalswaarden afgeleid op basis van macrofauna en fyto-benthos

**getalswaarden afgeleid op basis van macrofyten

3.4 KLEINE STROMENDE WATEREN

Het proces van het afleiden van de ranges van totaal fosfaat en totaal stikstof voor de GET voor kleine stromende wateren verliep in drie stappen (zie Heinis en Evers, 2006 voor nadere toelichting):

- bepalen van de mate van natuurlijkheid, in termen van hydromorfologie, van de beschikbare locaties;
- naar kwaliteit en type classificeren van de monsters;
- berekenen van de (spreiding in) GET voor concentraties totaal P en N.

Alleen voor macrofauna bleken voldoende gegevens voorhanden te zijn om een statistisch verantwoorde analyse uit te voeren. Omdat per individueel KRW-type te weinig gegevens beschikbaar bleken te zijn, zijn de monsters geclusterd in drie groepen: 'bronnen (R1 en R2)', 'bovenlopen (R3, R4, R9, R11, R13, R17)' en 'midden/benedenlopen en riviertjes (R5, R10, R12, R14, R18, R6, R15)'.

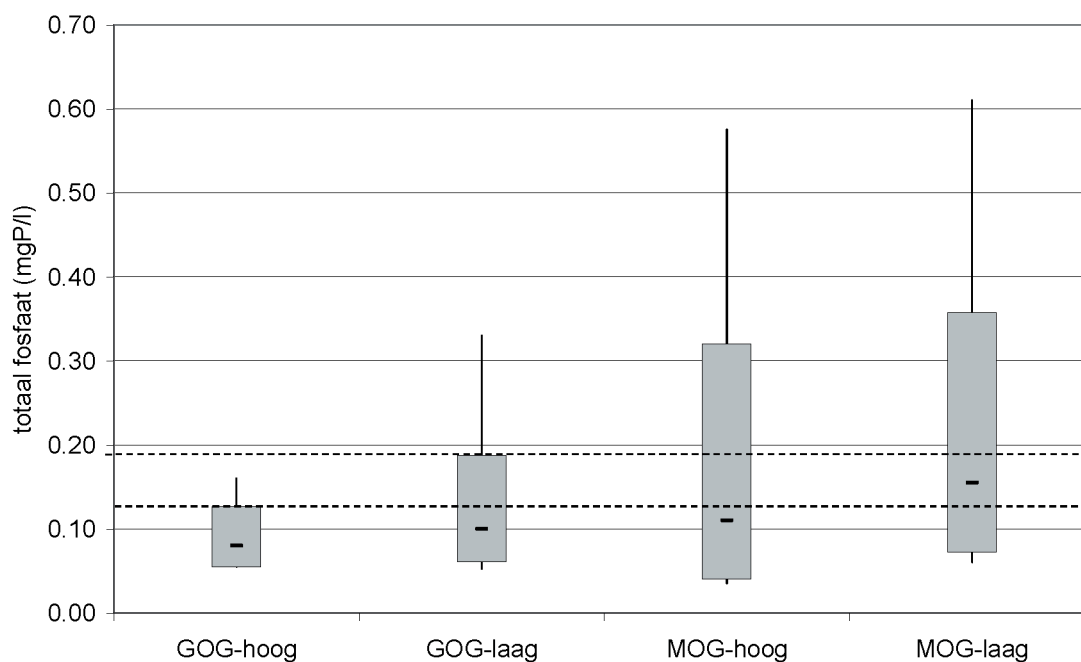
De afleiding van de range voor de GET is gebaseerd op de ecologische toestand van iedere locatie. Dit betekent dat niet alleen nutriënten maar ook andere factoren (zoals hydromorfologie) invloed op de uiteindelijke ecologie hebben uitgeoefend. De andere factoren zijn bij de afleiding niet meegenomen, maar zullen de range van de gegenereerde waarden wel hebben beïnvloed. Bij de analyse zijn de locaties op basis van het ontwikkelingsniveau van de aangetroffen macrofauna gemeenschappen in 4 categorieën ondergebracht, te weten 'goed ontwikkeld-hoog' (GOG_{hoog}), 'goed ontwikkeld-laag' (GOG_{laag}), 'matig ontwikkeld-hoog' (MOG_{hoog}) en 'matig ontwikkeld-laag' (MOG_{laag}). In Evers en Heinis (2007) is beschreven op welke wijze aan de hand van deze dataset getalswaarden voor de GET (= grens goed-matig) voor nutriënten zijn bepaald.

De nutriëntenwaarden behorend bij de grens matig-slecht zijn berekend volgens dezelfde methodiek en dezelfde dataset als de waarden voor de grens goed-matig.

De 10- en 90-percentiel van het GOG_{laag} zijn genomen als range voor de matige ecologische toestand (figuur 3.1). Ter vergelijking is ook de 75-percentiel van de MOG_{hoog} toegevoegd (zie Heinis en Evers, 2007 voor achtergronden).

FIGUUR 3.1

HET AFLEIDEN VAN DE RANGE VOOR DE MET GEÏLLUSTREERD AAN DE GETALSWAARDEN VOOR DE KRW-BOVENLOPEN. DE GRIJZE BALKEN GEVEN DE RANGE TUSSEN HET 10- EN 90-PERCENTIEL. DE IN DEZE BALKEN AANGEGEVEN DWARSSTREEPJES GEVEN DE MEDIAAN. DE LIJNEN BOVEN EN ONDER IEDERE BALK GEEN HET MINIMUM EN MAXIMUM. DE STIPPELLIJNEN GEVEN DE ONDER- (BOVENSTE STIPPELLIJN) EN DE BOVENKANT (ONDERSTE STIPPELLIJN) VAN DE MET AAN. X-AS: KWALITEITSCATEGORIËN ONTWIKKELINGSNIVEAU MACROFAUNA GEMEENSCHAPPEN (ZIE VERDER TEKST)



Na de rekenkundige afleiding zijn de gehalten afgerond op twee cijfers achter de komma. Bij de afronding (naar boven of beneden) is rekening gehouden met de reeds beschikbare ranges voor de GET.

Voor totaal fosfaat zijn de waarden aangepast aan de trend (toename in P) gaande van bron naar monding van een rivier. Zoals voor de GET zijn de afleidingen voor de kleine stromende wateren voor totaal stikstof erg hoog. Deze hoge waarden zijn een gevolg van:

- de hoge nitraatgehalten in het Nederlandse grondwater door intensief agrarische activiteiten,
- de begeleidende houtige vegetatie langs en in de beken hetgeen in de herfst tot bladval en een sterke afbraak van organisch materiaal leidt (tijdelijke toename N).

Bij het afleiden van de overgang matig-ontoereikend is hiermee rekening gehouden en met name voor de bovenlopen. Zowel voor bovenlopen als voor midden- en benedenlopen wordt op expert judgement de waarde van 8 mg N/l voorgesteld. Het is echter niet erg waarschijnlijk dat stikstof werkelijk limiterend is bij deze hoge concentraties.

De afgeleide getalswaarden voor de (onderkant) ZGET, GET en MET voor kleine stromende wateren zijn weergegeven in tabel 3.4.

TABEL 3.4

GETALSWAARDEN BEHORENDE BIJ ONDERGRENSEN GET EN ZGET VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF PER CLUSTER VAN TYPE KLEINE STROKENDE WATEREN. HET BETREFT ZOMERGEMIDDELTE WAARDEN (PERIODE APRIL TOT EN MET SEPTEMBER). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE KLEINE STROMENDE WATEREN

Type	Parameter	Ondergrens MET	Ondergrens GET	Ondergrens ZGET
R1	totaal P (mg P/L)	<u>0,18</u>	<u>0,10</u>	<u>0,04</u>
	totaal N (mg N/L)	-	-	9,9
R2	totaal P (mg P/L)	<u>0,18</u>	<u>0,10</u>	<u>0,04</u>
	totaal N (mg N/L)	-	-	9,9
R3	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R4	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R5	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R6	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R9	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R10	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R11	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R12	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R13	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R14	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R15	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R17	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,05</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3
R18	totaal P (mg P/L)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/L)	8	4	3

3.5 GROTE STROMENDE WATEREN

De Rijn en Rijntakken (R7), de Maas (R7, R16), en de bijbehorende zoete intergetijdengebieden (R8) vormen de grote rivieren. Al deze wateren zijn sterk of zeer sterk aangetast door hydro-morfologische ingrepen. Daarom is het niet mogelijk voor deze wateren GET-waarden voor nutriënten af te leiden. Een mogelijkheid zou zijn gegevens van vergelijkbare wateren in het buitenland te gebruiken, maar voor deze wateren gelden dezelfde beperkingen.

Een pragmatische benadering is om bij gebrek aan meetgegevens van natuurlijke wateren van deze typen de waarden voor de benedenlopen en riviertjes te gebruiken, in de veronderstelling dat de levensgemeenschappen in de grote rivieren op dezelfde wijze op verrijking met nutriënten zullen reageren. De GET en MET-waarden voor grote rivieren zouden daarmee op respectievelijk 0,14 en 0,19 mg P/l (beperkend nutriënt) en 4 en 8 mg/l N uitkomen. Nadere toetsing aan in het buitenland afgeleide GET-waarden is niet mogelijk, omdat voor zover nu

(april 2007) bekend is, in geen enkel geval de grote rivieren als afzonderlijke groep wordt beschouwd. Alleen in Duitsland is een methode in discussie waarbij waarden voor P worden afgeleid van een deelmaatlat voor algenbiomassa in verschillende typen grote rivieren. Als deze methode al geaccepteerd wordt in Duitsland, is het niet direct mogelijk de methode toe te passen, omdat Nederland geen maatlat voor fytoplankton in rivieren gebruikt.

Er zijn wat gegevens bekend van enigszins vergelijkbare, hydromorfologische relatief onaangetaste, rivieren in Polen. De biologische kwaliteit daarvan is matig tot goed en de totaal-fosfaat concentratie bedraagt minder dan 0,1 mg P/l (Nijboer et al., 2006). Schattingen van de natuurlijke achtergrondgehalten in Rijn en Maas bedragen 0,05 mg P/l en 0,6 mg N/l (Van Liere en Jonkers, 2002). Voor stikstof zijn de verschillen erg groot met de waarden die hier afgeleid zijn. Verder moet worden bedacht dat bij het afleiden van doelstellingen voor nutriënten voor de grote rivieren nog geen rekening is gehouden met de doelen voor de kust- en overgangswateren en doelen voor via de Rijn en Maas gevoede meren. Deze doelen zijn waarschijnlijk wel belangrijk (Van Liere en Jonkers, 2002), met name de eisen ten aanzien van stikstof vanuit de kust- en overgangswateren.

TABEL 3.5

GETALSWAARDEN BEHORENDE BIJ ONDERGRENSEN MET, GET EN ZGET VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF VOOR DE KRW TYPEN R7, R8 EN R16 (ZOMERGEMIDDELTE WAARDEN, APRIL TOT EN MET SEPTEMBER). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE STROMENDE WATEREN

Type	Parameter	Ondergrens MET	Ondergrens GET	Ondergrens ZGET
R7	totaal P (mg P/l)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/l)	8	4	3
R8	totaal P (mg P/l)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/l)	8	4	3
R16	totaal P (mg P/l)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal N (mg N/l)	8	4	3

3.6 KUST- EN OVERGANGSWATEREN

De kust- en overgangswateren omvatten 3 verschillende typen kustwateren (K1, K2, K3) en 1 type overgangswater (O2). De afleiding van normen is gebaseerd op een modelberekening van de relatie tussen nutriëntenvruchten, nutriëntenconcentraties en algenbiomassa. Daarnaast is op basis van meetgegevens over de periode 1990-2004 de relatie tussen nutriëntenconcentraties en de score van de fytoplanktonmaatlat gebruikt voor de afleiding van de nutriëtennormen.

Uit de modelberekeningen zijn voor de verschillende waterlichamen voor zowel nutriënten als algenbiomassa de referentieconcentraties (bij een onverstoorde toestand), en de concentraties bij de grenzen tussen respectievelijk de matige en ontoereikende toestand (MET) en de goede en een matige ecologische toestand (GET) afgeleid. Referentiewaarden voor nutriënten (hier gelijkgesteld met de ZGET) zijn eerder gerapporteerd door Heinis et al. (2004) en hier overgenomen. Hierbij zijn alle waarden herleid tot een saliniteit van 30. De (biologische) grenzen voor MET en GET zijn daarbij gedefinieerd als de grens waarbij de Ecologische Kwaliteitsratio van de fytoplankton maatlat respectievelijk <0,4 en <0,6 is. De modelberekening geeft resultaten voor een gemiddeld jaar, een nat jaar en een droog jaar. Op deze manier kan de range worden vastgesteld die van nature optreedt als gevolg van verschillen in rivierafvoer.

De berekening van referentieconcentraties geeft aan dat voor de waterlichamen dicht bij de monding van de grote rivieren (bij lagere zoutgehaltes) van nature hogere algenbiomassa voorkomen.

Uit de modelberekening blijkt dat de nutriëtennorm ongeveer een factor 2 boven de natuurlijke achtergrondconcentratie kan liggen om een algenbiomassa te verzekeren die maximaal 50% boven de natuurlijke achtergrond ligt (uitgangspunt bij opstellen fytoplankton maatlat).

Uit de meetgegevens komt een significante relatie tussen de stikstofconcentratie en de score van de fytoplankton maatlat. Op basis van deze relatie zijn normen afgeleid voor de wintergemiddelde concentratie anorganisch stikstof en de zomergemiddelde concentratie totaal-N. Deze normen vallen binnen de range die is afgeleid uit de modelresultaten.

De gekozen nutriëtennorm bepaalt de kans op het behalen van een bepaalde biologische toestand (bijvoorbeeld de GET). Een scherpere nutriëtennorm vergroot de kans op het halen van de biologische norm, maar verlaagt de kans op het halen van de nutriëtennorm (en omgekeerd). Uit de beschikbare meetgegevens (1990-2004) is voor iedere meetlocatie nagegaan in hoeveel jaren de biologische toestand volgens de fytoplanktonmaatlat niet voldoet aan de GET, terwijl de nutriëntenconcentratie wel voldoet aan de norm. Uit een analyse van de beschikbare data blijkt dat bij een saliniteit 30:

- een norm van circa 35 μM voor DIN^2 en TN^3 ertoe leidt dat in minder dan 10% van de jaren op een locatie de GET niet wordt gehaald;
- een norm van circa 50 μM voor DIN en TN ertoe leidt dat er locaties zijn waar in 50% van de jaren de GET niet wordt gehaald.
- een hogere norm ertoe leidt dat op vrijwel alle locaties in de kustwateren met grote regelmaat de GET niet wordt gehaald.

Daarom wordt voorgesteld om de norm te leggen bij die waarde, waarbij de kans dat de GET wordt gehaald, 90% is.

Voor fosfaat en totaal-P wordt voorgesteld om de normen niet af te leiden van de meetgegevens, omdat P niet als sturend voor de eutrofiëringsproblemen in de zoute wateren wordt beschouwd. Voor P zouden normen vastgesteld kunnen worden gebaseerd op de natuurlijke verhouding tussen N en P. Als natuurlijke N:P ratio wordt uitgegaan van 16 (op molbasis). In OSPAR kader wordt als maximale afwijking van die ratio 27 gehanteerd.

De normen zijn afgeleid van de score van de fytoplankton maatlat. De deelmaatlat Phaeocystis laat een afwijkend patroon zien. Voor deze maatlat wordt voor locaties op open zee, bij lage nutriëntenconcentraties, al een score gehaald die lager is dan goed. Dat zou er op kunnen duiden dat de grens tussen een goede en een matige ecologische toestand voor deze maatlat te laag ligt. Dit moet nog nader worden bekeken.

Tabel 3.6 bevat een overzicht van de voorgestelde normen voor stikstof en fosfor voor de kust- en overgangswateren.

² DIN = wintergemiddelde anorganisch stikstof concentratie.

³ TN = zomergemiddelde totaal stikstof concentratie.

TABEL 3.6

GETALSWAARDEN BEHORENDE BIJ ONDERGRENSEN MET, GET EN ZGET VOOR TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF VOOR DE KRW TYPEN K1, K2, K3 EN O2 (WINTERGEMIDDELTE WAARDEN) (BIJ SALINITÉIT 30). ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE KUST- EN OVERGANGSWATEREN

Type	Parameter	Ondergrens MET	Ondergrens GET	Ondergrens ZGET
K1, K2, K3	wintergemiddelde anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$)*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	
	zomergemiddelde totaal-stikstof*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	0,10-0,22 mg N/l
	wintergemiddelde anorganisch fosfor (PO_4)*	3,5 μM	2,2 μM	
		0,11 mg P/l	0,07 mg P/l	
O2	wintergemiddelde anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$)*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	
	zomergemiddelde totaal-stikstof*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	0,10 – 0,22 mg N/l
	wintergemiddelde anorganisch fosfor (PO_4)*	3,5 μM	2,2 μM	
		0,11 mg P/l	0,07 mg P/l	
	zomergemiddelde totaal-fosfor*	<u>3,5 μM</u>	<u>2,2 μM</u>	
		0,11 mg P/l	0,07 mg P/l	0,015-0,025 mg P/l
	wintergemiddelde anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$)*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	
	zomergemiddelde totaal-stikstof*	<u>55 μM</u>	<u>35 μM</u>	
		0,77 mg N/l	0,49 mg N/l	0,10 – 0,22 mg N/l
	wintergemiddelde anorganisch fosfor (PO_4)*	3,5 μM	2,2 μM	
		0,11 mg P/l	0,07 mg P/l	
	zomergemiddelde totaal-fosfor*	<u>3,5 μM</u>	<u>2,2 μM</u>	
		0,11 mg P/l	0,07 mg P/l	0,015-0,025 mg P/l

* De zomergemiddelde totaal stikstof concentratie kan worden geschat uit de wintergemiddelde (december t/m februari) totaal anorganische stikstof concentratie. Normen voor fosfor zijn afgeleid uit normen voor stikstof op basis van een vaste N:P verhouding (16, op molbasis)*

3.7 SAMENVATTING NORMEN VOOR ZGET, GET EN MET

In Tabel 3.7 zijn de afgeleide getalswaarden voor de ondergrens van de GET (werknormen) en de ZGET voor de 23 door het LBOW vastgestelde natuurlijke watertypen samengevat. In Tabel 3.8 zijn getalswaarden voor de overige, kleinere watertypen gegeven.

TABEL 3.7 VOORSTELLEN VOOR NUTRIËNTNORMEN VOOR DE ZEER GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (ZGET), DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (GET) EN DE MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND (MET) VOOR NATUURLIJKE WATERTYPEN WAARVOOR KRW-RAPPORTAGE NOODZAKELIJK IS; ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE WATEREN (ZIE VOOR VOETNOTEN TABEL 3.8)

		Norm 1		
Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	MET	GET	ZGET
Stromende wateren				
midden-/benedenloop van riviertjes (R5, R6, R10**, R12, R14, R15, R18)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	8	4	3
grote rivieren (R7, R8, R16)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,19</u>	<u>0,14</u>	<u>0,06</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	8	4	3
Ondiepe plassen				
matig grote ondiepe gebufferde plassen (M14)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,16</u>	<u>0,08</u>	<u>0,042</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	2,3	1,5	1,13
matig grote ondiepe laagveenplassen (M27)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,12</u>	<u>0,06</u>	<u>0,03</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,9	1,3	0,99
ondiepe kalkrijke plassen (M23)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,12-0,20</u>	<u>0,06-0,102</u>	<u>0,03-0,055</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,9-2,3	1,3-1,52	0,99-1,13
Diepe plassen				
matig grote diepe gebufferde meren (M20)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,06</u>	<u>0,03</u>	<u>0,026</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3	1,0	0,85
overige diepe meren (M21, M28)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,06-0,08</u>	<u>0,03-0,042</u>	<u>0,026</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,1-1,3	0,9-1,02	0,82-0,85
	totaal stikstof (mg N/l)	g.g.	0,92*-2,00**	0,80*
Zoute en brakke wateren				
Brakke en zoute plassen en meren (M30, M31, M32)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,22	0,11	0,07
	totaal stikstof (mg N/l)	<u>2,9</u>	<u>1,8</u>	<u>1,4</u>
Overgangswateren (O ₂)	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	<u>0,77</u>	<u>0,493</u>	<u>0,10-0,225</u>
	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,11	0,074	0,015-0,0255
Kustwateren (K1, K2, K3)	Opgelost anorganisch stikstof (mg N/l)	<u>0,77</u>	<u>0,493</u>	<u>0,10-0,225</u>
	Opgelost anorganisch fosfor (mg P/l)	0,11	0,074	0,015-0,0255

TABEL 3.8

VOORSTELLEN VOOR NUTRIËNTNORMEN VOOR DE ZEER GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (ZGET), DE GOEDE ECOLOGISCHE TOESTAND (GET) EN DE MATIGE ECOLOGISCHE TOESTAND (MET) VOOR NATUURLIJKE WATERTYPEN MET EEN STROOMGEBIED < 10 KM² (R-TYPEN) OF WATERTYPEN MET EEN OPPERVLAKTE < 50 HA (M-TYPEN); ONDERSTREEPT IS HET NUTRIËNT DAT HET MEEST BEPALEND IS VOOR HET FUNCTIONEREN VAN NATUURLIJKE WATEREN (G.G. = GEEN GEGEVENS)

		Norm1		
Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	MET	GET	ZGET
Stromende wateren				
Bronnen (R1, R2)*	totaal fosfaat (mg P/L)	0,18	0,10	0,04
	totaal stikstof (mg N/L)	g.g.	g.g.	g.g.
Bovenlopen (R3, R4, R9, R11, R13, R17)*	totaal fosfaat (mg P/L)	0,19	0,12	0,05
	totaal stikstof (mg N/L)	8	4	3
Ondiepe plassen				
Kleine ondiepe gebufferde plassen (M11)	totaal fosfaat (mg P/L)	0,2	0,10	0,055
	totaal stikstof (mg N/L)	2,3	1,5	1,13
ondiepe laagveenplassen (M25)	totaal fosfaat (mg P/L)	0,14	0,07	0,037
	totaal stikstof (mg N/L)	1,9	1,3	1,0
ondiepe kalkrijke klassen (M5, M22)	totaal fosfaat (mg P/L)	0,12-0,20	0,06-0,102	0,03-0,055
	totaal stikstof (mg N/L)	1,9-2,3	1,3-1,52	0,99-1,13
Diepe plassen				
Diepe gebufferde meren M16)	totaal fosfaat (mg P/L)	0,08	0,04	0,026
	totaal stikstof (mg N/L)	1,1	0,9	0,82
overige diepe meren (M24)	totaal fosfaat (mg P/L)	0,06-0,08	0,03-0,042	0,026
	totaal stikstof (mg N/L)	1,1-1,3	0,9-1,02	0,82-0,85
Zwak gebufferde wateren (vennen)				
Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen) (M12)	totaal fosfaat (mg P/L)	g.g.	0,04-0,1	0,03
	totaal stikstof (mg N/L)	g.g.	0,81-2,00	0,68
Kleine ondiepe zure plassen (vennen) (M13)	totaal fosfaat (mg P/L)	g.g.	0,04	0,03
	totaal stikstof (mg N/L)	g.g.	0,59	0,50
Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen (M26)	totaal fosfaat (mg P/L)	g.g.	0,04-0,1	0,03
	totaal stikstof (mg N/L)	g.g.	0,92-2,00	0,80

1 Klassengrenzen tussen de ontoereikende en matige ecologische toestand (MET-waarde), tussen de matige en goede ecologische toestand (GET-norm) en tussen de goede en zeer goede ecologische toestand (ZGET-norm). De waarden gelden als gemiddelde voor het zomerhalfjaar (april t/m september), behalve voor de kustwateren waar het winterhalfjaar (oktober t/m maart) wordt gebruikt.

2 Voor deze typen was te weinig informatie beschikbaar. Daarom is de range van de meest gelijkende typen overgenomen.

3 Deze waarden zijn winterwaarden (oktober t/m maart) bij een saliniteit van 30. Bij een andere saliniteit geldt: norm = 2,8 - 0,077 * saliniteit.

4 Afgeleid van N-norm aan de hand van de natuurlijke N:P verhouding van 7,2 (gewicht) of 16 (mol).

5 GET waarden zijn afgeleid voor saliniteit 30. ZGET waarden voor kustwateren en overgangswateren zijn ontleend aan Heinis e.a., 2004 en afgeleid voor saliniteit 30 (K1 en K3) of herleid tot saliniteit 30 (K2 en O2). Zie ook tabel 4 in genoemd rapport.

* Watertypen met een stroomgebied < 10 km², KRW-rapportage niet noodzakelijk

** Type in Nederland (nog) niet toegekend

4

NUTRIËNTENNORMEN VOOR NIET-NATUURLIJKE WATEREN (GEP)

4.1 INLEIDING

In voorgaande hoofdstukken zijn voorstellen gedaan voor nutriëtnormen voor de natuurlijke wateren voor het behouden van de Goede Ecologische Toestand (GET). De meeste waterlichamen in Nederland zijn echter kunstmatig of sterk veranderd. Voor deze waterlichamen is het bereiken van het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) het streven. De GET en het GEP zijn de normen voor de ecologische toestand.

De EC is zich bewust van de complexiteit van de relaties tussen de biologie en biologieondersteunende stoffen. Men realiseert zich dat we deze relaties nog niet volledig in de vingers hebben. Daarom is voorzien in de zogenaamde ‘checking procedures’ (CIS-werkgroep 2.A, 2003): op basis van meetresultaten voor biologie en de ondersteunende stoffen wordt gecheckt of de theoretisch afgeleide stofnormen niet te streng of te mild zijn. Indien bruikbare meetcijfers beschikbaar zijn, kunnen deze nu al worden ingezet voor een checking procedure. Zijn dergelijke resultaten nog niet voorhanden dan kan dit binnen de eerste planperiode (2010-2015) tot bijstelling van de stofnormen leiden.

Naast deze mogelijkheid tot bijstelling van de nutriëtnormen stoffen biedt de KRW nog een opening om niet al in 2015 aan de normen te hoeven voldoen. Als het realiseren van deze normen in 2015 maatschappelijk niet haalbaar en betaalbaar is, dan mag het daadwerkelijk na te streven ‘beleidsdoel 2015’ een lagere ecologische kwaliteit zijn; het GEP wordt later dan 2015 bereikt. Als de maatschappelijke haalbaarheid en betaalbaarheid het GEP ook op lange termijn in de weg blijft staan mag van een minder strenge beleidsdoelstelling worden uitgegaan.

De beleidsdoelen voor waterlichamen kunnen in de praktijk sterk uiteenlopen, omdat:

- het om andere watertypen gaat;
- de factoren die bepalend zijn voor het GEP verschillen;
- de maatschappelijke haal- en betaalbaarheid varieert.

In de loop van 2007-2008 worden in de regio's de beleidsdoelen voor 2015 opgesteld.

Dit hoofdstuk bevat informatie die nuttig en nodig is bij het afleiden van de nutriëntendoelen voor sterk veranderde en kunstmatige wateren. Eerst worden de uitgangspunten voor de theoretische afleiding geschetst, zoals die volgen uit de KRW en de internationale richtsnoeren. Belangrijk daarbij is de wijze waarop moet worden omgegaan met het meest limiterende nutriënt en de rol van de checking procedure. Daarna volgen praktische methodes waarmee MEP's en GEP's kunnen worden opgesteld. Tenslotte worden verschillende voorbeelden gegeven.

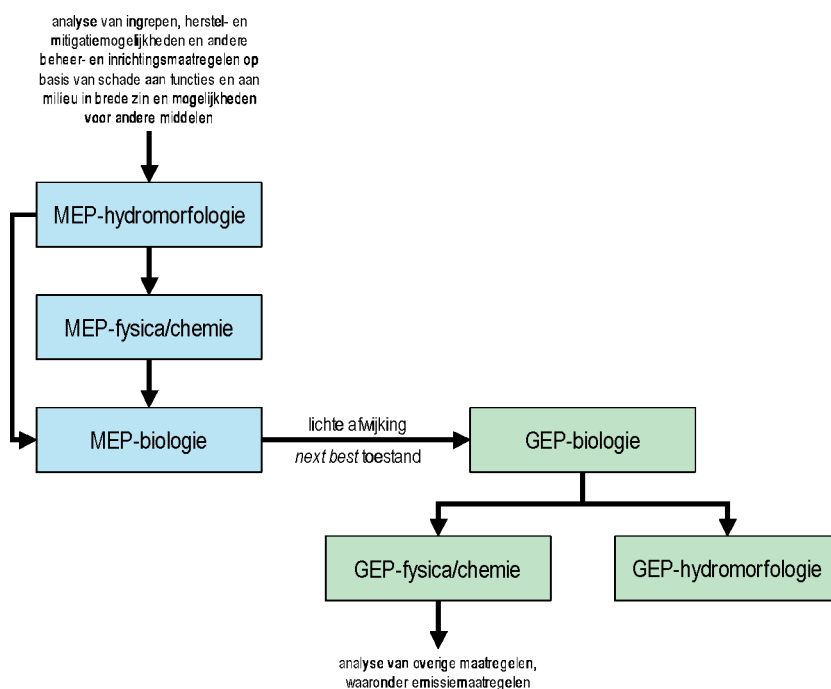
4.2 UITGANGSPUNTEN BIJ AFLEIDING NUTRIËNTENNORMEN

Lidstaten zijn vrij om zelf ecologische doelen voor de Kaderrichtlijn Water af te leiden. Vanuit de Europese richtsnoeren is echter nauw omschreven op welke wijze dat dient plaats te vinden.

4.2.1 BIOLOGIE IS LEIDEND

Een belangrijk uitgangspunt is dat de biologie leidend is en dat bijbehorende fysisch-chemische normen moeten verzekeren ('to ensure') dat de biologie op orde is. Concreet betekent dit dat het GEP-nutriënten moet worden afgeleid uit het GEP-biologie, dat middels een lichte afwijking is voortgekomen uit het MEP-biologie (zie figuur 4.1). Er is dus geen directe relatie tussen het MEP-nutriënten en GEP-nutriënten; het verschil tussen die twee is niet gelieerd aan het begrip 'lichte afwijking'.

FIGUUR 4.1. DE TE VOLGEN ROUTE VAN HET MEP-HYDROMORFOLOGIE NAAR HET GEP-BIOLOGIE EN VERVOLGENS GEP-FYSICA/CHEMIE EN GEP-HYDROMORFOLOGIE (SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE VOORGESCHREVEN WERKWIJZE UIT CIS-WERKGROEP 2.2, 2003)



Bij het vaststellen van de biologische waarden voor MEP en GEP en de bijbehorende getalswaarden voor nutriënten, schrijft het richtsnoer voor kunstmatige en sterk veranderde wateren (CIS-werkgroep 2.2, 2003) een soort 'trapje-op-trapje-af' aanpak voor. Bij het opstellen van het MEP wordt eerst gekeken naar de randvoorwaarden in hydromorfologie en fysica/chemie, die ontstaan door verschillen met de natuurlijke referentie als gevolg van de onomkeerbare ingrepen (na mitigatie). De Praagse methode geeft hetzelfde resultaat als vanuit de huidige situatie de effecten van alle herstel- en mitigerende maatregelen zonder significante schade worden opgeteld (de fysisch-chemische kwaliteitselementen zijn niet belemmerend, tenzij bijvoorbeeld hoge nutriëntengehalten het gevolg zijn van onomkeerbare, niet of nauwelijks te mitigeren, hydromorfologische ingrepen). Vervolgens wordt bepaald welke biologie hierbij mogelijk is. Daarna volgt de biologie van het GEP door een 'lichte afwijking'. Tenslotte moet worden bepaald welke hydromorfologie en fysica/chemie een dergelijk biologie niet in de weg staan. Dus:

- net als bij de GET is ook bij het GEP de biologie leidend;
- een 'lichte afwijking' hoeft niet perse te gelden voor nutriëntenconcentraties, echter

doorgaans zal dit wel het geval zijn omdat de biologie 'licht' afwijkt;

- antropogene emissies (bijvoorbeeld door bemesting van het land) mogen niet worden verrekend in het GEP, maar wel op basis van ontheffing (disproportionele kosten of technische onhaalbaarheid van emissiemaatregelen) in de beleidsdoelstelling.

4.2.2 DE NUTRIËNTENNORMEN HOEVEN NIET STRENGER DAN KRW VRAAGT

In een van de internationale richtsnoeren (CSI-werkgroep 2.A, 2003) zijn de zogenaamde checking procedures ofwel controleprocedures opgenomen. Deze zijn bedoeld om te verzekeren dat de typespecifieke normen (GET- of GEP-waarden⁴) voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen (waaronder de nutriënten) niet meer of minder streng zijn dan de KRW vraagt. Er kan een beroep op deze controleprocedures worden gedaan als een lidstaat een overtuigende mismatch vindt tussen de biologische en fysisch-chemische en meetresultaten, hetgeen in de praktijk betekent dat er bewijs moet zijn dat de mismatch niet is toe te schrijven aan meeton nauwkeurigheden, maar consistent optreedt in meerdere waterlichamen van hetzelfde type.

De twee volgende situaties zijn in het richtsnoer onderscheiden, waarin een controleprocedure kan worden ingezet (zie de kwadranten B en C in figuur 4.2).

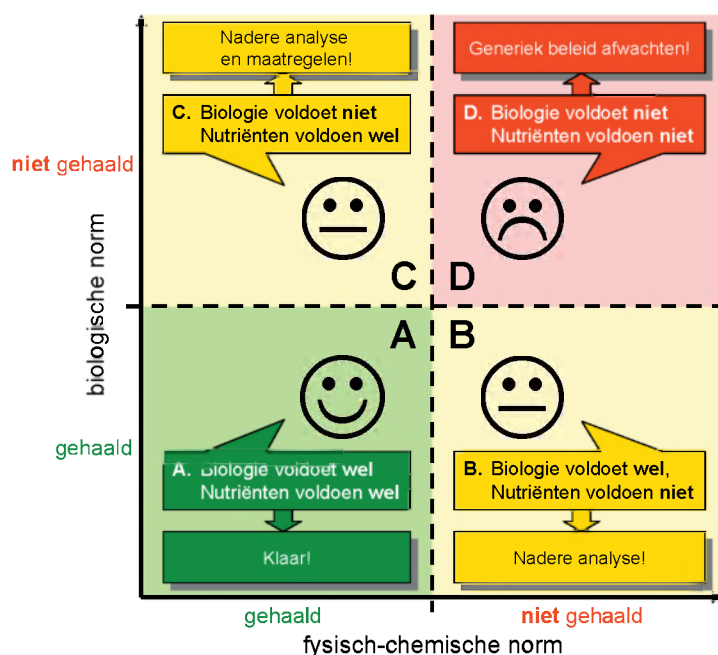
- de normen voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen worden niet gehaald, terwijl die voor de biologische kwaliteitselementen wel worden gehaald. Controleer eerst of de biologische meetmethode gevoelig genoeg is voor de antropogene invloeden en ga na of er sprake kan zijn van een nog komende, vertraagde reactie van de biologie. Als de meetmethode gevoelig genoeg is en er zal géén vertraagde reactie van de biologie optreden, mag worden overwogen om de nutriëntennormen minder streng te maken. Doe dit niet te makkelijk want een degelijke onderbouwing wordt gevraagd. Bovendien kan het zinvol zijn om de strengere norm te handhaven zodat het biologisch doel ook in 'minder goede jaren' (warme zomers) gehaald wordt;
- de normen voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen worden gehaald, terwijl die voor de biologische kwaliteitselementen niet worden gehaald. Controleer of de nutriëntennormen niet te mild zijn.

Pas als er voldoende meetgegevens zijn van zowel biologische als de fysisch-chemische kwaliteitselementen van diverse representatieve waterlichamen van een bepaald type, kan worden beoordeeld of een controleprocedure nodig is. In een aantal gevallen zijn nu al meetreeksen op representatieve locaties (best sites) beschikbaar zodat de controleprocedures kunnen worden gebruikt om tot goede nutriëntennormen te komen.

⁴ De controleprocedures gelden zowel voor de GET als de GEP. Letterlijk stelt het richtsnoer: "The checking procedures apply only in relation to values for the good-moderate status/potential boundaries."

FIGUUR 4.2

EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE PLAATS VAN DE CONTROLEPROCEDURES NADAT METINGEN OVERTUIGEND HEBBEN AANGETOOND WELKE NORMEN (BIOLOGISCH OF FYSISCH-CHEMISCH) AL DAN NIET GEHAALD WORDEN (NEDERLANDSE INTERPRETATIE VAN CIS-WERKGROEP 2.A, 2003)



Toelichting bij figuur 4.2:

- A. Wanneer een waterlichaam zich in kwadrant A bevindt, is er geen actie nodig: de biologie en de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen voldoen aan de norm. Continueren van het huidige beleid is een waarborg dat het waterlichaam op orde zal blijven.
- B. In kwadrant B is de biologie op orde, maar wordt de norm voor één of meer algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen niet gehaald. Het kan zijn dat er een andere factor is die bepalend is voor de biologische toestand, zoals een zeer korte verblijftijd van water in meren. Het kan ook zijn dat het waterlichaam instabiel is, dat wil zeggen dat het systeem het ene jaar in B zit en in het andere jaar in D. Dit kan voorkomen bij meren waar visstandbeheer is uitgevoerd. De toestand van het systeem dient nader geanalyseerd te worden. Veelal volstaat (generiek) emissiebeleid, immers aanvullende maatregelen hebben geen zichtbaar effect op de biologie. In bepaalde gevallen is het mogelijk de norm voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen te versoepelen, zodat in feite situatie A ontstaat.
- C. In waterlichamen waar de biologie niet, maar de norm voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen wel wordt gehaald (kwadrant C) kan een extra inspanning nodig zijn voordat de biologische doelen worden bereikt. Er is mogelijk een andere reden dan nutriënten waardoor de biologie niet op orde is, bijvoorbeeld op het gebied van beheer en inrichting. Nadere analyse moet uitwijzen in welke mate alle biologische parameters zijn beïnvloed en, indien aanvullende maatregelen nodig zijn, of moet worden gedacht aan verdergaande inspanning ten aanzien van de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen (aanscherping stofnorm), aanvullend beheer en/of inrichting.
- D. Wanneer zowel biologie als algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen niet voldoen aan de norm (kwadrant D) is de toestand mogelijk nog ver af van wat wenselijk is. Het ligt voor de hand om eerst de effecten (generiek) emissiebeleid af te wachten en om het halen van de normen te faseren tot na 2015. Indien een waterlichaam nabij de kwadranten B en C ligt zijn er mogelijk ook kansen voor een aanvullende regionale aanpak. Een nadere analyse van de toestand is met name dan zinvol. In alle gevallen dient een optimale aanpak op stroomgebiedniveau te worden gezocht.

4.2.3 AFWENTELING

Waterlichamen staan niet op zichzelf. Zij staan in verbinding met omliggende waterlichamen, zodat migratie van flora en fauna mogelijk is (of mogelijk moet worden gemaakt) en uitwisseling van stoffen plaatsvindt. Hoe moet hiermee worden omgegaan bij het afleiden van GEP-nutriënten?

Hierbij kan in twee richtingen worden geredeneerd.

- a. Moet bij het afleiden van het GEP voor een waterlichaam rekening worden gehouden met de normen in benedenstroomse waterlichamen (voorbeeld A: moet de P-norm in een beek worden afgestemd op de P-norm in een benedenstrooms gelegen meer)?
- b. Mag bij het afleiden van het GEP voor een waterlichaam rekening worden gehouden met de normen in bovenstrooms gelegen waterlichamen (voorbeeld B: mag de P-norm in de boezem milder zijn, omdat deze water ontvangt uit een diepe droogmakerij met nutriëntrijke kwel)?

Op basis van artikel 4.8 van de KRW moet de eerste vraag met 'ja' worden beantwoord en de tweede met 'nee'. In de praktijk is tot nu ook de eerste vraag meestal met 'nee' beantwoord. Eerst worden doelen per waterlichaam opgesteld op basis van de hydromorfologische herstel- en mitigatiemogelijkheden in het waterlichaam zelf. Vervolgens vindt afstemming plaats met andere waterlichamen. Indien door afwenteling een GEP waarde te hoog blijkt, is in principe bijstelling nodig van die GEP waarde. Tot slot wordt in het afwegingsproces op stroomgebiedsniveau, waarin kosteneffectiviteit en disproportionele kosten belangrijke criteria zijn, bepaald welke maatregelen per waterlichaam worden opgenomen als uit te voeren in de planperiode (eerste SGBP: 2010-2015). En hieruit volgt de beleidsdoelstelling voor ieder waterlichaam. Het initiatief en bewijslast voor deze regionale afstemming ligt bij de waterbeheerder die de uitzondering wil toepassen.

Inmiddels is naar aanleiding van afstemming met andere lidstaten voor het antwoord op vraag b. enige ruimte ontstaan. Het verrekenen van bijvoorbeeld nutriëntrijke kwel als gevolg van een hydromorfologische ingreep (droogmakerij) mag nu ook in een stroomafwaarts gelegen waterlichaam (de boezem), mits het ontvangende waterlichaam een directe, functionele relatie heeft met het waterlichaam waarop in dit voorbeeld de kwel plaatsvindt (boezemwateren zijn gemaakt om polderwater af te voeren). Het advies is om dit zeer terughoudend toe te passen, omdat nog moet worden bekeken of een en ander juridisch houdbaar is. Bovendien moet natuurlijk wel worden nagegaan in hoeverre mitigatie van de ingrepen (in dit voorbeeld de nutriëntrijke kwel) mogelijk is.

4.2.4 HET GROEI LIMITERENDE NUTRIËNT

Nutriënten (als geheel) vormen een (algemeen fysisch-chemisch) kwaliteitselement, net als de biologische kwaliteitselementen zoals macrofauna en vis. De onderdelen stikstof en fosfaat zijn geen kwaliteitselement, maar parameters binnen parameters om invulling te geven aan het kwaliteitselement. Om te komen tot een eindoordeel voor een waterlichaam geldt voor de biologische én de algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen het principe 'one out, all out'. Als het kwaliteitselement 'nutriënten' in de klasse matig scoort, terwijl alle biologische kwaliteitselementen goed scoren, dan is het eindoordeel matig. Bij de classificatie in lagere klassen spelen de fysisch-chemische kwaliteitselementen geen rol, dat gebeurt op basis van alleen de biologische kwaliteitselementen (zie paragraaf 3.1).

Nu komt de vraag boven hoe we nationaal om moeten gaan met het begrip 'kwaliteitselement' en de wijze waarop we daar invulling aan hebben gegeven voor nutriënten. Bij de afleiding van de normen is uitgegaan van het begrip 'limiterend nutriënt'.

De groei van organismen in een waterlichaam is afhankelijk van een groot aantal factoren, waaronder de nutriëntengehalten. Als die factoren voor een bepaald organisme samen tot de juiste omstandigheden leiden, kan de groei ongeremd plaatsvinden. Zo moeten de nutriënten in de juiste verhouding aanwezig zijn. Dat is echter nooit voor langere tijd het geval; altijd treedt een situatie op waarbij één van de nutriënten beperkend is voor de groei.

Als dat een stabiele situatie over één of meerdere jaren is, kan de ecologische toestand worden verbeterd door de concentratie van dat limiterende nutriënt terug te dringen, onafhankelijk van de concentraties van het andere nutriënt. Voldoen aan de norm voor het limiterende nutriënt is dan voldoende en eigenlijk is geen norm voor het andere nutriënt nodig.

Hier zijn twee kanttekeningen bij te maken:

1. niet altijd is er een situatie waarbij gedurende de bepalende periode hetzelfde nutriënt limiterend is. Dat kan wisselen, afhankelijk van andere groeibepalende factoren, zoals watertemperatuur. De bepalende periode, waarin ook de monitoring plaatsvindt, is voor meren en rivieren van april tot en met september (zomerperiode) en voor kust- en overgangswateren van oktober tot en met maart (winterperiode);
2. stroomafwaarts gelegen waterlichamen kunnen wel last hebben van hoge gehalten van het niet-limiterende nutriënt in het beschouwde waterlichaam (afwenteling). Dat betekent dat toch concentratieverlagende maatregelen voor het niet-limiterende nutriënt getroffen moeten worden.

Op basis van deze kanttekeningen is het gewenst om ook voor het niet-limiterende nutriënt een normwaarde vast te stellen. Daarom wordt voorgesteld om de uiteindelijke GET-normen voor N en P beide juridisch vast te leggen. De score voor het kwaliteitselement nutriënten voor een specifiek waterlichaam wordt alleen bepaald door het limiterende nutriënt. Indien de concentratie van het andere nutriënt de doelen in benedenstrooms gelegen wateren blijvend in gevaar brengt, moet bij het opstellen van maatregelen ook de norm daarvoor worden nagestreefd.

Voor niet-natuurlijke waterlichamen, waarvoor een GEP wordt afgeleid, wordt een zelfde benadering voorgesteld. Dus normwaarden voor beide nutriënten opstellen, het waterlichaam beoordelen voor het limiterende nutriënt en zonodig maatregelen opnemen voor het andere nutriënt indien hierdoor afwenteling optreedt.

In sommige gevallen is er geen duidelijk verband tussen nutriëntenconcentraties en biologische kwaliteitselementen. Dit geldt met name voor het nutriënt dat niet-limiterend is. Ook voor deze situaties is het toch verplicht een nutriëntenconcentratie voor zowel N als P op te nemen in het ecologische doel. Men zal die dan moeten kiezen op basis van andere argumenten. Hierbij valt te denken aan 'geen achteruitgang', wat betekent uitgaan van het huidige gehalte.

4.3 METHODEN OM MEP- EN GEP-NUTRIËNTEN AF TE LEIDEN

Er zijn twee methoden aan te geven waarmee het MEP en GEP voor nutriënten is af te leiden.

1. Praktijksituaties/data analyse.

Deze aanpak, gebaseerd op 'best sites', kan worden gevolgd voor alleen de biologie, waarna de nutriënten worden bepaald door een (statistische) data analyse. Maar de methode kan ook voor alle ecologische kwaliteitselementen worden gevolgd. Hierbij worden de nutriëntenconcentraties gebruikt van wateren, die in de praktijk voldoen aan het biologische doel. Hierbij moet natuurlijk wel informatie worden gebruikt van (sterk) vergelijkbare wateren.

2. Theoretische analyse.

Wanneer er onvoldoende gegevens zijn voor een complete statistische aanpak, dan zal een meer theoretische weg gevolgd moeten worden. Deze methode gaat er van uit dat de biologische toestand wordt gevonden middels een theoretische aanpak (modellen), analogie met bestaande situaties (zie methode 1) en/of expert kennis. Vervolgens bepaalt men eerst het verband tussen een nutriëntenconcentratie en een biologisch kwaliteitselement en berekent daarna welke nutriëntenconcentratie het gekozen biologische doel 'waarborgt'. Bij het bepalen van het verband moet dan zoveel mogelijk rekening worden gehouden met factoren die mede bepalend zijn voor de relatie tussen nutriëntenconcentraties en het biologische kwaliteitselement. Te denken valt aan zaken als bodemtype, kwel, verblijftijd, stroming, kritische belastingsgrenzen, hydromorfologie, doorzicht, etc. Bij de GET is hierbij een 90% kans op het behoud van dit biologische doel gebruikt. Het ligt voor de hand dit ook te doen bij het GEP.

4.4 VOORBEELDEN VAN HET AFLEIDEN VAN NUTRIËNTENNORMEN

In deze paragraaf zijn voorbeelden gegeven die laten zien hoe in de praktijk nutriëntennormen voor sterk veranderde en kunstmatige wateren worden afgeleid. Waar mogelijk is in de voorbeelden – middels een verwijzing – de link gelegd met een van de voorgaande paragrafen in dit hoofdstuk.

4.4.1 KUNSTMATIG (SLOTEN/KANALEN)

WATERLICHAMEN IN POLDERS MET KWEL IN WEST-NEDERLAND

In West-Nederland komen diepe polders voor waarin kwel (mede) bepalend is voor de nutriëntenbelasting. Het landgebruik kan divers zijn, maar voor dit voorbeeld wordt uitgegaan van open teelt landbouw. Ook dit landgebruik is bepalend voor de nutriëntenbelasting.

Door de diepe ligging van de polders kwelt er water naar boven. Dit water passeert diverse bodemlagen die van nature rijk zijn aan mineralen, vooral aan fosfaat. Deze hydromorfologische situatie is onomkeerbaar. Wel kan door hydrologische maatregelen het effect van kwel worden geminimaliseerd. Een van die maatregelen is het niet dieper te ontwateren dan nodig. Dit zijn mitigerende maatregelen. In het MEP mag rekening worden gehouden met de hoge belasting aan fosfaat als gevolg van de kwel die aanwezig blijft na de mitigerende maatregelen. Het is denkbaar dat deze waarden, die kunnen worden bepaald aan de hand van gedetailleerde studies naar de kwaliteit van het grondwater en de menging met zoet oppervlaktewater, relatief hoog zijn, rond de 1 mg P/l. In veel gevallen zal de concentratie zo hoog zijn dat het GET voor de biologie (algen, hogere planten, macrofauna en vissen) niet behaald kan worden. Als dit het geval is, dan komt het MEP-biologie (en daarmee het GEP-biologie, paragraaf 4.2.1) voor dit water lager te liggen. Echter, bij hoge fosfaatbelastingen wordt stikstof en/of de verblijftijd vaak (mede) bepalend voor wat er biologisch nog mogelijk is. Voor het

MEP zal bepaald moeten worden welke biologische kwaliteit mogelijk is met alle mogelijke maatregelen die het (negatieve) effect van stikstof verminderen en de verblijftijd verkorten. De kosten van deze maatregelen spelen hierbij nog geen rol. Op basis van het GEP-biologie, dat een lichte afwijking is van het MEP-biologie, worden de nutriëtnormen (onderdeel van het GEP-fysica/chemie) afgeleid (paragraaf 4.2.1).

Voor de keuze van het maatregelenpakket tot 2015 (en daarmee het beleidsdoel) mag wel rekening worden gehouden met de kosten en uitvoerbaarheid van maatregelen. Hiervoor dient te worden bepaald in hoeverre het mogelijk en maatschappelijk verantwoord is om de emissies van de landbouw tegen te gaan met maatregelen als mestvrije zones, lagere mestgiftten, etc. Ook moeten keuzes gemaakt worden over de haal- en betaalbaarheid van maatregelen in het watersysteem die het effect van nutriëntenemissies kunnen verminderen zoals baggeren, doorspoelen, etc.

KANALEN EN VAARTEN: VOORBEELD HERTOGSWETERING⁵

De Hertogswetering is circa 1000 jaar geleden gegraven en daarom een kunstmatig water. De functie is aan- en afvoer van water, scheepvaart speelt nauwelijks een rol. De maximale set maatregelen is geïnspireerd door vergelijkbare natuurlijke typen: veel natuurvriendelijke oevers met natuurvriendelijk maaibeheer, passeerbare sluizen en optimalisatie van de waterinlaat.

Het MEP is vervolgens geschat uitgaande van de huidige toestand en de maatregelen. Hierbij is gebruik gemaakt van biologische gegevens van vergelijkbare weteringen die in goede staat verkeren.

Beschikbare tools voor meren voor de vertaling van de chlorofylwaarden naar nutriëtnormen leveren onrealistisch lage waarden op. Daarom is het MEP-nutriënten afgeleid van voorlopige referentiewaarden van vergelijkbare typen (0,1 mg P/l); het GEP is gelijk gesteld aan het MEP. Het blijkt dat het GEP op sommige locaties wel en andere niet gehaald wordt. Omdat het GEP voor algen wel gehaald wordt, kunnen de GEP's-nutriënten mogelijk nog worden bijgesteld (zie paragraaf 4.2.2).

Afleiden MEP/GEP-fysica/chemie in Rijn-Oost (beken en sloten en kanalen)

Voor Rijn-Oost zijn voorlopige normen voor de fysisch-chemie afgeleid op een wijze die veel lijkt op de werkwijze voor de natuurlijke watertypen (Provincie Overijssel, 2007). Een goed voorbeeld van de werkwijze 1 uit hoofdstuk 4.3. De aanpak bestond uit de volgende stappen.

1. Waterlichamen zijn geclusterd op basis de verwachting dat de normen vergelijkbaar zullen zijn. Hierdoor ontstonden voldoende grote datasets om de normen af te leiden. De vier cluster zijn sloten, kanalen, stromende beken en bijna stilstaande beken.
2. Voor elk cluster zijn 'best sites' geselecteerd. Uiteraard is dit gebaseerd op de biologische beoordeling. Er is zoveel mogelijk uitgegaan van de biologische elementen die gevoelig zijn voor de fysisch-chemische parameters. Bij voorkeur wordt niet uitgegaan van 'best sites' of biologie maar van sites met een lage belasting door niet-hydromorfologische drukken. De selectie van deze drukken kan door te selecteren op afwezigheid van puntbronnen of laag onnatuurlijk landgebruik in het stroomgebied waar de site door beïnvloed wordt. Zo kan een slotensysteem in een natuurgebied als een MEP situatie worden beschouwd voor andere sloten.

⁵ Informatie afkomstig van een ambtelijke studie van Waterschap Aa en Maas, contactpersoon E. Matla.

3. Hierbij is gebruik gemaakt van de dataset Limnodata Neerlandica. Daarnaast is gebruik gemaakt van de biologische beoordelingssystematiek EBEO en de KRW beoordeling (maatlaten natuurlijke watertypen en ook van de concepten voor de sloten en kanalen).
4. Voor nutriënten in sloten en kanalen zijn de 10 percentiel waarden gelijk aan de werknormen van de vergelijkbare natuurlijke typen. Voor de GEP is niet de 10 percentiel waarde (= halen van biologie met grote mate van zekerheid gegarandeerd), maar zijn de 50 percentiel waarden van de 'best sites' gebruikt (= halen van biologie met redelijke mate van zekerheid gegarandeerd).
5. Voor de stromende beken bleken de werknormen van het natuurlijke type tussen de 10 en 50 percentiel waarde van de 'best sites' te liggen en daarom zijn de werknormen overgenomen. Omdat de bijna stilstaande beken eigenlijk als sloten kunnen worden beschouwd, zijn hier de voorlopige normen van sloten overgenomen.
6. Voor de overige fysisch-chemische parameters is vooraf gesteld dat er weinig grond is om af te wijken van de werknormen voor de vergelijkbare natuurlijke typen. Daarom zijn de waarden van deze parameters voor de geselecteerde 'best sites' vergeleken met die werknormen. Het blijkt dat een groot deel van de 'best sites' aan de werknormen voldoet en deze zijn daarom als voorlopige norm overgenomen.
7. Er zijn ook lagere klassen afgeleid en wel op een wijze zoals die in de Leidraad Monitoring is voorgesteld.

Uiteindelijk blijken de voorgestelde normen voor beken (nagenoeg) gelijk aan die van de natuurlijke typen en voor sloten en kanalen liggen de waarden wat hoger. Ongeveer 40-80% van de clusters wateren in Rijn-Oost voldoet aan deze voorlopige normen voor nutriënten. Er zijn nauwelijks wateren die in de klasse slecht vallen en de afstand tot de norm GEP valt in het algemeen mee.

4.4.2 MEREN

MEREN EN PLASSEN ALGEMEEN

In meren is de hoeveelheid chlorofyl-a onderdeel van de biologische maatlat en een gevoelig element voor eutrofiëring. Er is bovendien relatief veel informatie bekend over de relatie tussen chlorofyl-a en nutriëntenconcentraties. Nutriëtnormen voor meren kunnen dus worden afgeleid uit de relatie tussen nutriëntenconcentraties en chlorofyl-a.

In het algemeen is fosfaat vaak de beperkende factor voor het chlorofyl-a gehalte. Er wordt daarom een nutriëtnorm afgeleid voor (alleen) fosfaat. Als men weet dat voor een bepaald waterlichaam juist stikstof de beperkende factor is, dan kan men ook een nutriëtnorm afleiden voor alleen stikstof (zie paragraaf 4.2.4).

Voor alle meertypen is ten behoeve van het GET de relatie bepaald tussen chlorofyl-a en P-totaal c.q. N-totaal (zie hoofdstuk 3 en Heinis & Evers, 2006) door de 90-percentiel waarden te bepalen van de verhouding chlorofyl-a met N of P-totaal. Onderscheid is gemaakt naar heldere meren (>60cm doorzicht⁶) en troebele meren (<60cm doorzicht). De voor stilstaande gebufferde wateren afgeleide relaties tussen chlorofyl-a en fosfaat kunnen ook worden gebruikt voor het afleiden van nutriëntendoelen behorende bij andere biologische doelen (andere chlorofyl-a waarden).

⁶ In dit rapport is nog gewerkt met de oude versie van natuurlijke maatlaten, niet met de nieuwste zoals nu beschikbaar op stowa.nl.

LAAGVEENPLASSEN

In dit voorbeeld wordt uitgegaan van een laagveenplas die onderdeel uitmaakt van het boezemstelsel. Als gevolg daarvan is er geen natuurlijke peilfluctuatie en wordt voedselrijk water van omliggende gebieden door de plas afgevoerd.

Het niet natuurlijke peilbeheer kan worden beschouwd als een onomkeerbare hydromorfologische ingreep omdat hij volgt uit de functie boezemwater. De effecten hiervan mogen daarom worden meegenomen voor de bepaling van het MEP.

Het onnatuurlijke peilbeheer kan leiden tot een beperkt areaal aan oevervegetatie. Het verdient aanbeveling om nader te onderzoeken of en in welke mate dit van invloed is op de nutriëntenhuishouding. Mogelijk geeft het verlies van retentiemogelijkheden. De nutriëntenconcentraties in de plas zijn dan hoger dan zonder dit verlies. Waarschijnlijk valt dit effect mee en heeft de hydromorfologische ingreep geen merkbaar effect op de nutriëntenhuishouding. De biologische kwaliteit voor bijvoorbeeld de hoeveelheid algen kan dan vergelijkbaar zijn als in een natuurlijk meer. Daarom wordt hier gesteld dat $MEP \geq GET = GEP\text{-fytoplankton} \text{ en } GEP\text{-nutriënten} = GET\text{-nutriënten}$ (zie paragraaf 4.2.1). Dit betekent een (voorlopige) norm voor nutriënten van 0,08 mg P/l en 1,4 mg N/l (met P als limiterend element, zie paragraaf 4.2.4).

Door de afvoer van voedselrijk water is de huidige toestand vaak niet goed: troebel water en dominantie van brasem. Het GEP wordt niet gehaald, vooral als gevolg van (diffuse) nutriënten emissies. In het afwegingsproces wordt gezocht naar een optimale mix van generieke en gebiedspecifieke maatregelen. Aanpak van bronnen bovenstrooms moet worden bekeken (afwenteling, paragraaf 4.2.3).

Indien de realisatie van GEP niet haalbaar en betaalbaar wordt geacht, moet een ontheffing worden geformuleerd: een verlaging van de doelstelling. De beleidsdoelstelling bestaat dan uit hogere waarden voor nutriënten dan het GEP. Indien de maatregelen niet voor 2012, maar wel daarna worden voorzien is een fasering aan de orde. Het GEP wordt nagestreefd voor 2021 of 2027. Indien wel alle maatregelen worden genomen voor 2012, maar het effect van naijlen het GEP pas na 2015 haalbaar maakt, is een fasering ook aan de orde.

Voor een water als een laagveenplas is het daarbij van belang in hoeverre de nutriëntenbelasting beneden kritische grenzen kan komen. Dit bepaalt bijvoorbeeld of maatregelen als (visstands)beheer nuttig kunnen zijn. Mogelijk is met specifiek aanvullend (visstands)beheer het GEP-biologie realiseerbaar bij hogere nutriëntenconcentraties dan de norm (GET/GEP). Hiermee zijn in Nederland goede ervaringen, al kunnen de nutriëntenconcentraties nog niet te hoog zijn. In dat geval bestaat de mogelijkheid om die norm in een volgend Stroomgebiedbeheersplan naar boven bij te stellen (zie paragraaf 4.2.2). Er moet dan worden aangetoond dat het om een stabiele situatie gaat.

MARKERMEER

Het Markermeer bestaat dankzij de Houtribdijk. Het was vroeger een overgangswater. Nu is het sterk veranderd en de meest vergelijkbare natuurlijke referentie is een diep meer (M21). Het systeem heeft 'van nature' een grote slibvoorraad. Het water is daardoor troebel met grote gevolgen voor de biologie. Er kunnen bijvoorbeeld maar weinig waterplanten groeien en dat betekent ook dat de nutriëntenconcentraties hoger zullen zijn. De productie van algen wordt beperkt door de hoeveelheid licht die in het water doordringt en nutriënten hebben daarop geen invloed. Omdat dit een gevolg is van onomkeerbare fysieke ingrepen mag het MEP en daarmee het GEP-biologie worden aangepast (zie paragraaf 4.2.1).

4.4.3 RIVIEREN

BEKEN

Veel beken zijn sterk veranderd door oeververdediging en door stuwen. Soms is het stroomgebied ‘verknijpt’ en zijn bovenstrooms gelegen moerassen in het verleden drooggelegd, waardoor de afvoer onherstelbaar is veranderd. Sommige beken hebben daardoor meer het karakter van een sloot dan van een stromend water. Bij dit soort beken zal voor het MEP niet kunnen worden uitgegaan van het snelstromende natuurlijke type, maar kan een langzaam stromend natuurlijk type als vertrekpunt worden gekozen voor biologie en nutriënten. Het vertrekpunt voor de beleidsdoelstelling is de (voorlopige) GET-norm: 0,14 mg P/l en 4 mg N/l.

Voor het MEP is het belangrijk een goed onderbouwd verhaal te hebben over welke hydromorfologische ingrepen niet ongedaan kunnen worden gemaakt zonder significante schade aan functies en milieu in brede zin. Ook de mogelijkheden in deze zin voor mitigerende maatregelen moeten duidelijk worden bepaald. De fysieke ingrepen die niet te herstellen en (gedeeltelijk) te mitigeren zijn, hebben invloed op de biologie. Deels loopt dit via nutriënten (zie paragraaf 4.2.1): door het verlies aan retentie en de verandering van de afvoercharacteristieken kunnen nutriëntengehalten ervoor zorgen dat de biologienorm niet kan worden gehaald, ondanks emissiebeperkende maatregelen. De mate waarin vraagt om nadere studie; de processen zijn generiek, maar de omvang is locatiespecifiek. Het MEP-biologie (en daarmee het GEP-biologie en de daar weer van afgeleide nutriëntennormen) zal dus in allerlei gevallen kunnen afwijken van de natuurlijke situatie, deels als gevolg van effecten van nutriëntenconcentraties, die hun oorsprong vinden in niet te herstellen of onvoldoende te mitigeren hydromorfologische ingrepen.

Bij het bepalen van het beleidsdoel kan vervolgens rekening worden gehouden met de invloed van nutriëntenemissies vanuit het landgebruik, lozingen van rwzi's en overstorten. Voor benedenstrooms gelegen wateren worden daarbij ook mogelijke maatregelen bovenstrooms meegenomen (afwenteling, paragraaf 4.2.3). Nagegaan zal moeten worden in welke mate deze emissies relevant zijn voor de biologische kwaliteitselementen ten opzichte van zaken als stromingscharacteristieken en daaraan gekoppelde diversiteit aan habitats. Geschat wordt dat in veel gevallen de nutriëntenbelasting een relevante stuurfactor is. Dat betekent dat hiervoor haalbare en betaalbare maatregelen moeten worden geformuleerd. Op basis van alle haalbare en betaalbare maatregelen, ook voor zaken als (her)inrichting, beheer en onderhoud, wordt het (biologische) beleidsdoel omschreven.

In alle gevallen moet rekening gehouden worden met afwenteling. De gewenste kwaliteit benedenstrooms kan eisen stellen bovenstrooms, indien daar niet uitgegaan wordt van de normen behorend bij GET. Optimalisatie van de keuze van maatregelen dient plaats te vinden op stroomgebiedniveau. Dit afwegingsproces vindt plaats in het traject van ontheffingen en dus niet in het MEP/GEP-traject. Het initiatief en bewijslast ligt bij de waterbeheerder die de ontheffing wil toepassen.

Na het uitvoeren van maatregelen kunnen de volgende situaties optreden:

- het GEP-nutriënten wordt gehaald, het GEP-biologie wordt niet gehaald als gevolg van de onomkeerbare veranderingen in afvoercharacteristieken. Dat kan volgens de controle-procedures van paragraaf 4.2.2 leiden tot strengere nutriëtennormen en dus tot aanvullende maatregelen;
- zowel het GEP-nutriënten als het GEP-biologie worden niet gehaald. In bepaalde gevallen kan het niet halen van het GEP-biologie dan niet eenduidig worden toegeschreven aan verhoogde nutriëntenconcentraties. Bijvoorbeeld omdat verlies van stroomsnelheid en daaraan gekoppelde diversiteit aan habitats belangrijker is. De huidige biologische maatlaten voor rivieren lijken weinig gevoelig voor nutriënten. Dit kan veranderen als de deelmaatlat voor fyto-benthos wordt aangepast aan internationale initiatieven. Als de biologie écht geen relatie vertoont met de nutriënten (en dit met metingen kan worden onderbouwd), kan in een volgend Stroomgebiedbeheersplan de GEP norm naar boven worden bijgesteld (zie paragraaf 4.2.2).

REFERENTIES

AquaSense, 2005. Relaties tussen nutriënten en kwaliteit van fyto-benthos. Stuurbaarheid van doelvariabelen voor de Kaderrichtlijn Water. In opdracht van: Rijkswaterstaat RIZA. Rapportnummer 05.2499.

Bijkerk, R., H. van Dam, C.A. Bultstra & J. Meesters, 2004. Stuurbaarheid van sialgalen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van de sialgalgemeenschappen als doelvariabelen in de Kaderrichtlijn Water. KenB rapport 2004-113 en AS Rapport 04.2416.

Bijkerk, R., 2005. Stuurbaarheid van fytoplankton. Een onderzoek naar de stuurvariabelen van fytoplanktonbloei als doelvariabelen in de Kaderrichtlijn Water. Rapport 2005-096 Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van RIZA.

Carpentier, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley & V.H. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.

CIS-werkgroep 2.2, 2003. Richtsnoer voor de identificatie en aanwijzing van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen. (Nederlandse vertaling van de Guidance Document on Identification of Heavily Modified and Artificial Water Bodies).

CIS-werkgroep 2.A, 2003. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.

CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. CUWVO, Den Haag.

De Smit, D., 2007. Collegiale toets MEP/GEP, Weergave van belangrijkste punten en waarnemingen uit de regionale workshops MEP/GEP (najaar 2006)! DHV rapport, in opdracht van de Projectgroep Implementatie Handreiking MEP/GEP.

De Smit, D., Diederik van der Molen en Derk Jan Marsman, 2007. Collegiale toets MEP/GEP: veel geleerd! H2O Nr. 2/2007, Blz. 30.

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, 70 pp.

Evers, drs. ing. C.H.M., drs A.J.M. van den Broek, drs. R. Buskens, drs. A. van Leer-dam, 2007. Omschrijving MEP en conceptmaat-latten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water. In opdracht van de deelstroomgebieden Rijn-West, Rijn-Midden, Rijn-Noord, Rijn-Oost, Eems en Maas en STOWA en CSN

Heinis, F., C.R.J. Goderie & H. Baretta-Bekker, 2004. Referentiewaarden Algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen. Achtergrond-document. In opdracht van Rijkswaterstaat RIZA. HWE rapportnr. 03.037.

Heinis & Evers, 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de Goede Ecologische Toestand voor natuurlijke wateren. RIZA 2007.001.

Hendriks, R.F.A., 1991. Afbraak en mineralisatie van veen. STOWA rapport 1992. (SC-DLO rapport)

Higler, B., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren, deel 7: Laagveenwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Alterra, in opdracht van het Expertisecentrum LNV.

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen UR.

Landolt, E., 1998. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae) (vol. 2). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 71. Heft. 566 pp.

Nijboer, R.C., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren, deel 7: Sloten. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Alterra, in opdracht van het Expertisecentrum LNV.

Philips, G.L., D. Eminson & B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4: 102-126.

Portielje, R. & D.T. Van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007.

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

Pot, R. (red.), 2005. Default-MEP/GEP's voor sterk veranderde en kunstmatige wateren. Concept versie 8 (30 november 2005).

Provincie Overijssel, 2007. Afleiding voorlopige GEP-normen algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen Rijn-Oost. Voorlopige GEP-normen algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen.

Royal Haskoning, 2005. Validatie en verdere operationalisering van de concept KRW-maatlatten voor de natuurlijke rivier- en meertypen. Royal Haskoning, Witteveen+Bos en Takenlandschapsplanning in opdracht van RIZA.

Scheffer, M., 1998. The ecology of shallow lakes. Chapman and Hall.

Van den Berg, M.S. [red], 2004. Achtergrondrapportage referenties en maatlatten fytoplankton – rapportage van de expertgroep fytoplankton.

Van der Molen, D.T. [red], 2004. Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 2004-42. ISBN 90.5773.275.0

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006 (a). Referenties en concept-maatlatten Rivieren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, update april 2006. RIZA en STOWA (vooralsnog alleen digitaal beschikbaar).

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006 (b). Referenties en concept-maatlatten Meren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, update april 2006. RIZA en STOWA (vooralsnog alleen digitaal beschikbaar).

Van der Molen, D.T. & R. Pot, 2006 (c). Referenties en concept-maatlatten Overgangs- en Kustwateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, update april 2006. RIZA en STOWA (vooralsnog alleen digitaal beschikbaar).

Van Liere, L., J.H. Janse, M. Jeuken, P. Puijenbroek, O. Schoumans, R. Hendriks, J. Roelsma en D. Jonkers, 2001. Effect of nutrient loading on surface waters in Polder Bergambacht, The Netherlands. UHS publicatieon 273.

Van Liere, E. & Jonkers, D.A., [red], 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002.